

Fernando Paz Pellat
Rosa M. Cuevas
Editores

Programa Mexicano del Carbono

Serie: Síntesis Nacionales

Estado Actual
del Conocimiento
del Ciclo del Carbono
y sus Interacciones en México:
Síntesis a 2011

Programa Mexicano del Carbono
Universidad Autónoma del Estado de México
Instituto Nacional de Ecología





Forma correcta de citar:

Paz, F. y R. Cuevas (editores). 2012. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad Autónoma del Estado de México y el Instituto Nacional de Ecología. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-715-085-5. 887 p.

Programa Mexicano del Carbono A.C.
Calle Chiconautla No. 8 Interior A
Colonia Lomas de Cristo, C.P. 56230
Texcoco, Estado de México, México
www.pmcarbono.org

Esta obra fue elaborada por el Programa Mexicano del Carbono (PMC).
Se prohíbe la reproducción parcial o total de esta obra, por cualquier medio.

**Estado Actual del Conocimiento
del Ciclo del Carbono y sus Interacciones
en México:
Síntesis a 2011**

Fernando Paz y Rosa M. Cuevas

Editores

Programa Mexicano del Carbono, Universidad Autónoma del
Estado de México e Instituto Nacional de Ecología

Toluca, Estado de México, México

2011

ISBN 978-607-715-085-5

PROLOGO

El Programa Mexicano del Carbono, en su Comité Científico, está estructurado por áreas temáticas: Ecosistemas Terrestres, Ecosistemas Acuáticos, Atmosfera, Dimensión Social y Bioenergía. Esta última área recién incorporada al comité, en un acuerdo de coordinación con la Red Mexicana de Bioenergía (REMBIO).

El Programa Mexicano del Carbono (PMC) tiene planteado el objetivo, entre otros, de divulgar el conocimiento en relación al Ciclo del Carbono y sus interacciones. Desde el 2009, el PMC se dio a la tarea de organizar anualmente simposios internacionales del ciclo del carbono en México, realizando el primero en Ensenada, Baja California, siendo anfitrión el CICESE y la UABC; y el segundo en San Carlos, Sonora, con el ITSON y la UNISON de anfitriones. El Tercer Simposio Internacional del Carbono en México fue celebrado en Toluca, Estado de México, teniendo como anfitrión a la Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM). Así, este libro documenta, después de su edición, las contribuciones de diferentes instituciones nacionales e internacionales en este último simposio, en un formato de resumen en extenso, en las áreas temáticas del Comité Científico del PMC.

Los trabajos presentados durante el simposio de Toluca en la UAEM, permiten tener un diagnóstico actualizado de trabajos individuales y de grupos en esta área del conocimiento y reflejan la diversidad de intereses y enfoques de investigación, planteando retos de coordinación y vinculación de acciones para un desarrollo más armónico y eficiente en relación al conocimiento del ciclo del carbono en México.

Esta integración de memorias fue editada para tener una aproximación inicial a un documento de divulgación digital e impreso, como libro del PMC y la UAEM.

La estructura del libro de memorias, como estado actual del conocimiento, sigue las áreas temáticas del Comité Científico y en los casos donde las contribuciones se traslapan en áreas del conocimientos, se generaron capítulos de dos áreas temáticas de interacciones, reflejando el dialogo que ha empezado a construirse en México encaminado a una visión multidisciplinaria y multi-institucional de los enfoques científicos para el entendimiento de la dinámica del carbono y sus complejas interacciones, particularmente en relación a la sociedad.

A nombre del Programa Mexicano del Carbono, su Comité Científico y las diferentes coordinaciones, agradecemos a todos los colegas que nos han dado la oportunidad de compartir sus trabajos y difundirlos, esperando que este diálogo continúe en forma fructífera para todos.

Fernando Paz
Coordinador General
Programa Mexicano del Carbono

CONTENIDO

Capítulo 1. Ecosistemas Terrestres

1.1

Modelos alométricos para cuantificar biomasa aérea de *Prosopis* spp., en el Norte Centro de México.....19

1.2

Flujos ecosistémicos de agua y carbono durante la temporada de lluvias en un matorral subtropical de Sonora28

1.3

Producción de hojarasca en la Reserva de la Biosfera Selva “El Ocote”, en el Estado de Chiapas 35

1.4

Profundidad del suelo y su relevancia en las estimaciones de carbono en la Selva “El Ocote”, en Chiapas 44

1.5

Estimación del contenido y captura potencial de carbono en biomasa aérea y valoración económica, en la Reserva Forestal Xilitla, San Luis Potosí, México 53

1.6

Piloto REDD+ en Chiapas usando estrategias integrales y de bajo costo de inventarios de carbono en ecosistemas terrestres 60

1.7

Sistema nacional de información de erosión de suelos: vistas a modelación 69

1.8

Intercambio neto de carbono en ecosistemas estacionales del noroeste de México 77

1.9

Variabilidad espacial y línea de base del contenido de carbono orgánico, de un suelo representativo del Valle del Yaqui, Sonora, México 84

1.10

Análisis comparativo de un modelo simple de BRDF en relación a modelos de kernels: geometría de la vegetación usando información multi-angular93

1.11	Estimación de emisiones de CO ₂ fósil a partir de ¹⁴ C en anillos de árbol	100
1.12	Hacia el uso del modelo CBM-CFS3 a escala nacional en México: proyecto piloto Chiapas.....	108
1.13	Indicadores de calidad biológica e identificación de bacterias cultivadas en la rizosfera en un suelo arenoso en México	116
1.14	Captura y almacenamiento de carbono a través de plantaciones forestales	124
1.15	Identificación de variables, fuentes de emisión-captura y métodos para modelar el comportamiento de gases de efecto invernadero en el Estado de México	132
1.16	Estimación del carbono en el suelo, hierbas y arbustos en una plantación experimental de cuatro especies tropicales, en la Huerta, Jalisco	139
1.17	Estimación de biomasa total en dos especies de encino en áreas bajo aprovechamiento forestal.....	145
1.18	Potencial de captura de carbono en suelos de ladera en la subcuenca del Río Piricua en Tuxpan, Michoacán	150
1.19	Estimación del carbono almacenado en <i>Pinus hartwegii</i> en el Parque Nacional Izta-Popo, Zoquiapan	158
1.20	Estimación del contenido y captura potencial de carbono en biomasa aérea, en la reserva de la biósfera Marismas Nacionales, Nayarit, México	166
1.21	Estimación del contenido y captura potencial de carbono en biomasa aérea, en la Reserva de la Biosfera de Abra Tanchipa, San Luis Potosí, México	174
1.22	Estimación del contenido y captura potencial de carbono en la Sierra Madre Oriental	180

1.23	Relación entre los métodos TOC, LOI, Walkley-Black y NIR para determinar carbono en suelos	187
1.24	Inventario de carbono en ambientes ribereños de montaña	195
1.25	Distribución del carbono orgánico en agregados del suelo y emisiones de CO ₂ en diferentes agrosistemas del Valle de México	201
1.26	Evaluación del efecto del rodillo aireador en el contenido de carbono en tierras del pastoreo del noreste de México	209
1.27	Inventario de carbono en la microcuenca La Laborcita en Sierra de Lobos, Guanajuato	215
1.28	Acumulación y flujo de carbono en vertisoles cultivados en labranza de conservación...	222
1.29	Desarrollo de un modelo de protección química del carbono en suelos volcánicos.....	230
1.30	Un ejercicio de construcción de escenarios de referencia de carbono multi-escala en Chiapas	239
1.31	Modelación de la distribución del carbono orgánico de los suelos por fracciones físicas	248
1.32	Análisis y modelación de las energías de dispersión en la distribución del carbono orgánico en los suelos por fracciones físicas	258
1.33	Una aproximación a la estimación de la biomasa herbácea y arbustiva en matorrales y pastizales de Coahuila, México usando radiómetros multi-espectrales	266
1.34	Desarrollo de una estrategia de mapeo del carbono en ecosistemas terrestres usando fusión de información cuantitativa y semi-cuantitativa en campo bajo el principio de conservación de la incertidumbre	275

1.35	Inventarios dinámicos del carbono en ecosistemas terrestres cambiando espacio por tiempo: cronosecuencias	281
1.36	Elementos temáticos para la caracterización del carbono a escala local en Chiapas, Jalisco y la región del Cutzamala	288
1.37	Mapas nacionales del carbono orgánico en los suelos a escala nacional para las series II, III y IV de uso del suelo de INEGI	296
1.38	Concentraciones de carbono orgánico total en el suelo de conservación del Distrito Federal, centro de México	307
1.39	Biomasa aérea, coeficientes de expansión y captura de carbono de especies características en bosques del sur de Nuevo León	314
1.40	Determinación del contenido de carbono en diferentes coberturas vegetales y uso del suelo, en el suelo de conservación del Distrito Federal	322
1.41	Estimación automatizada de coberturas del estrato herbáceo usando fotografías digitales	329
1.42	Sistema de Monitoreo Terrestre Orientado a la Ganadería (SIMTOG): avances 2011	336
1.43	Estudio de cambios estacionales de características superficiales derivados de imágenes satelitales MODIS en la región del Monzón Norteamericano (NAM)	345
1.44	SPIAS: un sistema para proceso de imágenes satelitales a escala de país	353
1.45	Forest Disturbance and Carbon Dynamics of North America	359
1.46	Carbono orgánico y emisión de carbono en mantillo y capa de fermentación	368

1.47	Modelo genérico de estados y transiciones para los cambios en los almacenes de carbono en ecosistemas templados de Chiapas	374
1.48	Dinámica de la fracción activa de la materia orgánica del suelo en bosques tropicales estacionalmente secos a lo largo de un régimen de humedad	382
1.49	Desempeño del modelo RothC-26.3 en los niveles de estudio: parcela, sistema y región, en México.....	392
1.50	Preparación de materiales de control de calidad para evaluar carbono total en suelos ..	400
1.51	Comparación de reflectancia difusa plana y esfera de integración por espectroscopia del infrarrojo cercano (NIRS) para el monitoreo de carbono en suelos.....	405
1.52	Biocarbón para aumentar la calidad y secuestro de carbono en un suelo de México	413
1.53	Caracterización de la cama de combustibles en los diferentes ecosistemas forestales mexicanos: elementos para la estimación de las emisiones de gases de efecto invernadero derivadas de los incendios	417
1.54	Determinación de un método para calcular el volumen y estimar la densidad del material leñoso caído en los ecosistemas forestales mexicanos	422
1.55	Emisiones de gases de efecto invernadero derivadas de la quema de caña de azúcar pre-cosecha: estimación nacional 1997-2010	428
1.56	Almacenamiento de carbono en comunidades vegetales de alta montaña en el centro de México.....	434
1.57	Carbono en los suelos forestales de México: revalorando nuestros almacenes	440
1.58	Uso del modelo CBM-CFS3 para la simulación de la dinámica del carbono en la Sierra Mazateca de Oaxaca	448

1.59	Análisis multitemporal de los cambios de cobertura vegetal en el área tropical costera de Tulum, Quintana Roo	454
1.60	Cambio en el uso de suelo y emisiones de CO ₂ en el sureste de México	463
1.61	Metodologías geoespaciales para la estimación espacial del carbono en biomasa aérea de los bosques del Distrito Federal	464
1.62	Estimación de la productividad primaria neta de ecosistemas sonorenses a partir de sensores remotos.....	465
1.63	Carbon sequestration in soil with contrasting tillage and residue management in the central highlands of Mexico	466

Capítulo 2. Ecosistemas Acuáticos

2.1	Variabilidad del flujo de cocolitofóridos mediante trampas de sedimento, en Cuenca Alfonso, desde otoño 2006 a invierno 2008	469
2.2	Almacenes de carbono en diferentes tipos ecológicos de manglares en un escenario cárstico	478
2.3	Estudios de la biogeoquímica marina durante la combinación de eventos interanuales y decadales en la región norte de las costas de de Baja California	485
2.4	Distribución y abundancia del fitoplancton en la región costera de Baja California en invierno, primavera y verano de 2006	495
2.5	Efectos de la Acidificación del Océano en una Laguna de tipo Mediterráneo.....	505

2.6	Contenidos de carbono en sedimento y agua en afluentes del río Amecameca y su relación con el cambio de uso de suelo	514
2.7	Rutas del Carbono en arrecifes coralinos de México	523
2.8	Aporte del zooplancton migrante al flujo vertical de carbono frente a Baja California	532
2.9	Respuesta de organismos y ecosistemas en un océano cambiante	538
2.10	Contribución de la comunidad béntica infaunal y del contenido de materia orgánica en sedimento a los presupuestos de carbono en la planicie abisal del Golfo de México.....	545
2.11	El almacén de carbono orgánico particulado en los sedimentos de un lago oligotrófico tropical	552
2.12	Dinámica del carbono orgánico particulado en un lago oligotrófico tropical	559
2.13	Distribución de clorofila en el sur de la Corriente de California durante condiciones anómalas de 2005	566
2.14	Evaluación de la presencia de aguas subsaturadas con respecto a aragonita en las costas de Baja California, México	574
2.15	Procesos que modulan la productividad primaria del fitoplancton frente a Bahía Magdalena, B. C. S., México	582
2.16	La zona del mínimo de oxígeno en la región de transición en el Pacífico oriental tropical frente a México	594
2.17	Variación en los flujos verticales de carbono en la costa occidental de Baja California Sur en respuesta al forzamiento oceánico	604

Capítulo 3. Dimensión Social

3.1

El PSAH y PROFACE, instrumentos de política pública ambiental.
Su incidencia en la conservación de los servicios ambientales como
almacén de carbono: Suelo de Conservación del D.F. 615

3.2

Información y conocimiento científico sobre el ciclo del carbono y
gobernanza ambiental: condicionantes de la participación 624

3.3

Mecanismo y políticas de mitigación de GEI en China: una visión desde México 630

3.4

Análisis de la capacidad administrativa del gobierno del Distrito Federal
y el cambio climático 638

3.5

Respuesta de la economía mexicana ante un impuesto ambiental evaluado
por el modelo EGC-2..... 647

3.6

Respuesta de instituciones de educación superior ante el cambio climático:
elaboración de inventarios de gases de efecto invernadero en campus universitarios ... 658

3.7

La propuesta de mitigación del Programa Especial del Cambio Climático
(2006 – 2012) 665

3.8

La gobernanza forestal, piedra angular de la política REDD+ en México 673

3.9

La transición energética hacia sistemas basados en fuentes renovables 679

3.10

Detección de asentamientos humanos para la preservación del Suelo de
Conservación de la Ciudad de México: estudio comparativo LANDSAT vs SAR 688

Capítulo 4. Ecosistemas Terrestres - Dimensión Social

4.1

Estimación del contenido y captura potencial de carbono en biomasa aérea y valoración económica en el Área Natural Protegida Zicuirán-Infiernillo, Michoacán, México..... 691

4.2

Ordenamientos territoriales e intervenciones a escala local en Chiapas en REDD+: carbono, costos de oportunidad y modelos de estados y transiciones 699

4.3

MRV del sector ganadero: evaluación 2010 704

4.4

Una visión integral de territorio y su planeación ante el cambio climático: RETUS (Reducción de Emisiones de Todos los Usos del Suelo) 712

4.5

El inventario de gases de efecto invernadero (GEI) 2000-2008 del Estado de Veracruz 719

4.6

Red Nacional de Observatorios Ambientales (ReNOA): una iniciativa del CONACYT..... 727

4.7

Programa de acción ante el cambio climático del estado de Chiapas 732

4.8

Cooperación Sur-Sur en el monitoreo del carbono forestal en Las Américas 741

4.9

The Group on Earth Observations (GEO) initiatives in support of forest monitoring and carbon tracking 746

4.10

Modelos de estados y transiciones: una herramienta para la planificación de estrategias REDD+ 752

4.11

Monitoreo forestal comunitario en la Sierra Madre de Chiapas 759

4.12	Elementos para el Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero estandarizados a nivel nacional para los Programas Estatales de Acción ante el Cambio Climático y Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación de los bosques – Fase 1	767
4.13	Elementos para el Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero estandarizados a nivel nacional para los Programas Estatales de Acción ante el Cambio Climático y Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación de los bosques – Fase 2	773
4.14	Oportunidades económicas, ecológicas, sociales y de mitigación del aprovechamiento de insectos plaga para el consumo humano	781
4.15	Cálculo de línea base y adicionalidad en un caso práctico para el desarrollo de un proyecto de Mecanismo de Desarrollo Limpio en Sonora, México	786
4.16	Modelling Forest Carbon Budgets in Mexico: Progress and Challenges	793

Capítulo 5. Ecosistemas Terrestres - Atmósfera

5.1	Niveles de ¹⁴ C atmosférico – herramienta para estimar emisiones de CO ₂ fósil en zonas urbanas	797
5.2	Flujo de CO ₂ en los sistemas de siembra directa y labranza convencional en el Valle del Yaqui, Sonora, México	804
5.3	Sitio intensivo de monitoreo de flujos de CO ₂ a largo plazo en bosques bajo manejo en el centro de México	812
5.4	Variación temporal de los flujos de CO ₂ del suelo en un bosque tropical seco	817

Capítulo 6. Ecosistemas Acuáticos - Atmósfera

6.1

Mediciones en continuo de pH superficial frente a las costas de Baja California durante condiciones El Niño y La Niña 825

6.2

Principales procesos de control del CO₂ en la Bahía de Todos Santos, B.C., durante un ciclo anual..... 834

6.3

Aportes continuos de CO₂ del océano hacia la atmósfera en el margen costero suroccidental de la Península de Baja California 840

6.4

Oceanografía de los mares mexicanos: una iniciativa del PMC para la CONAPESCA ... 847

6.5

Flujos de Carbono en la zona de surgencias costeras de Baja California 854

6.6

Emisiones de metano en humedales del Estado de Veracruz 862

6.7

Flujos de carbono en la zona de mínimo de oxígeno del Pacífico Tropical Mexicano 871

6.8

Propuesta para el monitoreo integral del ciclo del carbono en el interface tierra-océano 877

6.9

Observaciones en series de tiempo de los flujos de carbono en una cuenca marginal del sureste del Golfo de California 887



1

Ecosistemas
Terrestres

1.1

Modelos alométricos para cuantificar biomasa aérea de *Prosopis spp.*, en el Norte Centro de México

Méndez González Jorge¹, Osvaldo Augusto Turlan Medina¹ y Ríos Saucedo Julio Cesar²

Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Calzada Antonio Narro No. 1923, Buenavista Saltillo Coah. C.P. 25315.
Tel. 844 411 02 99. jorgemendezgonzalez@gmail.com.

² INIFAP Campo Exp. Valle del Guadiana, Dgo.

Resumen

Un total de 144 árboles distribuidos en siete localidades del norte de México fueron muestreados acorde al método destructivo y analizados para desarrollar ecuaciones alométricas para cuantificar biomasa aérea de árboles individuales de *Prosopis spp.*, cubriendo diferentes categorías de diámetro basal (5.2 a 41.8 cm) y de altura (1.4 m a 9.7 m). Los parámetros de la ecuación alométrica 1) $y = ax^b$ y 2) $\log y = \log a + b \log x$, donde x es diámetro basal (cm) y y es biomasa aérea (kg), se obtuvieron usando PROC REG y NLIN del programa estadístico SAS. Se usaron diferentes tamaños de muestra n , se analizaron los estadísticos de ajuste, viendo la posibilidad de generar una ecuación a nivel regional. En base a esto, se evaluó la variación de los parámetros a y b para determinar empíricamente el tamaño de muestra más eficiente para construir modelos alométricos en este género. Los resultados demuestran que el diámetro basal estima adecuadamente la biomasa aérea de *Prosopis spp.*, promediando en los siete sitios R^2 de 0.95 y 0.83; CV de 28.86 y 37.15 %, parámetros a : 0.207 ± 0.264 ; -1.749 ± 0.543 y b : 2.66 ± 0.460 ; 2.015 ± 0.182 (en ecuación 1 y 2, respectivamente). El valor del parámetro b se registra dentro del rango reportado en la literatura en varios géneros y especies. El error estándar de a y b disminuye significativamente cuando $n > 60$ árboles, siendo quizás éste el tamaño de muestra más adecuado para generar modelos alométricos en *Prosopis spp.* Los estadísticos de ajuste y de validación demuestran que una sola ecuación podría ser aplicada en toda el área de estudio, no obstante, se recomienda usar la ecuación específica.

Palabras clave: peso seco, mezquite, método destructivo, carbono.

Introducción

El cambio climático global ha sido atribuido a la concentración en la atmósfera de los llamados “Gases de Efecto Invernadero” (GEI), bióxido de carbono (CO₂), óxido nitroso (N₂O), metano (CH₄) y ozono (O₃), por arriba de los niveles históricos, mismos que podrían producir un aumento en la temperatura media global entre 3 y 5° C (IPCC, 2007). Más de

un 20 % de las emisiones de CO₂ resultan del cambio de uso de suelo de los bosques (Schlegel, 2001; IPCC, 2007), siendo éste el causante de ~60 % del efecto invernadero. La biomasa vegetal se define como la cantidad total de material orgánico existente, por arriba y por abajo del suelo, expresada como peso anhidro por unidad de área (FAO, 2004); su cuantificación es de gran importancia, debido a que permite determinar la cantidad de CO₂, ya que aproximadamente el 50 % de ella es carbono (C) (Brown, 1997b; IPCC, 2007). Por ende, la biomasa es la cantidad potencial de carbono, que se podría agregar a la atmósfera como CO₂. Se ha calculado (Brown, 1997a) que los bosques del mundo almacenan más de 638 Gt C, cifra similar a la cantidad de carbono existente en la atmósfera (750 Gt C); sin embargo, de 2005 a 2010 el C en la biomasa forestal ha disminuido en 0.5 Gt C año⁻¹ (FAO, 2011), debido a la pérdida de bosque.

Gran parte de los estudios de biomasa se han realizado en bosques tropicales (Brown *et al.*, 1989; Chave *et al.*, 2004), en bosques templados (Návar, 2009; Mendoza y Galicia, 2010), pero muy pocos en zonas áridas y semiáridas, e.g. Návar (2004) y Méndez *et al.* (2006), a pesar de que éstas representan más de 62 millones de ha (Maser *et al.*, 1997); estos investigadores documentan que el reservorio más importante de carbono en México se encuentra en la vegetación semiárida (5 Gt CO₂); es decir, el 31 % del carbono total. El mezquite (*Prosopis* spp.) es una especie nativa y representativa de las zonas áridas y semiáridas (Pasiiecznik *et al.*, 2004; López *et al.*, 2006), se distribuye en los estados del norte, centro y sur de México (Rzedowski, 1988), representado por 11 especies (Palacios, 2006). Por la importancia del mezquite en cuanto a distribución, capacidad para almacenar CO₂ por periodos prolongados y por la escasez de ecuaciones alométricas, se hace ineludible generar modelos para cuantificar biomasa y carbono a escala geográfica local y regional. Los objetivos de la presente investigación fueron: 1) generar ecuaciones alométricas para cuantificar biomasa aérea de *Prosopis* spp., en el Norte-Centro de México y 2) analizar los estadísticos del modelo en función del tamaño de muestra, para determinar tamaño óptimo de observaciones para construir modelos alométricos en *Prosopis* spp.

Materiales y métodos

La investigación se realizó en cuatro estados del Norte-Centro de México (Durango, Zacatecas, Chihuahua y Coahuila), abarcando siete localidades. De acuerdo a García-CONABIO (1998), el clima es BS1hw (semiárido - semicálido), con precipitación anual de 125 a 600 mm, con latitudes desde 1,097 a 2,001 msnm.

Selección de la muestra y obtención de la biomasa

En este estudio se utilizó el muestreo destructivo (Schlegel *et al.*, 2000), para la determinación de biomasa aérea, seleccionado árboles sanos, sin deformaciones, ni plagas, distribuidos en todo el sitio, y representativos de las categorías diámetro y de altura (Brown *et al.*, 1989). En pie, los árboles fueron medidos en diámetro basal (cm) y altura total (m), posterior al derribo, los componentes del árbol (fuste, ramas y hojas) se pesaron en verde con básculas romanas marca Rotter de 50 y 25 kg de capacidad y 100 gr de precisión, obteniendo hasta cuatro muestras para calcular el contenido de humedad. En laboratorio las

muestras fueron secadas con estufa marca Riossa a 105° C hasta obtener peso constante (Brown, 1997b; Schlegel *et al.*, 2000). La biomasa de cada componente (y por suma de todas, biomasa total, *BT*) se obtuvo por la razón entre el peso seco y el peso húmedo (Schlegel *et al.*, 2000).

Modelo para cuantificar biomasa aérea de Prosopis spp.

Para cuantificar biomasa aérea de *Prosopis* spp., se usó el modelo alométrico 1) $BT = aDB^b$ (Brown *et al.*, 1989; Tausch, 1989; Zianis y Mencuccini, 2004) y en forma logarítmica 2) $\ln BT = \ln(a) + b \ln(DB)$, haciendo $a = \exp(a)$ en ecuación 2, donde: *BT* = biomasa total (kg); *DB* = diámetro basal (cm); *a* y *b* = parámetros del modelo; *ln* = logaritmo natural. Se aplicó el factor de corrección $FC = \exp(SSE^2/2)$ a la ecuación logarítmica para corregir por heterogeneidad de varianza (Sprugel, 1983), donde *SEE* es el error estándar. El ajuste del modelo se evaluó con los estadísticos de regresión: coeficiente de determinación, error estándar, coeficiente de variación y significancia del modelo (Segura y Andrade, 2008).

Modelo global de biomasa

El modelo 1 se aplicó a todo el conjunto de árboles, su ajuste consideró los criterios estadísticos citados anteriormente (Segura y Andrade, 2008). La validación del modelo, utilizando estadísticos propuestos por Prodan *et al.*, (1997): error medio absoluto (*EM*), error medio absoluto porcentual (*EMa*, %) y desviación global (*DG*), se realizó para evaluar su aplicabilidad a toda la población.

Análisis de estadísticos en función del tamaño de muestra

Así mismo, el modelo 1 se ajustó a diferentes tamaños de muestra (10, 20, ... 140) obtenidos al azar (con reemplazo). El tamaño de muestra óptimo se consideró evaluando y comparando el valor y error estándar de *a* y *b*, entre los diferentes tamaños de muestra (Návar, 2009), así como también los estadísticos de ajuste de la regresión.

Resultados y discusión

El diámetro basal de *Prosopis* spp. varió de 5.2 a 41.8 cm y la altura desde 1.4 m a 9.7 m. Características dasométricas similares han sido reportadas por algunos autores, por ejemplo, Méndez *et al.* (2006) en rodales naturales del noroeste de México (4 a 45 cm de diámetro) en *Prosopis glandulosa*, var. *Torreyana*; en el noreste de México, Návar *et al.* (2004) evaluaron biomasa en árboles de *Prosopis glandulosa* con diámetro basal de hasta 24 cm; y de hasta 34 cm en *Prosopis laevigata*. En Argentina Iglesias y Barchuk (2010) en *Prosopis flexuosa* y *P. torquata*, registraron diámetros basales de hasta 35.5 y 29.3 cm.

Ajuste del modelo alométrico para cuantificar biomasa aérea en Prosopis spp.

El modelo alométrico presentó alta significancia estadística en todos los sitios ($p < 0.0001$). La ecuación con mejor ajuste fue la no lineal, presentando valores de R^2 superiores a 0.90 en todos los sitios (Figura 1A), mayores a los de la ecuación lineal. El modelo no lineal registró CV mas bajos (Figura 1B). Méndez *et al.* (2006) reportan una R^2 de 0.87 usando el modelo no lineal en *Prosopis glandulosa*, demostrando buen ajuste del modelo para calcular biomasa aérea; Iglesias y Barchuk (2010) obtuvieron valores de 0.87 y 0.88 en *Prosopis torquata* y *Prosopis flexuosa*, ajustando la ecuación logarítmica.

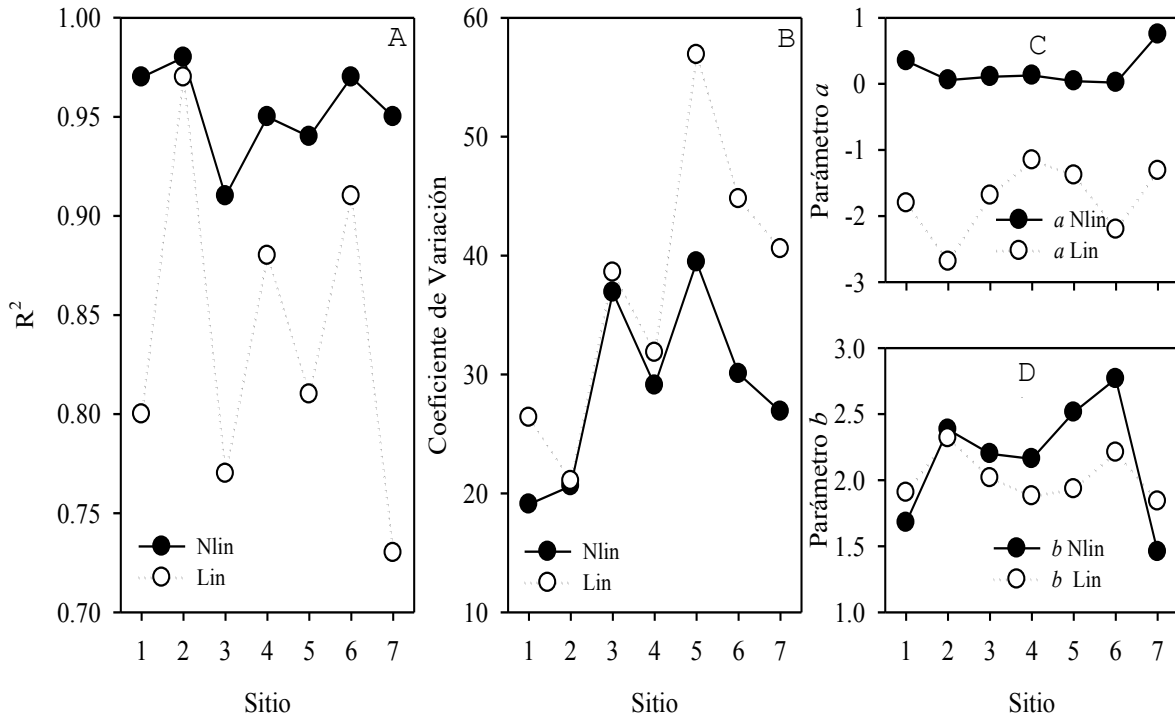


Figura 1. Estadísticos de regresión: R^2 (A), coeficiente de variación (B) y parámetros a (C) y b (D) del modelo alométrico no lineal y lineal en función del tamaño de muestra, para estimar biomasa aérea de *Prosopis* spp.

Se observó que a valores más pequeños de biomasa (< 100 kg) la ecuación 2 predice mejor la biomasa de *Prosopis* spp.; en mayores valores de biomasa (100 a 600 kg), ocurre lo contrario, este comportamiento ha sido evidenciado en otras especies (Návar, 2009). Los valores de a promediaron -1.749 ± 0.543 y 0.207 ± 0.264 (Figura 1C); mientras que en b fueron de 2.015 ± 0.182 y 2.66 ± 0.460 (Figura 1D) lineal y no lineal, estando éstos dentro del rango reportado por Zianis y Mencuccini (2004) en 279 ecuaciones alométricas. En *Prosopis glandulosa* Méndez *et al.* (2006) registran valores de 0.69 y 1.79 en a y b , similares a este estudio.

Modelo global para cuantificar biomasa aérea de Prosopis spp.

La ecuación global tuvo alta significancia estadística ($p < 0.0001$), R^2 ajustada de 0.91 y 0.69; error estándar de 33.42 y 38.32 kg y coeficiente de variación de 47.17 y 54.09 (Ecuación 1 y 2 respectivamente (Cuadro 1). En general el ajuste del modelo global fue bueno, considerando que los datos representan poblaciones de cuatro estados del Norte-Centro de México. Los intervalos de predicción se contraen con ecuación 1 (Figura 2A), conforme incrementa el diámetro basal de *Prosopis* spp. ocurriendo lo contrario con ecuación 2 (Figura 2B). El *FC* (aplicado a ecuación 2) mejoró la estimación de biomasa de *Prosopis* spp., recomendado su uso, por su validez estadística, al homogenizar la varianza de biomasa, sus valores son similares (1.068) a los reportados por Chave et al. (2004).

Cuadro 1. Estadísticos del modelo alométrico no-lineal y lineal, ajustado a la biomasa aérea de *Prosopis* spp. de siete localidades del Norte-Centro de México.

N	Modelo	Sxy	CV	R ²	p > F	a (error)	b (error)	FC
144	No-lineal	33.42	47.17	0.91	< 0.0001	0.0360 (0.0139)	2.5223 (0.1106)	
144	Lineal	38.32	54.09	0.69	< 0.0001	-1.8344 (0.1505)	2.0492 (0.0549)	1.198

N = número de árboles; Sxy = error estándar (kg); CV = coeficiente de variación (%); R² = coeficiente de determinación; P > F = significancia estadística; a y b = parámetros del modelo; FC = factor de corrección.

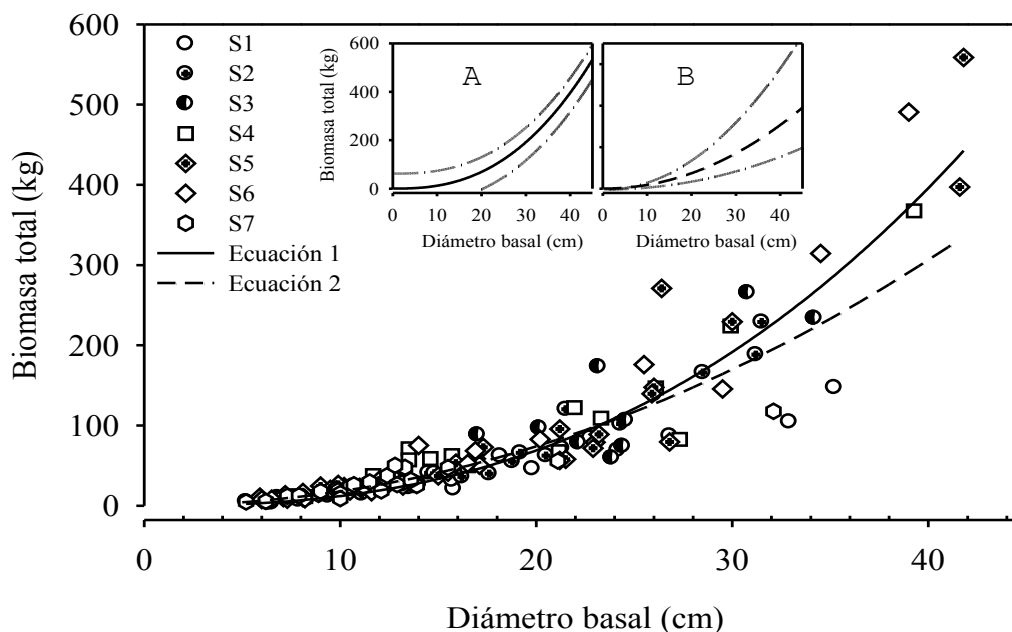


Figura 2. Biomasa observada y estimada de *Prosopis* spp. usando procedimiento no lineal y lineal en siete localidades del Norte-Centro de México.

Tamaño de muestra y estadísticos de regresión en Prosopis spp.

El mejor ajuste de la ecuación 1 se obtuvo con $n = 20$, teniendo R^2 de 0.96 y CV de 32.47 %, la variación más grande se obtuvo con $n = 100$ ($R^2 = 0.88$ y $CV = 54.78\%$) (Cuadro 2). De $50 < n < 90$, los estadísticos de regresión mantienen buenos ajustes, con R^2 promediando 0.93 (Cuadro 2A). Los estadísticos utilizados para la validación de los diferentes tamaños de muestra (Cuadro 2B), registraron los valores más bajos de error medio absoluto, EM de 0.1 kg; error medio absoluto porcentual, EMa de 1.3 %) y desviación global, DG de 0.2 % con $n > 40$, ocurriendo lo contrario ($EM = 5.5$ y $EM = 56$ %) con $n = 60$, indicando por un lado, a qué tamaño de muestra se obtienen las mejores estimaciones de biomasa y por otro, que el error en la estimación de biomasa usando una ecuación es mínimo, pudiendo utilizar una ecuación a toda la población de *Prosopis* spp.

Cuadro 2. Estadísticos del modelo $y = ax^b$ ajustado a la biomasa aérea de *Prosopis* spp. usando diferentes tamaños de muestra, de siete localidades del Norte-Centro de México.

<i>n</i>	Estadísticos de regresión A)				Estadísticos de Validación B)		
	<i>S_{xy}</i>	<i>CV</i>	R^2	$p > F$	<i>EM</i>	<i>EMa</i>	<i>DG</i>
10	16.6	40.59	0.94	<0.0001	3.3	40.0	8.7
20	26.2	32.47	0.96	<0.0001	1.2	16.4	1.5
30	38.3	47.59	0.90	<0.0001	2.8	24.5	3.6
40	21.6	42.56	0.91	<0.0001	0.1	1.3	0.2
50	30.6	39.79	0.92	<0.0001	2.3	16.9	3.1
60	32.3	41.47	0.94	<0.0001	5.5	56.0	7.6
70	40.7	48.99	0.91	<0.0001	5.1	51.1	6.6
80	23.9	35.92	0.94	<0.0001	1.2	8.1	1.8
90	32.0	46.72	0.93	<0.0001	4.7	55.8	7.4
100	35.3	54.78	0.88	<0.0001	3.7	36.5	6.0
110	36.2	51.77	0.90	<0.0001	4.2	38.5	6.5
120	34.1	47.92	0.91	<0.0001	3.9	36.1	5.7
130	34.8	48.48	0.91	<0.0001	3.9	35.5	5.7
144	33.8	47.24	0.91	<0.0001	3.7	33.5	5.4
	31.1	44.74	0.92		3.26	32.16	4.99

n = tamaño de muestra; *S_{xy}* = error estándar (kg); *CV* = coeficiente de variación (%); R^2 = coeficiente de determinación ajustado; $P > F$ = significancia estadística; *EM* = error medio absoluto (kg); *EMa* = error medio absoluto porcentual (%); *DG* = desviación global (%).

El promedio del parámetro *a* (desde $10 < n < 144$), fue de $0.059 + 0.057$ (Figura 3A), mientras que de *b* fue de 2.443 ± 0.240 (Figura 3B), cercano al valor promedio de *b* (2.3679 ± 0.016) reportado por Zianis y Mencuccini (2004) en 279 ecuaciones alométricas, y al de Smith y Brand (1983), 2.4925, obtenido de 215 modelos de 98 especies de herbáceas y

arbustivas de EU y Canadá. Del análisis de resultados se desprende que la mayor varianza de a y b , ocurre cuando $n < 60$, pero ésta disminuye significativamente cuando $n > 60$.

Conclusiones

El modelo alométrico (lineal y no lineal) se ajusta adecuadamente a la biomasa aérea de *Prosopis* spp. en el norte de México. El factor de corrección, aumenta las estimaciones de biomasa de *Prosopis* spp. en el modelo logarítmico, ajustándose mejor en categorías diamétricas pequeñas, pero subestimando biomasa en diámetros superiores, de aquí la aplicación del modelo en ambas formas, en categorías de diámetro diferente, siempre y cuando se cumplan los supuestos básicos de regresión en ambos. Es posible el uso de un modelo para calcular biomasa aérea en *Prosopis* spp. en el norte de México, no obstante, para mejores estimaciones se deberá usar el modelo de cada sitio. La menor variación de los parámetros a y b ocurre con $n > 60$, siendo quizá éste el tamaño mínimo para construir modelos alométricos a nivel regional en *Prosopis* spp.

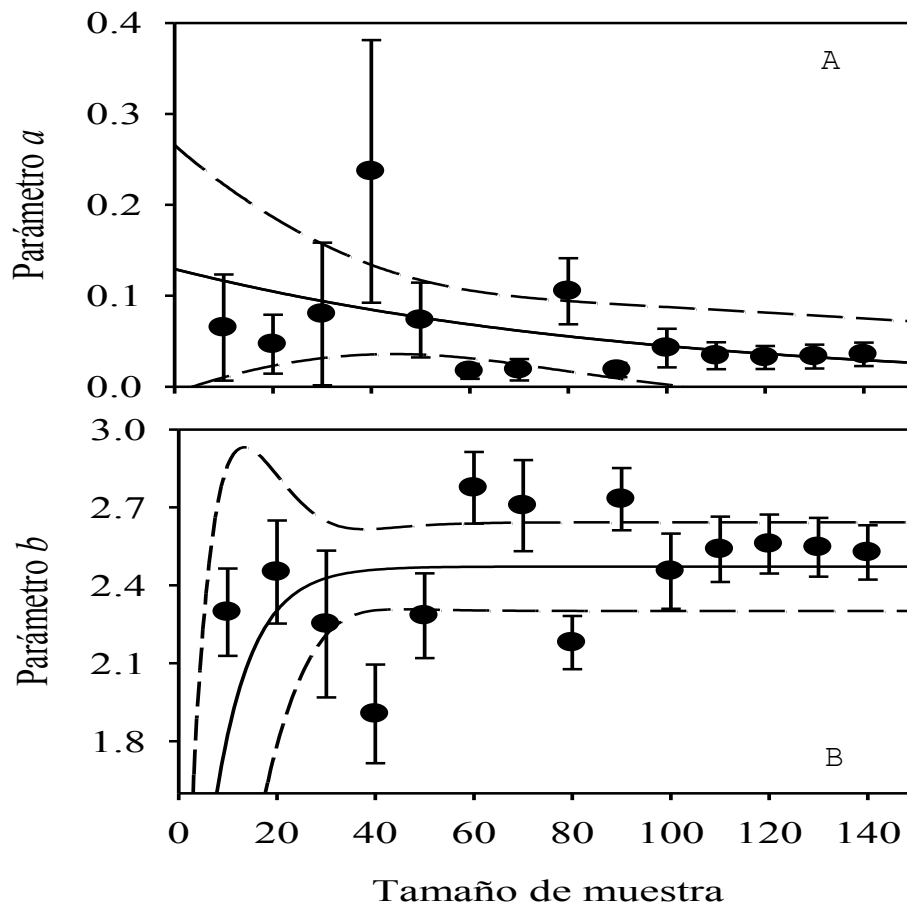


Figura 3. Relación entre el parámetro a (A) y b (B) como función del tamaño de muestra, en *Prosopis* spp.

Referencias bibliográficas

- Brown, S. 1997a. Los bosques y el cambio climático: el papel de los terrenos forestales como sumideros de carbono. *In*: Congreso Forestal Mundial. Antalya, Turquía. pp. 107-116.
- Brown, S. 1997b. Estimating biomass and biomass change of tropical forests. *Forestry Paper*. 55 p.
- Brown, S., A. Gillespie, and A. Lugo. 1989. Biomass estimation methods for tropical forest with applications to forest inventory data. *Forest Science* 35: 881-902.
- Chave, J., R. Condit, S. Aguilar, A. Hernández, S. Lao, and R. Pérez. 2004. Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. *Philosophical Transaction of Royal Society*. 359: 409-20.
- FAO. 2004. Global forest resources assessment update 2005, Terms and definitions (Final version), Rome. (<http://www.fao.org/docrep/007/ae156e/ae156e00.HTM>, acceso: 04 de enero de 2012).
- FAO. 2011. Situación de los bosques del mundo. Roma. pp. 64-66.
- García, E., y CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 1998. Climas (clasificación de Köppen, modificado por García). Escala 1:1000000. México.
- Iglesias, M. R., y A. Barchuk. 2010. Estimación de la biomasa aérea de seis leguminosas leñosas del Chaco Árido, Argentina. *Ecología Austral*. 20: 71-79.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2007. Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Pachauri, R.K. y A. Reisinger. IPCC, Ginebra, Suiza, 104 p.
- López, Y., F. Goycoolea, M. Valdez, y A. Calderón de la Barca. 2006. Goma de mezquite: una alternativa de uso industrial. *Interciencia* 31(003): 183-189.
- Masera, O. R., M. J. Ordoñez, y R. Dirzo. 1997. Carbon emissions from Mexican forests: current Situation and long term scenarios. *Climatic Change* 35(3): 265-295.
- Méndez, J., A. Santos, J. Nájera, y V. González. 2006. Modelos para estimar volumen y biomasa de árboles individuales de *Prosopis glandulosa*, var. Torreyana en el Ejido Jesús González Ortega. *Agrofaz* 6: 226-235.
- Mendoza-Ponce. A., and L. Galicia. 2010. Aboveground and belowground biomass and carbon pools in highland temperate forest landscape in Central Mexico. *Forestry* 83: 497-506.
- Návar, J., E. Méndez, A. Nájera, J. Graciano, V. Dale, and B. Parresol. 2004. Biomass equations for shrub species of Tamaulipan thornscrub of North-eastern Mexico. *Journal of Arid Environments* 59: 657-674.
- Návar, J. 2009. Biomass component equations for Latin American species and groups of species. *Annals Forest Science* 66: 208p1-208p8.
- Palacios, R. A. 2006. Los mezquites Mexicanos: biodiversidad y distribución geográfica. *Boletín de la Sociedad Argentina Botánica* 41 (1-2): 99-121.
- Prodan, M., P. Roland, F. Cox, y P. Real. 1997. *Mensura Forestal. Serie de investigación y educación en desarrollo sostenible*. San José, Costa Rica. 586 p.

- Pasiecznik, N. M., P. J. Harris, and S. Smith. 2004. Identifying tropical *Prosopis* species: A field guide. HDRA Publishing, Coventry, UK. ISBN 0 905343 34 4. 29 p.
- Segura, M., y H. Andrade. 2008. ¿Cómo hacerlo? ¿Cómo construir modelos alométricos de volumen, biomasa o carbono de especies leñosas perennes?. *Agroforestería en las Américas* 46: 90-96.
- Schlegel, B., J. Gayoso, y J. Guerra. 2000. Manual de procedimientos muestreos de biomasa forestal. Proyecto Medición de la capacidad de captura de carbono en bosques de Chile y promoción en el mercado mundial. FONDEF-UACH-INFOR. 20 p.
- Schlegel, B. 2001. Estimación de biomasa y carbono en bosques del tipo forestal siempre verde. Universidad Austral de Chile. *En: Simposio Internacional Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestales*. Valdivia, Chile. 13 p.
- Smith, W. B., and G. J. Brand. 1983. Allometric biomass equations for 98 species of herbs, shrubs and small trees. U.S. for Service Research. Note 299.
- Sprugel, D. G. 1983. Correcting for bias in log-transformed allometric equations. *Ecology* 64: 209-210.
- Rzedowski, J. 1988. Análisis de la distribución geográfica del complejo *Prosopis* (Leguminosae, Mimosoideae) en Norteamérica. *Acta Botánica Mexicana* 3: 7-19.
- Tausch, R. J. 1989. Comparison of regression methods for biomass estimation of sagerrush and runchgrass. *Great Basin Naturalist* 49: 373-380.
- Zianis, D., and M. Mencuccini. 2004. On simplifying allometric analyses of forest biomass. *Forest Ecology and Management* 187: 311-332.

1.2

Flujos ecosistémicos de agua y carbono durante la temporada de lluvias en un matorral subtropical de Sonora

Tarin Tonantzin¹, Yépez Enrico A.¹, Rodríguez Julio C.², Garatuza-Payan Jaime¹, Watts Christopher J.³, Eli Perez-Ruiz¹, Vivoni Enrique R.⁴, Méndez Luis A.⁴

¹ Instituto Tecnológico de Sonora. Departamento de Ciencias del Agua y del Medio Ambiente., 5 de febrero 818 sur, Col. Centro 85000. Cd. Obregón Sonora, México. Autor para correspondencia: yepzgz@itson.mx

² Universidad de Sonora, Departamento de Agricultura y Ganadería, Blvd. Encinas y Rosales, Col. Centro, Hermosillo Sonora, 83000, México.

³ Universidad de Sonora, Departamento de Física, Blvd. Encinas y Rosales, Col. Centro, Hermosillo Sonora, 83000, México

⁴ Arizona State University, School of Earth and Space Exploration, Tempe, AZ 85287, USA

Resumen

El matorral subtropical (MS) de Sonora responde enérgicamente a las lluvias estacionales que suceden durante el verano a través del Sistema Monzón de Norte América (NAMS). El reciclaje de agua y la productividad de estos ecosistemas están controlados por la disponibilidad de la lluvia. Con la llegada de la lluvia y las altas temperaturas se desencadenan diversos procesos ecológicos que estimulan la productividad neta del ecosistema (PNE) representada con por el intercambio neto de CO₂ entre la superficie terrestre y la atmósfera, y la evapotranspiración (ET). Un sistema de correlación turbulenta (Eddy Covariance, *EC*) permite estimar directamente PNE y la ET. Sin embargo, en México muy pocos estudios se encuentran monitoreando flujos ecosistémicos. El primer paso para entender los controles de PNE y ET es conocer la dinámica de sus componentes: producción primaria gruesa, (PPG) y respiración del ecosistema (Reco) en el caso de la PNE y evaporación del suelo (E) y transpiración (T) en el caso de ET. En este trabajo presenta la respuesta a la variabilidad climática de PNE y ET, así como de sus componentes durante el periodo más activo del NAMS 2007. Los resultados muestran que conforme llegan las lluvias la PNE sugiere que una importante cantidad de CO₂ entra al ecosistema debido probablemente a una alta PPG (hasta 20.1 $\mu\text{mol m}^2 \text{s}^{-1}$) que coincide con un amplio reverdecimiento de la vegetación (observado con NDVI, igual a 0.66). La transpiración del ecosistema controla del 60 al 80% de la ET total del MS. Relacionando la PPG y la T cse calculó una eficiencia de uso de agua de la vegetación (EUAV) de 5.2 $\mu\text{mol m}^2 \text{s}^{-1}$ de CO₂ por cada mmol m² s⁻¹ de agua que transpiro, sugiriendo una alta EUAV durante la temporada de crecimiento. Estos resultados son útiles para conocer la respuesta funcional y el potencial de secuestro de carbono del MS bajo diferentes escenarios de cambio climático, en donde se prevén menos lluvias, lluvias convectivas más intensas y periodos secos más prolongados durante la temporada de crecimiento de este ecosistema.

Palabras claves: Eddy covariance, productividad neta del ecosistema, respiración del ecosistema, productividad primaria gruesa, eficiencia de uso de agua de la vegetación.

Introducción

Los ecosistemas terrestres intercambian agua y carbono en función de la disponibilidad de recursos y representan importantes fuentes y sumideros de C a través de sus mecanismos de emisión o absorción de CO₂ (McCarthy *et al.*, 2010). La Productividad Neta del Ecosistema (PNE), representa el balance de CO₂ entre la superficie y la atmósfera. Este flujo, por lo tanto, describe la diferencia entre los procesos de asimilación por Producción Primaria Gruesa (PPG) y pérdida de CO₂ debido a la Respiración del Ecosistema (Reco). La PPG representa el total de la tasa fotosintética de toda la vegetación en un ecosistema, en unidades de: masa por área, por tiempo (ej. g C m⁻² yr⁻¹). La Reco es el total de la respiración de las plantas (autótrofa) y de los microorganismos (heterótrofa) en el suelo, lo cual constituye una fuente de CO₂ del ecosistema hacia la atmósfera (Chapin *et al.*, 2006). La evapotranspiración (ET) es la vía por la que se intercambia vapor de agua entre el ecosistema y la atmósfera, al igual que el PNE, es un flujo combinado que integra la evaporación del suelo (E) y la transpiración de la vegetación (T). La habilidad de conocer por separado los componentes de la PNE y la ET permite determinar la Eficiencia de Uso de Agua de la Vegetación (EUAV) la cual es parámetro ecosistémico poco estudiado que se define como GPP/T (Niu *et al.*, 2011).

El monzón de Norte América (NAMS) es un fenómeno regional importante que proporciona un incremento en las precipitaciones anuales en el norte de México y el suroeste de los Estados Unidos (Adams y Comrie, 1997). Con este sistema se precipita el ~65-75% de la lluvia anual total durante los meses de julio, agosto y septiembre. Las regiones áridas y semiáridas bajo la influencia del NAMS muestran una amplia respuesta en su procesos eco-hidrológicos (Vivoni *et al.*, 2010). En particular, la ET y el NEE ocurren significativamente después de haber iniciado el NAMS (Scott *et al.*, 2006; Yezpez *et al.*, 2007; Pérez-Ruiz *et al.*, 2010).

El método de correlación turbulenta (EC) se ha convertido en una herramienta importante para estudiar el intercambio de gases a nivel de ecosistemas (Baldocchi *et al.*, 2001). La EC mide directamente el intercambio neto de CO₂ y de vapor de agua entre la superficie y la atmósfera (Etzold *et al.*, 2010; Baldocchi *et al.*, 2001; Chen *et al.*, 2010) y aunque no distingue directamente entre los componentes de PNE y ET, es posible hacer aproximaciones de estos componentes en base a las diferencias entre los flujos nocturnos y diurnos y la micrometeorología local (Yezpez *et al.*, 2007).

El objetivo de este trabajo es presentar una serie de tiempo del intercambio neto de agua y CO₂ y sus componentes para calcular la eficiencia de uso de la vegetación de un matorral subtropical en el estado de Sonora durante la temporada del NAMS.

Materiales y métodos

La zona de estudio es un matorral subtropical (MS), cerca de 4km al noroeste del municipio de Rayón en el estado de Sonora en las coordenadas latitud 29.741 y longitud -

110.5337, a ~630 msnm. El clima es considerado seco-semicálido de acuerdo con la clasificación de Koppen, BWh (INEGI, 2011). La precipitación media anual es de 515 mm y la temperatura media anual de 20°C (INEGI, 2011).

Las especies predominantes son: Mezquite (*Prosopis velutina*), Ocotillo (*Fouquieria macdougalii*), Huinolo (*Acacia cochliacantha*), Torote (*Jatropha cordata*) y Palo verde (*Parkinsonia praecox*). La vegetación mide de 2 a 8 m de altura y la cobertura vegetal es ligeramente cerrada (MODIS estima en 1km cómo máximo LAI a 1.7). El MS se encuentra influenciado por el NAMS, por lo que, la mayoría de las especies vegetales pierden sus hojas en la temporada seca y recuperan el verdor con la llegada de las precipitaciones a finales de junio o principios de julio.

El sistema de EC utilizado para medir el intercambio de agua y carbono consta de: un analizador de gases (LI7500, LI-COR, Lincoln, Nebraska), un anemómetro sónico en 3D (CSAT3, Cambell Scientific, Logan, UT, USA) a frecuencia de 10Hz. Un data logger CR5000 (Campbel Sci, inc), se programó para calcular promedios cada 30min. La torre tiene una altura de 9m, sobre ésta están instalados sensores que miden las variables micro meteorológicas de radiación neta (CNR1, Kipp & Zonene, Delft, the Netherlands), temperatura del aire y la humedad relativa (HMP45D, Vaisala, Helsinki, Finland). La dirección y velocidad del viento se miden con un anemómetro (Wind Monitor, R.M. Young, MI USA). La humedad del suelo fue medida a 5 y 10cm de profundidad (CS615, Campbell Scientific, Logan, UT, USA). La precipitación fue medida con un pluviómetro (TR-52USW, Texas Electronic, Dallas, TX, USA). Para separar la ET en sus componentes, se calculó la proporción de evaporación del suelo en base al cambio del volumen de agua en la superficie (5cm) y la variación del microclima local (Yepez *et al.*, 2007). Los componentes de la PNE se estimaron para Reco utilizando el flujo nocturno de CO₂ mientras que GPP se estimó sustrayendo el promedio de Reco a los valores promedios de intercambio de CO₂ diurnos. La EUAV se calculó relacionando la PPG con la T con una regresión linear simple. Los datos presentados corresponden al periodo más activo (dos meses) durante la temporada del NAMS de 2007.

Resultados y discusión

La precipitación total durante el periodo de estudio represento 228mm, durante este periodo 30% de los pulsos de precipitación registrados estuvieron por debajo de <5mm, de acuerdo a Loik *et al.*, (2004), el 47% de los pulsos de precipitación en los ecosistemas áridos y semiáridos se mantienen en ese rango (Figura 1). Conforme la estación húmeda de crecimiento avanzo la PPG tuvo una tendencia a incrementarse coincidiendo con el incremento del reverdecimiento de ecosistema de acuerdo a los sensores remotos (NDVI). La variación en la PPG en el MS se vio principalmente controlada por la variación de la PPG que presento hasta con 20.1 $\mu\text{mol m}^2 \text{s}^{-1}$ la cual a su vez respondió de manera muy marcada a la variación de la demanda evaporativa de la atmósfera (Figura 1).

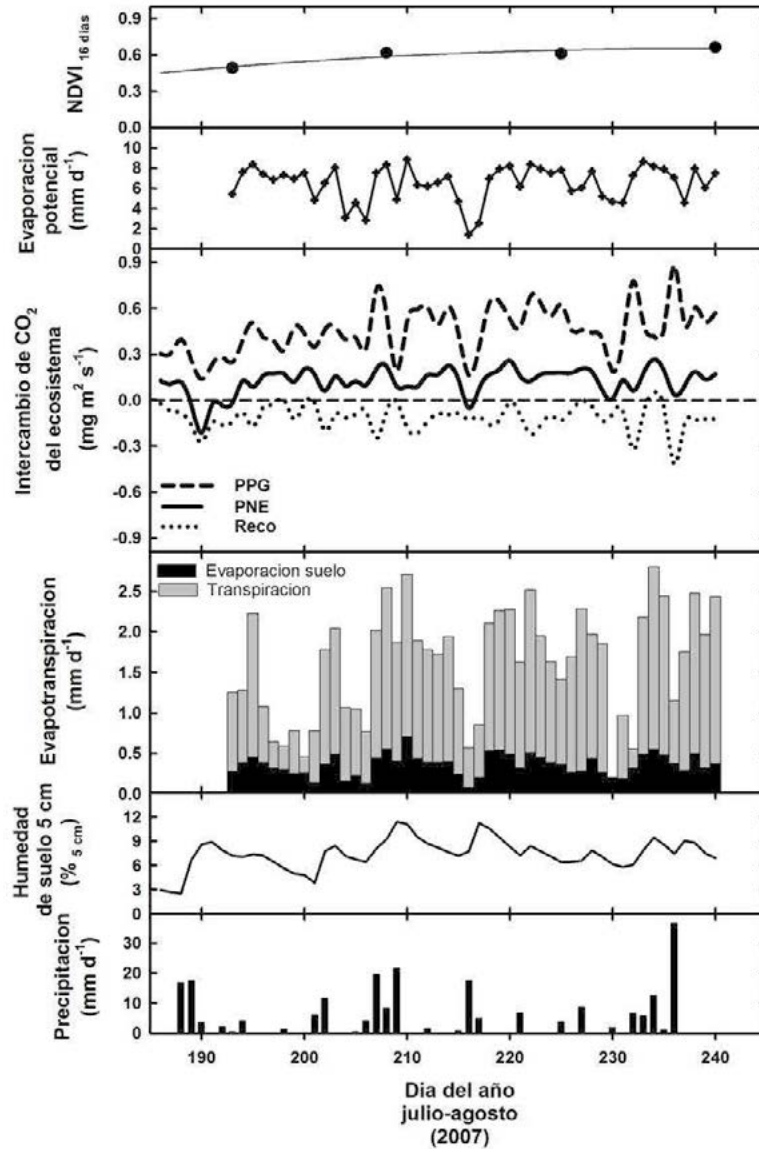


Figura 1. Condiciones climáticas ambientales en un matorral subtropical de Sonora, México. Se muestra de manera ascendente la precipitación en el periodo de estudio, el contenido de humedad en el suelo a los 5cm y la ET con sus componentes. Asimismo PNE separado en PPG y Reco, la evaporación potencial y el NDVI del ecosistema. En el caso de la PNE flujos positivos.

Similar a lo reportado en otros ecosistemas estacionales, al inicio de la temporada de lluvias el matorral presentó una pérdida de CO_2 a la atmósfera lo cual pudiera ser atribuible a la respiración del suelo tras la rápida reactivación de microbiota del suelo después de las primeras lluvias (Scott *et al.*, 2006). Asimismo se observó que existió una débil tendencia a que la Reco fue controlada por la humedad superficial del suelo, sugiriendo que durante el periodo de estudio la Reco está dominada por la respiración de la vegetación lo cual podría

contrastar de manera importante con otros ecosistemas áridos y semiáridos en donde la respiración del suelo tiene un papel dominante.

La habilidad de separar los componentes de los flujos de agua y CO_2 netos del ecosistema en PPG y Reco permiten evaluar la eficiencia de uso de agua de la vegetación (EUAV) y explorar el control que las variables ambientales ejercen sobre procesos específicos del ecosistema. En el caso del matorral, la vegetación presente en su conjunto asimilo $5.2 \mu\text{mol m}^2 \text{s}^{-1}$ de CO_2 por cada $\text{mmol m}^2 \text{s}^{-1}$ de agua que transpiro durante la época de crecimiento (Figura 2). Las altas tasas de transpiración, la alta EUAV y la baja Reco sugieren que este ecosistema tiene alta eficiencia de uso de lluvia durante la época de crecimiento.

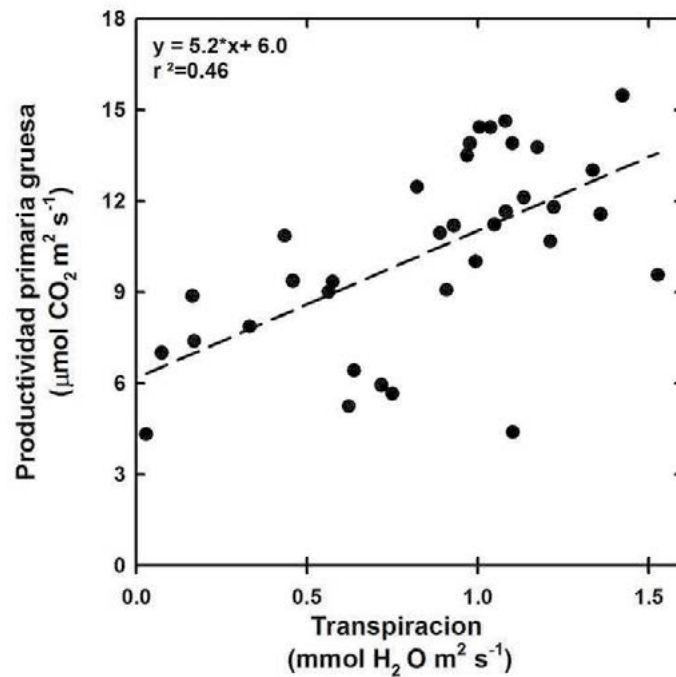


Figura 2. La eficiencia de uso de agua de la vegetación a nivel de ecosistema calculada en base a los componentes de la productividad neta del ecosistema y la evapotranspiración determinados con la técnica de correlación turbulenta en un matorral subtropical de Sonora, México

Conclusiones

El estudio forma parte de un esfuerzo multidisciplinario en donde el eje conductor es la eco-hidrología del Monzón. Se cree que este enfoque, incluyente de información eco-fisiológica e hidrológica, ayuda a elucidar la respuesta funcional de estos ecosistemas a la variación climática característica del monzón y a realizar predicciones acerca de los posibles patrones de productividad y potencial de secuestro de carbono de estos ecosistemas conforme responden al cambio climático prospectado para esta región. Debido

a la enorme variabilidad ambiental y disponibilidad de recursos generada durante el NAMS es muy importante entender cómo los patrones de utilización de agua se relacionan con otros procesos fundamentales del ecosistema ya que esto, dará la pauta para probar hipótesis acerca del funcionamiento de estos ecosistemas desde un punto de vista ecohidrológico. La continuación de este estudio incluye un análisis más detallado del comportamiento fisiológico de las plantas dominantes del matorral así como mediciones de la respiración suelo, para entender con más detalle los procesos que controlan la ET la PNE y sus componentes.

Referencias bibliográficas

- Adams, D. K., and C. Comrie. 1997. The North American monsoon. *Bulletin of the American Meteorological Society* 78: 2197–2213.
- Baldocchi, D., E. Falge, and L. Gu. 2001. FLUXNET: a new tool to study the temporal and spatial variability of ecosystem-scale carbon dioxide, water vapor, and energy flux densities. *Bulletin of the American Meteorological Society* 82 (11): 2415-2434.
- Chapin, F., G. Woodwell, and J. Randerson. 2006. Reconciling carbon-cycle concepts, terminology, and methods. *Ecosystems* 9:1041-1050.
- Chen, B., Q. Ge, D. Fu, X. Yu, S. Sun, and H. Wang. 2010. A data-model fusion approach for upscaling gross ecosystem productivity to the landscape scale based on remote sensing and flux footprint modelling. *Biogeosciences* 7: 2943-2958.
- Etzold, S., N. Buchmann, and W. Eugster. 2010. Contribution of advection to the carbon budget measured by eddy covariance at a steep mountain slope forest in Switzerland. *Biogeosciences* 7: 2461-2475.
- INEGI. 2011. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Mapa digital de México V5.0 (<http://gaia.inegi.org.mx/mdm5/viewer.html>)
- Loik, M. E., D. Breshears, W. K. Lauenroth, and J. Belnap. 2004. A multi-scale perspective of water pulses in dryland ecosystems: climatology and ecohydrology of the western USA. *Oecologia* 141(2): 269-81.
- McCarthy, H. R., R. Oren, K. Johnsen, A. Gallet-Budynek, S. Pritchard., C. Cook, S. LaDeau, R. Jackson, and A. Finzi. 2010. Re-assessment of plant carbon dynamics at the Duke free-air CO₂ enrichment site: interactions of atmospheric [CO₂] with nitrogen and water availability over stand development. *The New phytologist* 185: 514-28.
- Niu, S., X. Xing, Z. Zhang, J. Xia, X. Zhou, B. Song, L. Li, and S. Wan. 2011. Water-use efficiency in response to climate change: from leaf to ecosystem in a temperate steppe. *Global Change Biology* 17: 1073-1082
- Pérez-Ruiz, E. R., J. Garatuza-Payan, C. J. Watts, J. C. Rodriguez, E. Yopez, and R. L. Scott. 2010. Carbon dioxide and water vapour exchange in a tropical dry forest as influenced by the North American Monsoon System (NAMS). *Journal of Arid Environments* 74: 556-563.
- Scott, R. L., T. E. Huxman, D. Williams, and D. Goodrich. 2006. Ecohydrological impacts of woody plant encroachment: seasonal patterns of water and carbon dioxide exchange within a semiarid riparian environment. *Global Change Biology* 12: 311-324.



- Vivoni, E. R., H. Moreno, G. Mascaró, J. C. Rodríguez, C. J. Watts, J. Garatuza-Payan, and R. L. Scott. 2008. Observed relation between evapotranspiration and soil moisture in the North American monsoon region. *Geophysical Research Letters* 35: 0-5.
- Yepez, E. A., R. L. Scott, W. L. Cable, and D. G. Williams. 2007. Intraseasonal variation in water and carbon dioxide flux components in a semiarid riparian woodland. *Ecosystems* 10:1100–1115.

1.3

Producción de hojarasca en la Reserva de la Biosfera Selva “El Ocote”, en el Estado de Chiapas

Orihuela-Belmonte D. Edith¹ y de Jong Bernardus H.¹

¹El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Campeche. Calle 10 x 61 núm. 264 Col. Centro, CP 24000 Campeche, Campeche.

Autor para correspondencia: oeditheo@hotmail.com

Resumen

Una de las formas más sencillas y económicas de medir la productividad en los ecosistemas terrestres es a partir de la producción de hojarasca. Los bosques secundarios son muy variables en la estructura de la vegetación y la composición de especies de árboles, dependiendo de su edad, la ubicación y la historia de las perturbaciones. El objetivo del presente trabajo fue estimar la producción de hojarasca y su variación temporal en selvas y acahuales de distintas edades e historias de perturbación. La hipótesis fue que la caída de hojarasca se incrementa con la edad de la vegetación secundaria, presentando diferencias con la historia de perturbación. Se establecieron 12 parcelas en dos comunidades de la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote, en cada sitio se colocaron 15 canastas de 1m², la hojarasca se colectó cada 15 días secando el material en una estufa y reportando los resultados en g de peso seco m⁻² año⁻¹ y gC m⁻² año⁻¹, utilizando como factor de carbono (0.5). Los resultados presentan diferencias significativas entre las dos comunidades, el tipo de vegetación (edad) y entre las diferentes historias de perturbación (acahual agrícola, selva quemada, selva conservada). En la comunidad de Nuevo San Juan Chamula el intervalo de producción de hojarasca en vegetación secundaria es de 472-609g m⁻² año⁻¹, equivalente a 236-304.5gC m⁻² año⁻¹, para selva mediana es 952.5g m⁻² año⁻¹ equivalente a 476.2gC m⁻² año⁻¹, en selva alta 871.4g m⁻² año⁻¹equivalente a 435.7gC m⁻² año⁻¹. En la comunidad de Tierra Nueva el intervalo de producción de hojarasca para vegetación secundaria de diferentes edades es 402.6-416.8g m⁻² año⁻¹ equivalente a 201.3-208.4gC m⁻² año⁻¹, para selvas medianas quemadas hace 11 años la producción anual es 643.7-665.7g m⁻² año⁻¹ equivalente a 321.8-332.9gC m⁻² año⁻¹. La variación estacional de la producción de hojarasca tiene una correlación con la precipitación mensual, con la edad de la vegetación, con la historia de perturbación y las características locales del sitio.

Palabras clave. productividad, carbono, vegetación secundaria, historia de uso, selvas.

Introducción

La productividad primaria de un ecosistema terrestre es la cantidad de material vegetal producido por unidad de tiempo y se expresa como la tasa (velocidad) a la cual dicha materia orgánica se genera a través de la fotosíntesis (Odum, 1969). Una de las formas más sencillas y económicas de medir la productividad en los ecosistemas terrestres es la evaluación de la producción de hojarasca. Esta producción es importante en el funcionamiento del ecosistema, al acumularse en el suelo como un mantillo sirve de hábitat y alimento a muchos organismos y microorganismos que conforman una red trófica compleja (Yimer, 2006). También es clave como una vía de transferencia de nutrientes y energía entre las plantas y el suelo; contribuyendo al desarrollo, estabilidad y fertilidad de este último. En los bosques tropicales representa una de las principales fuentes de nutrientes, aunque estos procesos han sido bien estudiados en todo el mundo durante los últimos 40 años (Gartner y Cardon, 2004), el entendimiento es limitado en sitios con diferentes historias de perturbación y con diferencias en la regeneración de los hábitats tropicales (Faria *et al.*, 2009). Los bosques secundarios son muy variables en la estructura de la vegetación y la composición de especies de árboles, dependiendo de su edad, la ubicación y la historia de las perturbaciones (Lawrence y Foster, 2002).

En una escala regional o mundial, las variaciones en la tasa de producción entre las especies y los sitios están correlacionadas con el clima y la calidad del sustrato (Watt *et al.*, 2008). La calidad del sustrato se define como la relación de la disponibilidad de nutrientes, que depende de la combinación de componentes lábiles estructurales de la materia orgánica y componentes orgánicos recalcitrantes (Swift *et al.*, 1981). Concentraciones de nitrógeno y fósforo en el tejido, lignina y celulosa, o la relación de la lignina de nitrógeno a menudo se utilizan como índices de calidad del sustrato (Watt *et al.*, 2008). De manera adicional se pueden considerar las características geomorfológicas para describir la calidad del sitio (Holz *et al.*, 2009).

El objetivo del presente trabajo fue estimar la producción de hojarasca y su variación temporal en selvas y vegetación secundaria de distintas edades e historias de uso. Las hipótesis consideradas establecen que: (1) la dinámica de caída de hojarasca y su variación estacional se incrementa con la edad de la vegetación. (2) La variabilidad de la producción de hojarasca depende de las condiciones del suelo (calidad del sitio), la historia de uso y la edad de la vegetación.

Materiales y métodos

Se presentan 13 meses de evaluación (agosto 2009 a septiembre 2010) de la productividad de hojarasca en 12 parcelas distribuidas en dos comunidades: Tierra Nueva (6) y Nuevo San Juan Chamula (6) de la Reserva de la Biosfera Selva “El Ocote”, en el Estado de Chiapas. En cada parcela se colocaron 15 canastas de 1m² de tela de mosquitero para permitir el drenaje del agua en época de lluvias, distribuidas en un perímetro de 1000m², a una altura de 1.0 m del suelo (Lastres y Aymerich, 1992, Bernier *et al.*, 2008). Se colectó la hojarasca de cada canasta por separado cada 15 días, para llevarla al laboratorio y secarla por 72 horas a 70°C, posteriormente se obtuvo el peso seco de cada

componente (hojas, flores, frutos y ramas) y el contenido de carbono en el laboratorio. Los resultados se presentan como producción de hojarasca (peso seco) tiempo (mes, año)⁻¹ m⁻² y cantidad de carbono asociada a la producción (Brown, 1997). Se analizó la producción total con respecto a la intensidad de uso de suelo (IUS). Se utilizó la fórmula $IUS (\%) = (UA * 100) / (UA + PD)$, donde: UA=Uso del suelo para agricultura en años y PD= Período de descanso en años (edad de la vegetación) propuesta por Young (1994), como un indicador del potencial de recuperación de la vegetación utilizando la frecuencia de uso del suelo con respecto a los periodos de descanso. Para evaluar la calidad del sitio se utilizó el índice de calidad del sitio (ICS) que tiene un intervalo de 5 a 21 unidades, en una escala de menor a mayor, los sitios con valor de 5 indican la peor condición de calidad que se puede presentar al evaluar las características que forman parte del indicador. En cada sitio se registró el % de roca expuesta (%RD) en cinco categorías 1=50-100%, 2=26-50%, 3=11-25%, 4=1-10%, 5=0%, de tal manera que los sitios con mayor área cubierta por suelo son los que calificaron con el número 5. La posición en la ladera (PL) 1=alta, 2=media, 3=baja 4=plano. La pendiente (%) (AP) 1= ≥ 50 , 2= 40-50, 3= 30-39, 4= 20-29, 5= 0-19. Bordes del límite de la parcela (BLP) 1=pastizal, 2=maíz, 3=Café, 4=montaña. Presencia del fuego (PF) 1=quemado por manejo, 2=quemado por incendio, 3=nunca quemado. Índice de calidad del sitio (ICS) = (% RD + PL+ AP+ BLP + PF). El diseño experimental tiene dos comunidades con 6 parcelas anidadas dentro de cada comunidad. Se examinó la normalidad de los resultados con la prueba de Shapiro Wilk y la homogeneidad de varianzas con el estadístico de Bartlett, utilizando las gráficas de probabilidad normal y de valores estimados contra residuales. Debido a que los datos no presentan una distribución normal, las variables hoja y producción de hojarasca total se transformaron mediante logaritmo natural más uno $\{\ln(Y+1)\}$. Las variables ramas, flores y frutos, fueron transformadas mediante la raíz cuadrada para que el supuesto de normalidad se cumpliera, en este documento solo se analiza la hojarasca total. Posteriormente se ajustó un modelo mixto, con una estructura de covarianza en el programa SAS. La producción de hojarasca total de cada comunidad se analizó con una matriz de correlación con la variabilidad de la temperatura, precipitación, intensidad de uso del suelo (IUS) y la calidad del sitio (ICS) usando la correlación de Spearman. Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de una vía usando SPSS 15.5 para comparar las 12 parcelas en su producción total y entre los meses, con una prueba Post-hoc de Tukey (Sokal y Rohlf, 1995).

Resultados y discusión

El modelo mixto utilizado para el análisis estadístico indica que la variable parcela ($F_{1,10} = 35.47$, $p < 0.0001$) esta anidada dentro de la comunidad ($F_{1,168} = 84.79$, $p < 0.0001$) y siempre es significativa, lo cual demuestra que las parcelas son diferentes en la producción de hojarasca y al mismo tiempo entre comunidades durante todo el periodo de evaluación ($F_{1, 4679} = 355.26$, $p < 0.0001$).

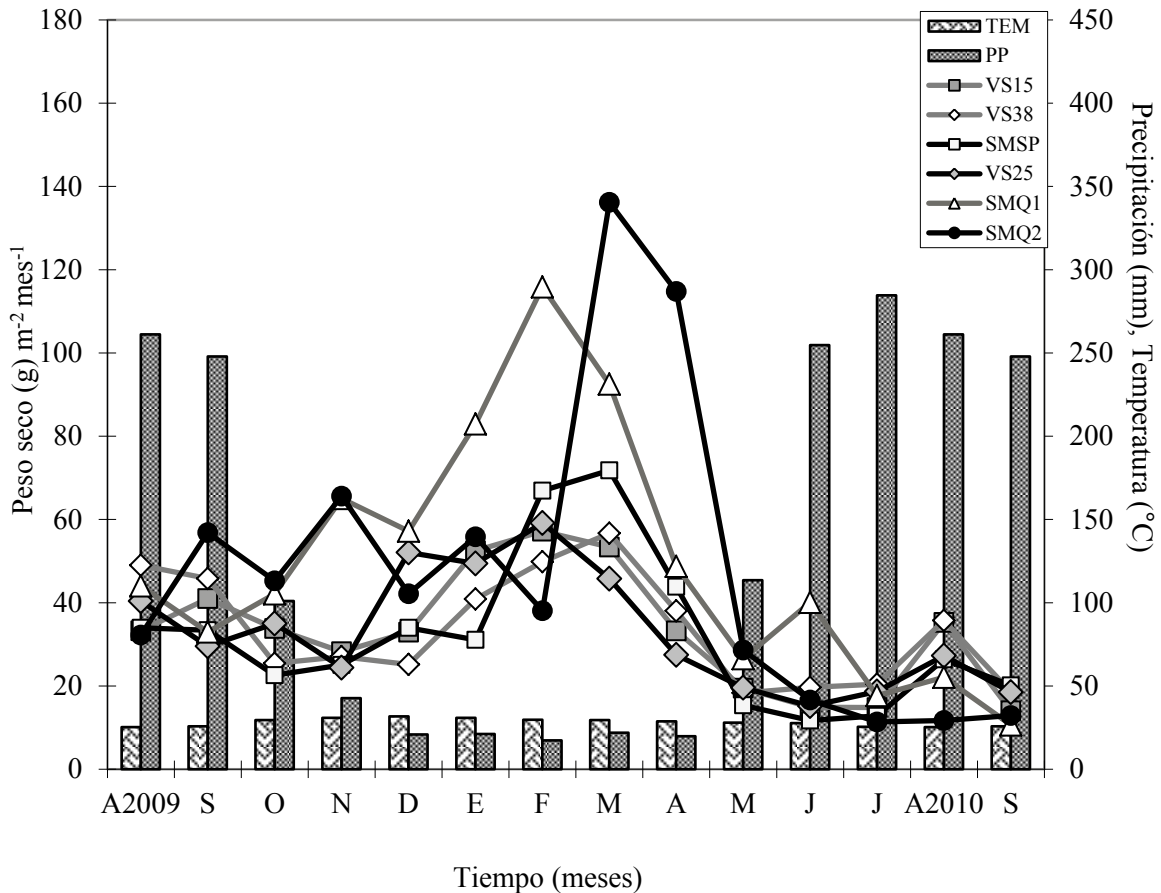


Figura 1. Producción de hojarasca en relación a la distribución del promedio de precipitación y temperatura mensual en Tierra Nueva.

En Tierra Nueva los sitios estudiados tienen características particulares que los hace diferentes entre ellos, tres tienen vegetación secundaria de diferente edad (15, 25 y 38 años de edad) con una historia de uso agrícola con diferencias en el número de ciclos y características del suelo. El intervalo de producción en estas parcelas es de 14.1 a 59.2 g m⁻² mes⁻¹, la producción total se incrementa con la edad de la vegetación, sin embargo se observa una ligera anomalía, que puede estar relacionada a otros factores independientes de la edad (Cuadro 1). El sitio de selva mediana subperenifolia tiene una producción total anual ligeramente menor a la observada en vegetación secundaria madura, pero las condiciones locales pendiente abrupta y material lítico expuesto en un 50% de la superficie del suelo, pueden estar relacionadas con estos resultados (Cuadro 1). Los dos sitios de selva mediana subperenifolia quemada en 1998, con 12 años de recuperación de la vegetación, presentan diferencias en su producción. Es probable que cada parcela de acuerdo con la intensidad del impacto del incendio se regenere de manera diferencial, además de las distintas características locales evaluadas con el índice de calidad del sitio, generando mayor producción de hojarasca en una de ellas (Cuadro 1, Figura 1).

Cuadro 1. Producción anual de hojarasca, variación mensual promedio, temperatura y precipitación en las comunidades de Tierra Nueva y Nuevo San Juan Chamula.

Tierra Nueva (mes)	DE	DE	DE	DE	DE	DE	DE	DE	DE	DE	DE	DE	DE	Tem	pp
VS15	VS38	SMSP	VS25	SMQ1	SMQ2	Tem	pp								
A 2009	33.3	8.9	49.0	22.9	34.0	14.1	40.4	17.2	44.1	13.2	32.2	8.3	25.3	21.2	
S	41.0	11.5	45.8	18.9	33.4	9.8	29.5	6.6	33.0	11.2	56.8	11.8	25.8	17.3	
O	33.8	8.2	25.4	8.7	22.6	4.7	35.0	13.2	42.1	10.2	45.3	13.6	29.5	21.9	
N	28.3	8.9	27.1	8.2	25.1	8.9	24.4	6.6	65.0	20.4	65.6	19.7	30.9	19.8	
D	32.9	8.8	25.2	5.2	34.0	8.5	52.1	7.0	57.2	14.7	42.2	12.7	31.7	113.5	
E 2010	52.5	8.0	40.9	7.8	31.1	3.3	49.4	5.7	82.9	14.8	55.8	9.7	30.9	254.7	
F	57.2	10.9	49.8	8.9	66.9	20.3	59.2	14.9	115.9	25.2	38.1	6.6	29.7	284.6	
M	53.4	14.7	56.7	20.4	71.8	25.1	45.8	18.3	92.5	29.6	136.2	42.5	29.5	261.1	
A	33.2	13.4	38.0	11.3	43.9	14.7	27.5	11.1	48.8	14.1	114.8	34.1	28.8	247.9	
M	19.5	4.5	18.3	5.3	15.4	4.1	19.6	6.3	26.5	9.2	28.6	4.8	28.0	101.0	
J	14.9	2.7	19.7	7.1	11.7	2.4	15.2	2.8	40.1	17.8	16.6	3.7	27.7	42.7	
J	14.8	4.7	20.4	5.2	12.8	6.0	18.7	3.4	17.7	6.8	11.4	3.7	25.5	20.9	
A 2010	35.3	6.4	35.7	7.0	26.4	7.4	27.3	6.5	22.1	6.4	11.7	2.4	25.3	21.2	
S	14.1	2.9	18.6	5.0	20.1	7.0	18.5	4.2	10.6	2.5	12.9	4.0	25.8	17.3	
Promedio/año														28.2	1445.1
g/m²/año	414.8 ^a		416.3 ^a		402.6 ^a		416.8 ^a		665.7 ^c		643.7 ^{bc}				
gC/m²/año	207.4		208.2		201.3		208.4		332.9		321.8				
Mg/ha/año	4.15		4.16		4.03		4.17		6.66		6.44				
MgC/ha/año	2.07		2.08		2.01		2.08		3.33		3.22				
Nuevo San Juan Chamula (mes)	DE	DE	DE	DE	DE	DE	DE	DE	DE	DE	DE	DE	DE	Tem	pp
VS9	VS10	SMS1	SMS2	VS3	VS9 (2)	Tem	pp								
A 2009	42.4	16.1	58.1	27.6	82.2	29.0	68.6	25.5	36.5	9.6	40.2	9.4	25.3	90.2	
S	22.9	10.6	31.3	10.4	45.7	13.8	52.6	16.5	32.8	6.9	37.5	9.7	25.8	92.1	
O	38.9	5.6	30.9	16.3	51.1	30.5	48.0	13.3	24.3	8.9	33.8	15.9	29.5	40.0	
N	43.2	13.6	51.8	11.3	83.7	27.2	93.2	22.6	36.1	8.4	73.4	16.9	30.9	57.6	
D	20.3	18.8	40.2	10.0	52.9	15.9	58.6	9.4	25.5	6.4	35.0	7.6	31.7	109.7	
E 2010	56.3	2.0	93.3	23.1	161.3	24.2	108.1	26.5	91.0	19.0	84.1	23.0	30.9	285.1	
F	92.5	9.3	81.6	22.3	163.9	34.2	118.7	30.3	98.9	28.2	74.1	18.3	29.7	212.6	
M	77.9	25.0	83.6	21.2	160.1	64.6	157.1	40.4	61.5	15.1	61.1	20.8	29.5	284.1	
A	27.7	17.4	31.2	12.2	40.6	11.4	61.9	31.4	15.1	4.5	15.8	4.5	28.8	385.0	
M	20.2	11.5	30.8	11.6	36.8	10.8	40.0	11.0	11.5	3.7	12.6	4.4	28.0	293.0	
J	25.5	6.6	34.8	15.8	38.5	10.7	32.4	7.1	20.3	5.9	24.4	8.8	27.7	184.1	
J	25.7	5.8	41.3	13.1	35.6	10.2	32.2	7.8	18.5	3.4	21.0	5.9	25.5	125.8	
A 2010	25.3	4.8	24.1	4.3	33.5	6.1	25.6	7.6	16.6	3.3	20.2	4.3	25.3	90.2	
S	50.1	6.4	61.4	14.9	60.3	8.8	74.7	14.9	39.6	5.1	35.8	5.8	25.8	92.1	
Promedio/año														28.2	2341.6
g/m²/año	493.5 ^{ab}		609.1 ^{bc}		952.5 ^d		871.4 ^d		472 ^a		513.2 ^{ab}				
gC/m²/año	246.8		304.5		476.2		435.7		236.0		256.6				
Mg/ha/año	4.94		6.09		9.52		8.71		4.72		5.13				
MgC/ha/año	2.47		3.05		4.76		4.36		2.36		2.57				

N=número de muestras/mes/parcela, DE=desviación estándar, Tem=temperatura, pp=precipitación. Las comparaciones fueron significativas usando un ANOVA, los superíndices denotan los subconjuntos generados con la prueba de Tukey.

En Nuevo San Juan Chamula cuatro de los sitios se caracterizan por ser de vegetación secundaria con una historia de uso agrícola, con diferencias en el número de ciclos agrícolas con respecto a la comunidad de Tierra Nueva. Una parcela de 3 años, dos de 9 años, pero distintas en la calidad del sitio y otra de 10 años; el intervalo de producción entre ellas es 11.5 a 98.9 g m⁻² mes⁻¹ (Cuadro 1), la producción se incrementa con la edad de la vegetación, sin embargo las parcelas de la misma edad difieren en la producción anual, haciendo evidente la intervención de otros factores que influyen en la producción de hojarasca, al igual que las parcelas de selva mediana subperenifolia. Estas diferencias en la productividad mensual son atribuibles a las características locales, evaluadas con el índice de calidad del sitio (Cuadro 1, Figura 2).

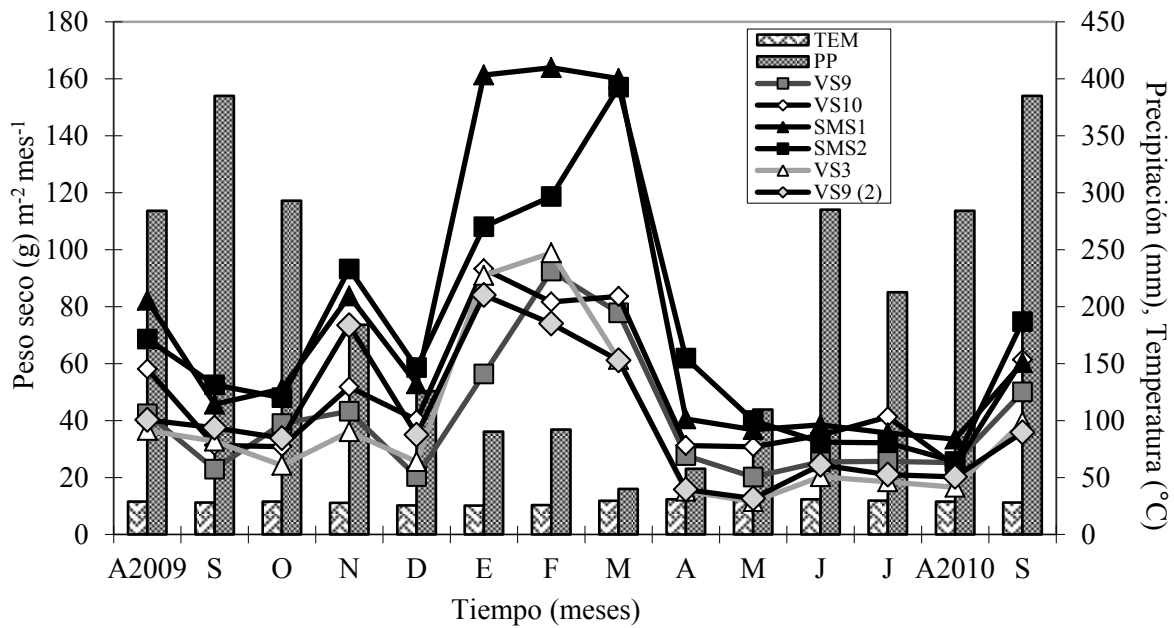


Figura 2. Producción de hojarasca en relación a la distribución del promedio de precipitación y temperatura mensual en Nuevo San Juan Chamula.

La producción fue más alta en la época seca, un segundo pico más pequeño se presenta en noviembre solo en las parcelas de selva mediana subperenifolia quemada en Tierra Nueva, y selva mediana subperenifolia en Nuevo San Juan Chamula, pero no en las parcelas de vegetación secundaria (Cuadro 1, Figuras 1 y 2). Este patrón de un segundo pulso de producción ha sido atribuido a los vientos de la época de lluvias (Mesquita *et al.*, 1998), la discrepancia entre selvas y vegetación secundaria en este segundo pulso de incremento en la producción puede atribuirse a la estructura de la vegetación (Lawrence y Foster, 2002). De manera adicional en otros bosques tropicales se ha identificado una variación inter anual (Brown y Lugo, 1982), como se observa en las diferencias registradas en septiembre del año 2009 y 2010 (Cuadro 1), pero respuestas diferentes entre las dos comunidades, para Tierra Nueva del año 2009 al 2010 disminuye y en Nuevo San Juan

Chamula se incrementa de 2009 al 2010. Esto es un indicador de la necesidad de incrementar los periodos de evaluación, para identificar los cambios en los ecosistemas.

En Tierra Nueva la correlación de la producción con respecto a la precipitación es significativa ($r = -0.780$, $p < 0.01$) al igual que la temperatura ($r = 0.7480$, $p < 0.01$). Sin embargo en Nuevo San Juan Chamula la correlación con la precipitación no fue significativa, pero con la temperatura ($r = 0.592$, $p < 0.01$). Probable que la diferencia entre comunidades en los rangos de precipitación influya en el desarrollo de la vegetación (Whigham *et al.*, 1990), debido a que en sitios con mayor humedad la mineralización de la materia orgánica es más rápida (Shang y Tiessen, 2003). La producción de hojarasca se incrementa con la edad de la vegetación secundaria (Cuadro 1), sin embargo las diferencias entre las parcelas y entre comunidades sugieren que existen otros factores que tienen influencia en la productividad (Watt *et al.*, 2008).

La producción total de hojarasca de las parcelas presenta una correlación significativa con la intensidad de uso ($r = -0.131$, $p < 0.01$), la calidad del sitio ($r = 0.145$, $p < 0.01$) y la profundidad del suelo ($r = 0.206$, $p < 0.01$). La producción de la vegetación secundaria de la misma edad en sitios con intensidad de uso agrícola similar es diferente y puede ser causado por las características locales, de manera adicional en los primeros años después del abandono, la presencia de vegetación remanente influye en la regeneración y la diversidad de las especies así como la estructura del bosque proporcionando características únicas a cada parcela, incluyendo el porcentaje estimado de roca expuesta en el suelo que influye en la profundidad del suelo (Eriksson y Holmgren, 1996, Lawrence y Foster, 2002; Yimer *et al.*, 2006; Watt *et al.*, 2008, Holz, *et al.*, 2009; Freitas *et al.*, 2009).

Las estimaciones de la producción anual en este documento presentan un intervalo de 4-9.5 $\text{Mg m}^{-2} \text{año}^{-1}$ (Cuadro 1), para vegetación secundaria y selvas, otros estudios reportan valores similares que van de 6.6 a 9.5 $\text{Mg m}^{-2} \text{año}^{-1}$ (Nepstad *et al.*, 2002), 8.8-9.5 $\text{Mg m}^{-2} \text{año}^{-1}$ (Vasconcelos y Luizáo, 2004), ambos para la selva amazónica. En un sitio tropical húmedo de Cuba la producción es 4.7 $\text{Mg m}^{-2} \text{año}^{-1}$ (García Oliva *et al.*, 2006), sin embargo otras investigaciones reportan rangos de 5.4-13.4 $\text{Mg m}^{-2} \text{año}^{-1}$ para la vegetación secundaria de 14-19 años y en selvas la cantidad estimada es 9.4-12.4 $\text{Mg m}^{-2} \text{año}^{-1}$ en Brasil (Barlow *et al.*, 2007), en este caso los valores son mayores a los que se presentan en este manuscrito y en ambos la vegetación secundaria es ligeramente superior a las selvas.

Conclusiones

La similitud entre la producción de hojarasca en las selvas y en la vegetación secundaria, refleja la rápida recuperación de una parte de la productividad primaria, con la edad de la vegetación. La vegetación secundaria puede ser capaz de recuperar importantes funciones como la productividad y la descomposición en un periodo corto; sin embargo la conservación de la biodiversidad y el almacenamiento de carbono, es probable que requiera mucho más tiempo para recuperarse (Barlow, *et al.*, 2007; Gardner *et al.*, 2007; Holz *et al.*, 2009). Al comparar diferentes sitios es necesario considerar diversos aspectos que intervienen en la producción, entre los cuales se encuentran factores biofísicos como edafología, pendiente, composición florística, intensidad de uso, calidad del sitio, sobrevivencia, mortalidad, fuentes de semillas, interacciones bióticas e impactos previos;

estos factores pueden explicar de manera más específica las discrepancias entre vegetación con la misma edad, intensidad de uso y calidad de sitio (Lawrence y Foster, 2002; Freitas *et al.*, 2009). De manera adicional las evaluaciones deben ser de largo plazo para identificar el efecto de la variación climática interanual que puede generar alteraciones en la producción de hojarasca y la productividad de los ecosistemas.

Referencias bibliográficas

- Barlow, J., T. A., Gardner, L. V. Ferreira, and C. A. Peres. 2007. Litter fall and decomposition in primary, secondary and plantation forests in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 247: 91–97.
- Bernier, P., P. J. Hanson, and P. S. Cirtis. 2008. Measuring litterfall and branchfall. *In*: C. M. Hoover (Ed.). *Field Measurements for Forest Carbon Monitoring: A Landscape-Scale Approach*. US Forest Service. Durham. NH, USA. pp. 91-101.
- Brown, S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests. A primer. Forestry Paper N° 134. FAO. Roma, Italia. 55p.
- Brown, S., and A. E. Lugo. 1982. The storage and production of organic matter in tropical forests and their role in the global carbon cycle. *Biotropica* 14: 161–187.
- Eriksson, C. P., and P. Holmgren. 1996. Estimating stone and boulder content in Forrest soils, evaluating the potential of surface penetration methods. *Catena* 28: 121-134.
- Faria, D., E. Mariano-Neto, A. M. Zanforlin-Martini, V. Ortiz, R. Montingelli, S. Rosso, M. L. Barradas, and J. Baumgarten. 2009. Forest structure in a mosaic of rainforest sites: the effect of fragmentation and recovery after clear cut. *Forest Ecology and Management* 257: 2226–2234
- Freitas, S. R., T. J. Hawbaker, and J. P. Metzger. 2009. Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management*. 257: 1219–1230.
- Gartner, T. B. and Z. G. Cardon. 2004. Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. *Oikos* 104: 230–246.
- Gracia-Oliva, F., G. Hernández, and J. F. Gallardo. 2006. Comparison of ecosystem C pools in three forests in Spain and Latin America. *Ann. For. Sci.* 63: 519–523.
- Holz S., G. Placci, and R. D. Quintana. 2009. Effects of history of use on secondary forest regeneration in the Upper Parana Atlantic Forest (Misiones, Argentina). *Forest Ecology and Management* 258: 1629–1642
- Lastres, O. L. y T. Aymerich. 1992. El bosque tropical semidesiduo del parque Laguara, Cuba. Evaluación de diferente número de colectores para determinar la producción de hojarasca. *Ciencias Biológicas* 24: 11-24
- Lawrence, D., and D. R. Foster. 2002. Changes in forest biomass, litter dynamics and soils following shifting cultivation in southern Mexico: an overview. *Interciencia* 27: 400–408.
- Mesquita, R., S. W. Workman, and C. L. Neely. 1998. Slow litter decomposition in a Cecropia-dominated secondary forest of central Amazonia. *Soil Biol. Biochem.* 30: 167–175.

- Nepstad, D. C., P. Moutinho, M. B. Dias-Filho, E. Davidson, G. Cardinot, D. Markewitz, R. Figueiredo, N. Vianna, J. Chambers, D. Ray, J. B. Guerreiros, P. Lefebvre, L. Sternberg, M. Moreira, L. Barros, F. Y. Ishida, I. Tohlver, E. Belk, K. Kalif, and K. Schalbe. 2002. The effects of partial throughfall exclusion on canopy processes, aboveground production and biogeochemistry of an Amazon forest. *J. Geophys. Res.* 107: 8085, doi:10.1029/2001JD000360.
- Odum, E. P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164: 262-270.
- Shang, C., and H. Tiessen. 2003. Soil organic C sequestration and stabilization in karstic soils of Yucatan. *Biogeochemistry* 62: 177-196.
- Sokal, R. R., and F. J. Rohlf 1995. *Biometry: The Principles and Practice of Statistics in Biological Research*. W.H. Freeman & Co., New York. 887 p.
- Swift, M. J., A. Russell Smith, and T. J. Perfect. 1981. Decomposition and mineral nutrient dynamics of plant litter in a regenerating bush-fallow in sub-humid Tropical Nigeria. *J. Ecol.* 69: 981-995.
- Vasconcelos, H. L., and F. J. Luizáo. 2004. Litter production and litter nutrient concentrations in a fragmented Amazonian landscape. *Ecol. Appl.* 14: 884-892.
- Watt, M. S., M. R. Davis, P. W. Clinton, G. Coker, C. Ross, J. Dando, R. L. Parfitt, and R. Simcock. 2008. Identification of key soil indicators influencing plantation productivity and sustainability across a national trial series in New Zealand. *Forest Ecology and Management* 256: 180-190.
- Whigham, D.F., P. Zugasty, E. Cabrera, J. O'Neill, and E. Ley. 1990. The effect of annual variation in precipitation on growth and litter production in a tropical dry forest in the Yucatán of Mexico. *Tropical Ecology* 31: 23-34.
- Yimer, F., S. Ledin, and A. Abdelkadir. 2006. Soil property variations in relation to topographic aspect and vegetation community in the south-eastern highlands of Ethiopia. *Forest Ecology and Management* 232: 90-99
- Young, A. 1994. *Agroforestry for Soil Conservation*. BPC Wheatons, Exeter, RU. 276 p.

1.4

Profundidad del suelo y su relevancia en las estimaciones de carbono en la Selva “El Ocote”, en Chiapas

Orihuela-Belmonte D. Edith¹, Mendoza-Vega Jorge¹ y de Jong Bernardus H.¹

¹El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Campeche. Calle 10 x 61 núm. 264 Col. Centro, CP 24000 Campeche, Campeche. Autor para correspondencia: oeditheo@hotmail.com

Resumen

Existe diversos factores que tienen influencia en la acumulación de la materia orgánica en el suelo, cada uno forma parte del proceso general de la dinámica de la materia orgánica y el reciclado de nutrientes. La vegetación es la principal fuente de materia orgánica para el suelo y de ella depende la cantidad y calidad. La heterogeneidad ambiental en pequeña escala puede tener efectos en las especies, con factores como humedad, temperatura, microtopografía, orientación de la ladera. La heterogeneidad del paisaje, en la zona de estudio se manifiesta con material cárstico expuesto, formas de relieve con pendientes abruptas, dificultando la acumulación de materia orgánica en el suelo y resultando capas de suelos muy delgados. El objetivo de este trabajo es demostrar la importancia de la evaluación de la profundidad del suelo en las estimaciones de carbono. La cantidad de material lítico expuesto demandó la consideración de una adaptación metodológica para evaluar la profundidad del suelo, en 124 parcelas circulares de 1000m² sobre los cuatro ejes principales N-S, E-O; desde el centro de la parcela se midió a cada 50cm de distancia la profundidad de la capa de suelo en 144 puntos, tomando muestras con un nucleador de 2.5cm de diámetro para 0-10cm, 10-20cm y 20-30cm y se enviaron al laboratorio para estimar el porcentaje de carbono por estrato de profundidad. Se estimó el contenido de carbono de dos maneras una considerando el suelo homogéneo y otra haciendo la corrección con los registros de profundidad para obtener el contenido de carbono real en cada parcela. Al comparar los resultados se demuestra la importancia del factor de corrección para evitar una sobre estimación hasta del 100% en algunos casos, de la cantidad de carbono por unidad de área en sitios con suelos poco profundos y con material lítico expuesto.

Palabras clave: metodología, pedregosidad, cárstico, profundidad, CO₂.

Introducción

La exuberante vegetación del bosque húmedo tropical es originada por el proceso constante del reciclaje y la óptima retención de nutrientes dentro del ecosistema. Los nutrientes son retenidos principalmente en el complejo húmico por lo que la mayoría de

ellos se encuentran en los primeros centímetros del suelo (Lal, 2005). La hojarasca influye en el proceso de edafogénesis por medio de la descomposición, manteniendo la fertilidad edáfica ya que constituye la principal entrada de nutrientes al suelo (Lal, 2005). La materia orgánica del suelo (MOS) determina en gran medida la fertilidad, la capacidad de retención de agua y la estructura del suelo (Shang y Tiessen, 2003; Lal, 2005). Los suelos pueden almacenar más de 100 toneladas de carbono por hectárea en el primer medio metro de profundidad (Vasconcelos y Luizáo, 2004; Mendoza-Vega y Messing, 2005). En la práctica se da por hecho que superficies reducidas son razonablemente homogéneas con fines de muestreo para análisis de suelos; sin embargo, éstas podrían no serlo. El uso de muestras compuestas a partir de varias submuestras pretende representar adecuadamente la heterogeneidad en las propiedades fisicoquímicas (Castellanos *et al.*, 2000; Gastón *et al.*, 2001). Cuando el terreno presenta una variabilidad evidente es importante considerar la adecuada representatividad de las condiciones del sitio en estudio. Es así que la heterogeneidad de las condiciones del paisaje demanda una metodología adaptada al área de estudio (Eriksson y Holmgren, 1996). El objetivo de este trabajo es demostrar la importancia de la evaluación de la profundidad del suelo en las estimaciones de carbono.

El estudio se realizó en La Reserva de la Biosfera “Selva El Ocote”, la cual se localiza en la porción noroeste del estado de Chiapas, entre los paralelos 16° 45’ 42” y 17° 09’ 00” de latitud norte y entre los meridianos 93° 54’ 19” y 93° 21’ 20” longitud oeste. Posee una extensión cercana a las 100,000 ha, de las cuáles 40% son áreas bajo protección estricta o zonas núcleo. Por el número de especies y endemismos es considerada una región de gran importancia en México y forma parte del Corredor Biológico Mesoamericano (CONANP, 2000). Se encuentra entre dos provincias neotropicales, Pacífico y Tehuantepec, con una gran diversidad de condiciones topográficas (cotas de 180 a 1,500 msnm), suelos de origen aluvial, rocas sedimentarias, calizas, areniscas, lutitas, limonitas, y rocas ígneas intrusivas (luvisoles y regosoles), relieve predominante cárstico con depresiones de diversa magnitud, con resumideros, hendiduras, simas, dolinas y cavernas (Mulleried, 1957). Microclimas, Am (f) (2,000-2,000mm), Am (1,500-2,500mm), A(C) (W2) (1,200-2,000mm), de acuerdo con la clasificación de Köppen modificada por García (1973) (CONANP, 2000), lo cual genera diferentes tipos y condiciones de vegetación, la clasificación de regiones ecológicas de Norteamérica, ubica a la mayor parte de la Reserva en la ecoregión selvas cálido húmedas (SCH) y una parte menor en la ecoregión selvas cálido secas (SCS).

Materiales y métodos

Se establecieron 124 parcelas, de las cuales 23 son de selva alta perennifolia, 8 de selva alta perennifolia (quemada), 20 de selva mediana subperennifolia, 10 de selva mediana subperennifolia (quemada), para un total de 61 con vegetación de selva y 63 son vegetación secundaria (sitios donde al menos una vez se cultivó algún producto), en diferentes etapas de sucesión (cronosecuencias). Las parcelas fueron circulares de 1000m² (radio de 17.86m) (Figura 1).

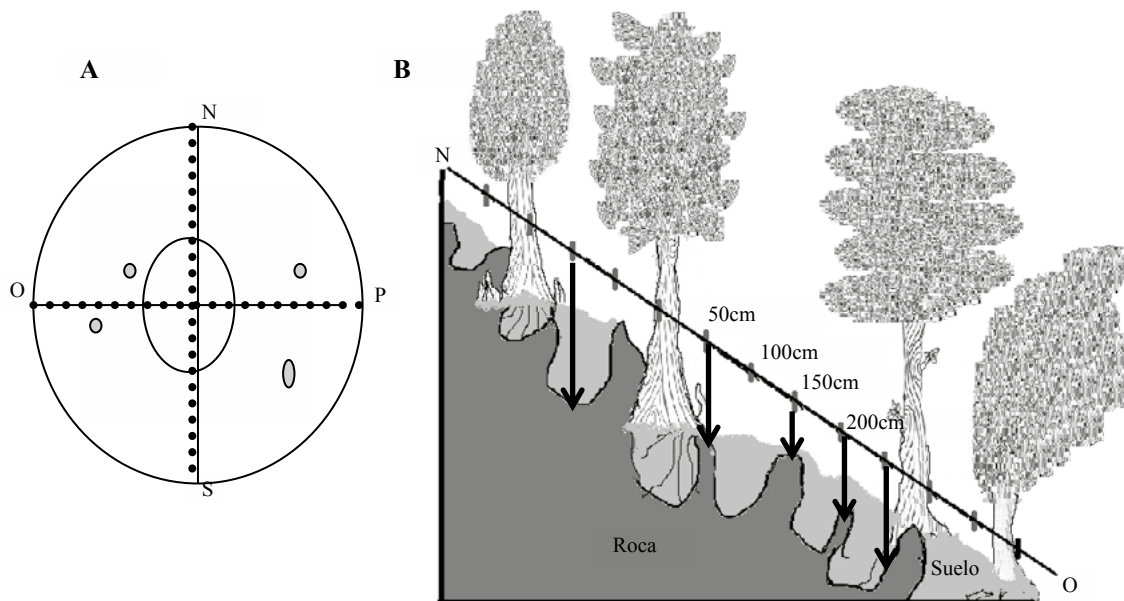


Figura 1. A) Esquema de la parcela con las cuerdas marcadas a cada 50cm, para medir la profundidad del suelo y tomar la muestra correspondiente. B) Perfil de una parcela.

Se registró la ubicación geográfica de cada sitio con un GPS. En cada parcela se tomaron 4 núcleos de suelo para estimar la densidad aparente y 4 núcleos para obtener muestras de suelo para determinar el contenido de carbono orgánico, con cilindros de 5cm de diámetro por 10cm de largo a tres profundidades (0-10, 10-20, 20-30cm), donde la profundidad del suelo lo permitió. Debido a la heterogeneidad de la microtopografía y al porcentaje de roca expuesta se midió la variabilidad en la profundidad de la capa de suelo, dividiendo la parcela en cuartos con cuerdas marcadas a cada 50cm de distancia a partir del centro de la parcela sobre los cuatro ejes cardinales (N, S, E, O) (Hartkamp *et al.*, 1999) (Figura 1). En cada marca de 50cm, se clavó una varilla en el suelo hasta tocar la roca (Eriksson y Holmgren, 1996), registrando la profundidad y tomando una muestra hasta donde lo permitió el suelo (0-10, 10-20, 20-30cm), con un nucleador de 2.5cm de diámetro separando los niveles de profundidad en cada uno de los 144 puntos que se midieron por parcela (Figura 1). Cuando la roca estaba expuesta en el punto de medición la profundidad del suelo es igual a cero y no existe muestra. Las muestras de cada parcela fueron mezcladas para obtener muestras compuestas por cada nivel de profundidad 0-10, 10-20, 20-30cm, por sitio (Figura 1). Posteriormente fueron secadas al aire, para separar piedras, raíces y suelo, pesando cada componente por separado para poder hacer la corrección correspondiente. El suelo se molió y fue enviado al laboratorio para la estimación del porcentaje de carbono. Todas las muestras fueron enviadas al laboratorio del Colegio de Postgraduados en Montecillo, Estado de México, donde el Carbono total (Ct) (carbono orgánico e inorgánico) para cada muestra fue estimado por el método de digestión seca a 900°C en el autodeterminador automático de C, TOC SSM 5000 Shimadzu, de acuerdo con

los procedimientos del Laboratorio de Fertilidad del Colegio de Postgraduados (Etchevers, 1992; Anderson e Ingram, 1993).

Método 1. M1 {S1 (0-10), S2 (10-20), S3 (20-30)}. Las estimaciones de carbono por nivel de profundidad (0-10, 10-20, 20-30cm), consideran la homogeneidad de la profundidad del terreno en la capa de suelo de 0-30cm. Para obtener la cantidad de carbono: $CA = CS \times DA \times P \times 100$, donde: *CA*: Carbono almacenado ($Mg\ ha^{-1}$), *CS*: Contenido de carbono en el suelo (%), *DA*: Densidad aparente ($Mg\ m^{-3}$), *P*: Profundidad del suelo (m) (IPCC, 2003). El carbono en el suelo (S) se obtuvo del promedio de todos los puntos.

Método 2. M2 {R1 (0-10), R2 (10-20), R3 (20-30)}. El carbono se calcula en principio de la misma forma que M1, pero se aplica una corrección de la profundidad del suelo en cada punto de las 144 mediciones (Figura 1), de tal manera que los puntos donde solo hay 0-10cm de suelo, solo se consideró esa profundidad, en los que no hay suelo, no se contabilizó nada. Finalmente se promedian los 144 puntos por rango de profundidad y se obtuvo el total de carbono real en el suelo (R).

Se analizó la diferencia en la determinación de C del suelo de ambas técnicas con el método gráfico propuesto por Bland y Altman (1986) que incluye las diferencias absolutas de las mediciones de ambas metodologías y el porcentaje que representan esas desigualdades en cada profundidad y se complementó empleando la prueba estadística de Wilcoxon utilizando la corrección de Bonferroni (Raggio *et al.*, 2003).

Resultados y discusión

Los suelos se caracterizan por ser someros, con una profundidad promedio con un intervalo de 24.8 a 43.3 cm. Es común encontrar esta unidad de suelos en la región, en las zonas altas de las laderas de los domos cársticos. Los suelos predominantes son de formación *in situ*, espesor delgado, texturas medias, que descansan sobre rocas cársticas, en áreas de topografía que va desde accidentada a muy accidentada, aunque existen pequeñas superficies con suelos de espesor medio en donde la topografía es ligeramente ondulada. Debido a la naturaleza geológica, la somera profundidad genera afloramientos frecuentes en toda el área con una serie de hondonadas irregulares, cavernas y túneles subterráneos. En la mayoría de las parcelas la proporción de afloramientos del lecho rocoso sobre la superficie del suelo, fue superior al 10% del área de la parcela. La pendiente en los terrenos va de 15 a 45%, el relieve puede describirse desde ligeramente ondulado hasta muy escarpado.

Los cálculos en las estimaciones de carbono ($Mg\ ha^{-1}$) se realizaron por ambos métodos para identificar la magnitud de la diferencia en cantidad de C por hectárea, al considerar la profundidad del suelo. Los resultados obtenidos por cada uno de los métodos (M1 y M2) fueron comparados (Cuadro 1), presentando diferencias significativas en los tres rangos de profundidad y por lo tanto en la estimación del total del carbono en el suelo S1 y R1 ($Z=9.497$; $p=0.000$), S2 y R2 ($Z=9.656$; $p=0.000$), S3 y R3 ($Z=9.656$; $p=0.000$), total de suelo (M1) y total real (M2) ($Z=9.663$; $p=0.000$), utilizando la corrección de Bonferroni.

Cuadro 1. Resultados parciales del contenido de carbono en suelo estimado por dos métodos diferentes: (S1 0-10cm), S2 (10-20cm), S3 (20-30cm); M2 (R1 0-10cm), R2 (10-20cm), R3 (20-30cm), en la Reserva de la Biósfera Selva “El Ocote”.

C	P	P. Prof.	DE	Máx.	S1	DE	S2	DE	S3	DE	R1	DE	R2	DE	R3	DE	R1%	%DIF	R2%	% DIF	R3%	% DIF
ER	1	16.8	13.7	50	76.6	0.0	58.8	0.0	50.5	0.0	51.3	35.8	35.7	27.7	20.3	23.0	66.9	33.1	60.7	39.3	40.1	59.9
ER	2	33.6	21.3	90	59.7	0.0	53.8	0.0	43.4	0.0	50.0	21.9	43.7	20.4	30.2	19.0	83.8	16.2	81.2	18.8	69.5	30.5
ER	3	13.4	12.0	45	75.9	0.0	60.3	0.0	58.8	0.0	49.1	35.7	31.8	27.5	12.5	22.7	64.7	35.3	52.8	47.2	21.2	78.8
ER	4	26.4	18.7	72	93.3	0.0	69.3	0.0	59.1	0.0	75.4	36.6	52.4	27.7	32.4	28.2	80.8	19.2	75.6	24.4	54.9	45.1
ER	5	13.4	12.0	45	62.3	0.0	55.7	0.0	49.6	0.0	40.2	29.3	29.4	25.3	10.5	19.2	64.7	35.3	52.8	47.2	21.2	78.8
ER	6	12.4	14.2	55	83.6	0.0	57.8	0.0	50.5	0.0	40.1	41.9	26.5	27.9	14.8	21.9	47.9	52.1	45.8	54.2	29.4	70.6
ER	7	26.4	18.7	72	53.3	0.0	36.9	0.0	30.3	0.0	43.1	20.9	27.9	14.7	16.6	14.4	80.8	19.2	75.6	24.4	54.9	45.1
ER	8	13.1	13.5	46	73.6	0.0	59.5	0.0	46.5	0.0	40.4	36.5	29.4	28.0	13.6	19.8	54.9	45.1	49.4	50.6	29.2	70.8
ER	9	13.8	16.7	91.8	62.5	0.0	51.9	0.0	43.9	0.0	38.2	28.2	22.8	23.5	9.4	17.3	61.1	38.9	43.9	56.1	21.3	78.7
ER	10	9.3	11.9	66	74.6	0.0	51.9	0.0	48.8	0.0	36.1	35.3	16.2	22.3	7.9	17.0	48.4	51.6	31.2	68.8	16.2	83.8
ER	11	13.8	12.8	97	61.1	0.0	43.5	0.0	39.2	0.0	42.4	27.4	22.4	19.6	9.9	15.7	69.4	30.6	51.4	48.6	25.3	74.7
ER	12	8.0	10.6	42	94.8	0.0	60.5	0.0	50.1	0.0	41.4	45.0	17.1	25.1	6.5	16.0	43.7	56.3	28.3	71.7	13.0	87.0

C: Comunidad, P: Parcela, P. Prof.: promedio de profundidad, DE: Desviación estándar, Máx. Máxima profundidad, MR1 % porcentaje que representa R1 con respecto a S1, R2% porcentaje que representa R2 con respecto a S2, R3% porcentaje de la diferencia que representa S3 con respecto a R3. % DIF1 porcentaje de la diferencia de S1 y R1 en el nivel 0-10, % DIF 2 porcentaje de la diferencia de S2 y R2 en el nivel 10-20, % DIF 3 porcentaje de la diferencia de S3 y R3 en el nivel 20-30, Min. % DIF 3 mínimo porcentaje de la diferencia en el nivel 0-10.

Las parcelas estudiadas se distribuyen en siete comunidades de la reserva de la biosfera, entre las cuales se observa que existe una gran irregularidad en la cantidad de carbono en el suelo entre las parcelas de cada comunidad (Figura 2). Estas diferencias son el resultado de las características particulares de cada parcela. Al comparar los métodos M1 y M2 en cada terreno, los valores para M2 siempre son menores; al considerar que la profundidad del suelo no es homogénea, se aplica el factor de corrección que evita tomar en cuenta la cantidad de suelo que no existe, porque se encuentra la roca a partir de ahí (Figura 1). El menor contenido de C en el suelo se asocia con una mayor heterogeneidad en la profundidad, generando las diferencias entre ambos métodos.

La evaluación de la discrepancia entre las dos metodologías en porcentaje, se realizó utilizando la diferencia absoluta entre M1 y M2 para cada nivel de profundidad, la proporción discordante (%) es el porcentaje que puede representar el valor obtenido por M1, de sobre estimación cuando no es considerada la profundidad del suelo. En términos de carbono, en algunos casos la sobre estimación puede ser alrededor de 80 MgC ha⁻¹ (Figura 3). La proporción de sobre estimación se incrementa en cada nivel de profundidad, de tal manera que de 20-30cm de profundidad se corre el riesgo de un 100% de error en la estimación, porque se carece de esa capa de suelo en muchos de los puntos considerados para la medición de la profundidad. Algunos trabajos que evalúan la profundidad de suelo han demostrado que hay diferencias hasta del 77%, en este trabajo se confirma que las

diferencias en las estimaciones debido a la profundidad de suelo puede en muchos casos llegar al 100% de sobre estimación de carbono en el suelo. Por lo tanto, la topografía, tanto directa como indirectamente, afecta a las piscinas del COS (carbono orgánico en el suelo) a través de una variedad de procesos interrelacionados que a menudo no están cuantificados o capturados en modelos de estimaciones de carbono (Johnson *et al.*, 2011).

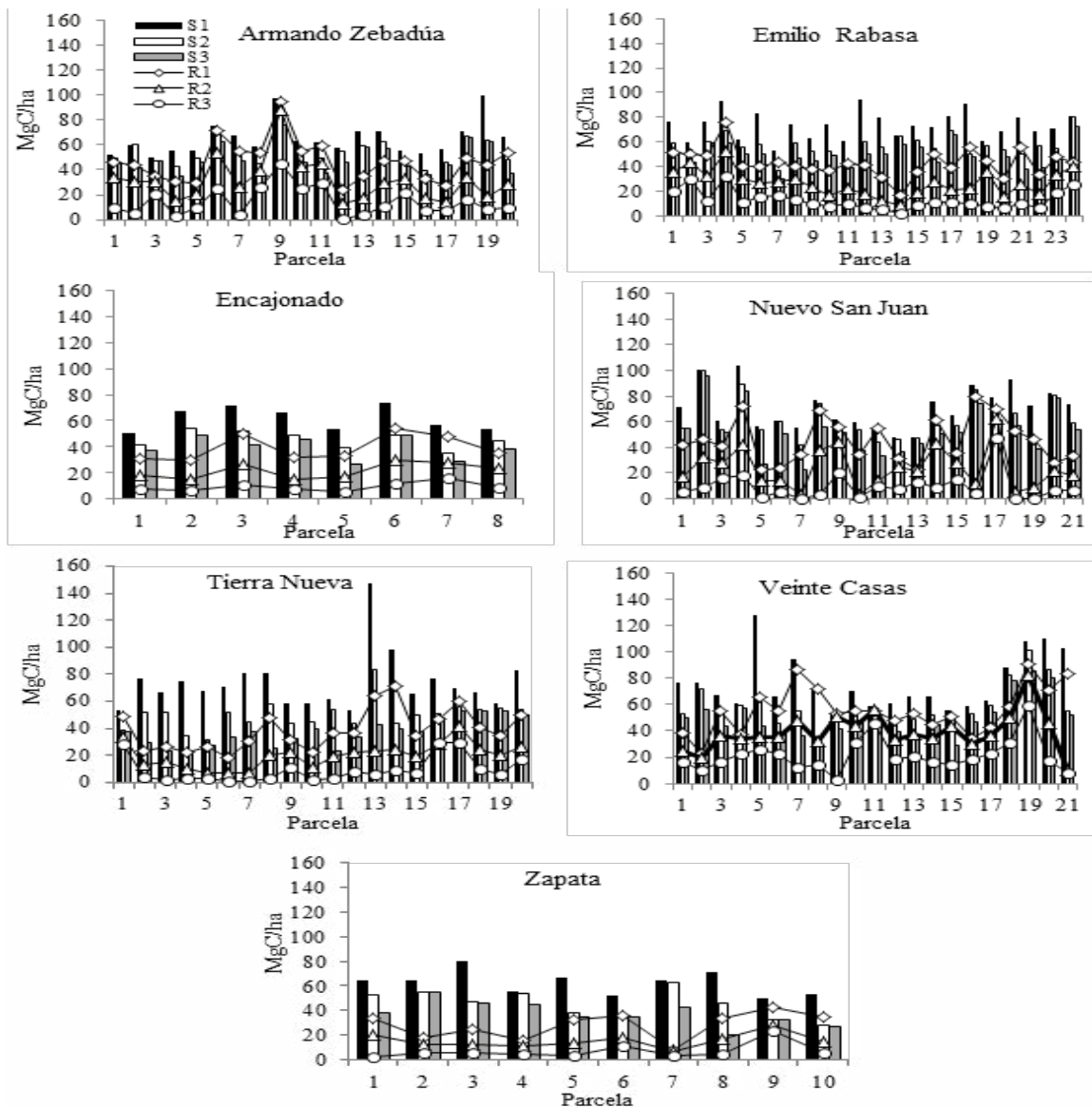


Figura 2. Estimaciones del contenido de carbono en suelo usando dos métodos M1 (S1 0-10cm), S2 (10-20cm), S3 (20-30cm); M2 (R1 0-10cm), R2 (10-20cm), R3 (20-30cm); en siete comunidades de la reserva de la Biósfera Selva "El Ocote".

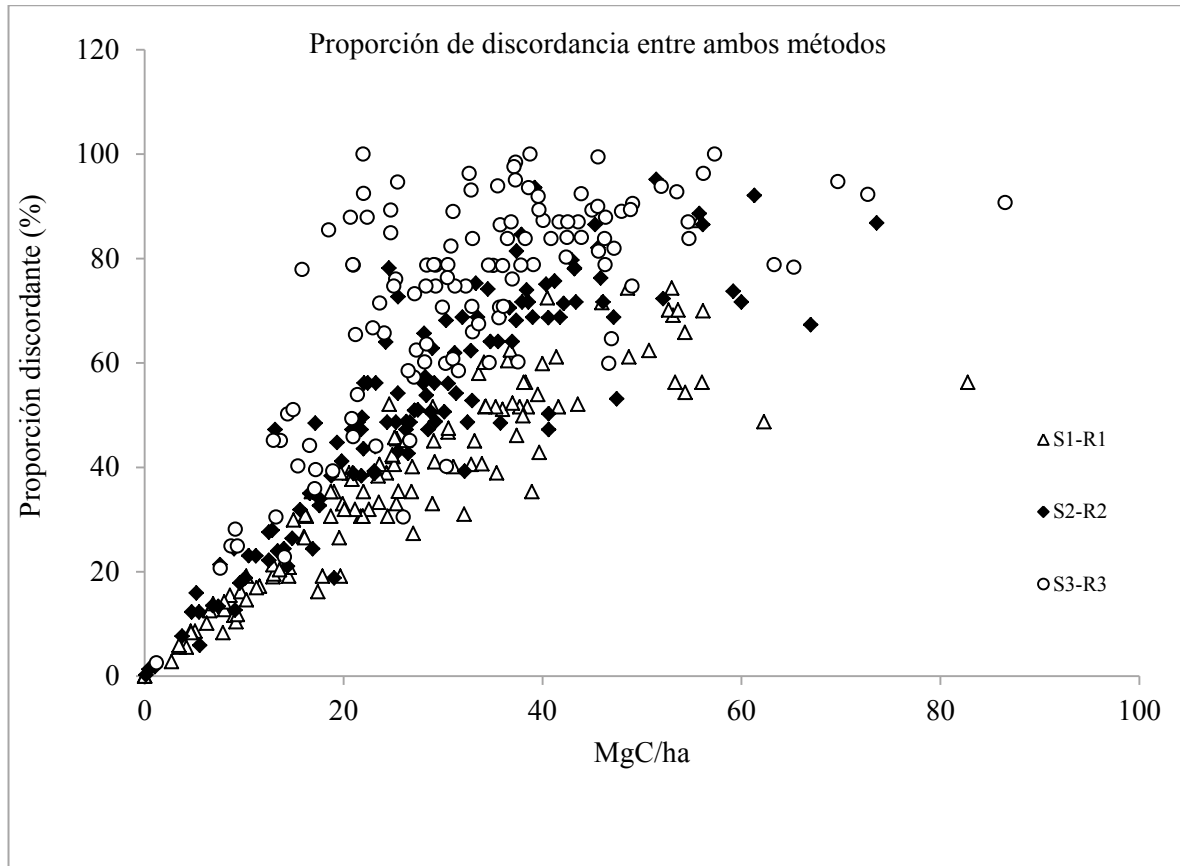


Figura 3. Proporción de discordancia entre M1 y M2 a partir de las diferencias absolutas.

Los modelos de simulación deben de considerar las deferencias de profundidad de suelo para las predicciones de carbono en los sitios de evaluación (Johnson *et al.*, 2011), la escala de tiempo para observar la respuesta del COS a diversos tratamientos a menudo no es susceptible de estudios de campo. Por lo que el uso de modelos de simulación requiere información de calidad para la obtención de resultados más confiables en las estimaciones de carbono asociado a una región determinada. Este documento demuestra que el plan de muestreo óptimo varía fuertemente como resultado de las diferencias en profundidad y afecta la representación en diferentes escalas espaciales del COS en los bosques y depende de la precisión requerida. La definición de una estrategia de muestreo para un alto nivel de precisión que se puede cumplir sin un riesgo de malas interpretaciones (Pfaff *et al.*, 2000)

Tan importante resulta conocer las propiedades físicas del suelo, como su variabilidad espacial, lo cual se logra a través de la combinación de herramientas metodológicas, como se presenta en este documento. La variabilidad espacial de los suelos generalmente se analiza con base en muestreos de grandes superficies y a escalas de paisaje (por ejemplo los mapas de suelos generalmente se encuentran a escala 1:100,000). Sin embargo, se ha demostrado que en muestreos de pequeñas áreas (0.7 ha) se pueden contener hasta tres órdenes de suelo diferentes (Walker *et al.*, 1996; Freitas *et al.*, 2009), lo cual manifiesta la

gran heterogeneidad espacial del suelo. Las propiedades físicas y químicas del suelo pueden variar espacialmente, debido a los cambios en el suelo del material parental y la situación del suelo en el paisaje (Andrade, 1999; Shang y Tiessen, 2003) La evaluación de la variación espacial de las propiedades del suelo es un requisito previo para una mejor comprensión de la variación de crecimiento de los árboles individuales, especialmente a principios de la fase de sucesión y para la predicción del crecimiento de los árboles en función de la definición de estrategias de restauración de bosques.

Conclusiones

El método utilizado en el presente trabajo se sugiere conveniente para suelos que son limitados en profundidad por roca, como Leptosoles lépticos (roca continua entre los 25 y 100cm de profundidad) y Leptosoles líticos (roca continua entre los 0 y 10cm de profundidad) (IUSS, 2007). En estas condiciones el M2 (R1, R2, R3) es muy útil para evitar sobre estimaciones del contenido de carbono por unidad de área. Sin embargo, el mismo método utilizado en suelos pedregosos, por lo contrario, subestimaría el contenido de carbono, cuando la varilla para medir la profundidad topara con una piedra y se anotara esa medida como el límite del material edáfico. Esto no permitiría tomar en cuenta el suelo que se encuentre por debajo de la piedra. No obstante, se debe considerar que, frecuentemente, no sólo interesa la falta de sesgo en el promedio de las evaluaciones sino el nivel de precisión que se requiere en la información. Es verdad que el trabajo de campo, siempre es difícil y requiere de mucho tiempo, sin embargo se debe evaluar el nivel de incertidumbre que se está dispuesto a tolerar de acuerdo con los objetivos de uso de los resultados, especialmente tratándose de las mediciones de carbono, que pueden ser utilizadas para la toma de decisiones, de lo contrario se corre el riesgo de sobre estimar la cantidad de carbono desde una escala local, afectando las estimaciones regionales. El M1 puede ser útil en sitios con una capa homogénea de profundidad por lo menos en los primeros 30cm de suelo. Sin embargo el M2 es más sensible en reflejar el verdadero contenido de C.

Referencias bibliográficas

- Anderson, J. M., and J. S. I. Ingram. 1993. Tropical Soil Biology and Fertility: A Handbook of Methods. CABI. Wallingford, RU.
- Andrade L. 1999. Spatial variability of the splash erosion in soils of the Petaquire river basin. *Agronomía Tropical* 49:5-17
- Bland, J. M., and D. G. Altman. 1986. Statistical methods for assessing agreement between two methods of clinical measurement. *Lancet*. pp 307-310.
- Castellanos, J. Z., J. X. Uvalle-Bueno, y A. Aguilar-Santelises. 2000. Manual de interpretación de análisis de suelos y aguas. Instituto de Capacitación para la Productividad Agrícola. Celaya, Guanajuato, México. 90p.
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2000. Programa de Manejo Reserva de la Biósfera Selva El Ocote. CONANP-SEMARNAT. México, D. F. 220p.



- Eriksson, C. P., and P. Holmgren. 1996. Estimating stone and boulder content in Forreest soils, evaluating the potential of surface penetration methods. *Catena* 28: 121-134.
- Etchevers, J. D. 1992. Manual de métodos para análisis de suelos, plantas, aguas y fertilizantes. Análisis rutinarios en estudios y programas de fertilidad. Laboratorio de Fertilidad, Colegio de Postgraduados. Montecillo, Edo. de México.
- Freitas, S. R., T. J. Hawbaker, and J. P. Metzger. 2009. Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management*.
- García, E. 1973. Modificación al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. México. 246p.
- Gaston, L. A., M. A. Locke, R. M. Zablotowicz, and K. N. Reddy. 2001. Spatial variability of soil properties and weed populations in the Mississippi delta. *Soil Science Society in American Journal* 65: 449-459.
- Hartkamp, A. D., J. W. White, and G. Hoogenboom. 1999. Interfacing geographic information systems with agronomic modeling. *Agronomy* 91: 761-772.
- IPCC (Intergovernmental Panel Climatic Change). 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry. National Greenhouse Gas Inventories Programme. Kanagawa, Japan (<<http://www.ipcc.ch>>)
- Johnson, K. D., F. N. Scatena, and W. L. Silver. 2011. Atypical soil carbon distribution across a tropical steepland forest. *Catena*. En prensa.
- Lal, R. 2005. Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management* 220: 242–258.
- Mendoza-Vega, J., and I. Messing. 2005. The influence of land use and fallow period on the properties of two calcareous soils in the humid tropics of southern Mexico. *Catena* 60: 279–292
- Mulleried, F. K. G. 1957. La geología de Chiapas. Gobierno Constitucional del Estado de Chiapas. Chiapas. México. 180p.
- Pfaff, A. S. P., S. Kerr, R. F. Hughes, S. Liu, G. A. Sánchez–Azofeifa, D. Schimel, J. Tosi, and V. Watson. 2000. The Kyoto protocol and payments for tropical forest: An interdisciplinary method for estimating carbon-offset supply and increasing the feasibility of a carbon market under the CDM. *Ecological Economics* 35: 203–221.
- Raggio, L. R., A. J. Leal-Costa, P. Kale, and G. L. Werneck. 2003. Assessment of agreement of a quantitative variable: a new graphical approach. *Journal of Clinical Epidemiology* 56: 963-967.
- Shang, C., and H. Tiessen. 2003. Soil organic C sequestration and stabilization in karstic soils of Yucatan. *Biogeochemistry* 62: 177–196.
- Vasconcelos, H. L., and F. J. Luizáo. 2004. Litter production and litter nutrient concentrations in a fragmented Amazonian landscape. *Ecology Applied* 14: 884–892.
- Walker, L., D. Zarin, N. Fetcher, R. Myster, and A. Johnsosn. 1996. Ecosystem development and plant succession on landslides in the Caribbean. *Biotropica* 28: 566-576.

1.5

Estimación del contenido y captura potencial de carbono en biomasa aérea y valoración económica, en la Reserva Forestal Xilitla, San Luis Potosí, México

Balam Lucila¹, Torres Francisco², Ordóñez Antonio³, Rojas Rocío³, Jiménez Fernanda³, Caballero Edith³, Flores Araceli¹, Calvo Fidel¹, Aguado Oscar¹, García Irma¹, Sepúlveda Vanessa¹, Carmona Verenise¹

¹ Facultad de Ciencias, UNAM. Universidad 3000 Circuito Exterior S/N, C.P. 04510 Ciudad Universitaria.
lucila.balam@ciencias.unam.mx

² Consultor independiente. Acanto No 45 int 206. Col. Ampliación Miguel Hidalgo Del Tlalpan. C.P. 14250.
torres.origel@gmail.com

³ Pronatura México A.C. Programa de Cambio Climático. Aspérgulas 22 Colonia San Clemente C.P. 01740.
pronatura.mexico@gmail.com

Resumen

El calentamiento global es un fenómeno que durante las últimas décadas ha adquirido gran importancia, principalmente por sus impactos negativos en la sociedad internacional. Es un problema ambiental que ha trascendido todas las fronteras alrededor del mundo (Hernández, 2010). Desde los primeros estudios de cambio climático se ha señalado e insistido que el mantenimiento y restauración de los bosques naturales, así como de su biodiversidad, son vitales para la mitigación de los impactos del cambio climático (Markham, 1996). Esta porción boscosa está declarada “Reserva Forestal”, tiene una rica en bosques templados y mesófilos, por lo cual su protección es de suma importancia no sólo por su gran riqueza biológica sino como sitios de captura y almacenamiento de dióxido de carbono. El objetivo del trabajo fue estimar el valor potencial de la captura de carbono en biomasa aérea de la Reserva Forestal Xilitla, respecto a sus porcentajes de cobertura vegetal como sumidero de carbono. Se obtuvieron los tipos y porcentajes de cobertura vegetal del ANP; con el fin de determinar la biomasa de distintos almacenes, realizamos el muestreo en campo utilizando el método propuesto por Ordóñez *et al.* (2008) anidado, jerárquico, estratificado y con distribución sistemáticas. Se obtuvo el potencial de captura, finalmente se multiplicó el potencial de captura de cada tipo de cobertura vegetal por sus hectáreas correspondientes y por el tipo de mercado al que se puede ofertar el servicio. La superficie total de la Reserva Forestal es de 33,949.40 hectáreas, identificándose 12 clases de cobertura vegetal y uso de suelo. Presenta una captura total de 179,682.13 tCO₂e año⁻¹ (tomando en cuenta las 12 clases de cobertura vegetal). El valor económico calculado depende del mercado a considerar.

Palabras claves: cambio climático, almacenamiento, cobertura vegetal, sumidero



Introducción

El proyecto surge como una colaboración con el Gobierno Alemán, sobre una iniciativa para la mitigación y adaptación al cambio climático a nivel internacional. En este ámbito la CONANP envió una propuesta de proyecto, el cual fue impulsado por la Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ). El cambio climático, se define como el cambio de clima atribuido directa o indirectamente a las actividades humanas que alteran la composición química de la atmósfera, da lugar al aumento de la temperatura que ocurre en la atmósfera en todo el planeta y que se suma a la variabilidad natural del clima, este fenómeno, representa el problema ambiental más grave que enfrenta la humanidad en el presente siglo y es derivado del incremento en las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) (Ordoñez, 2008).

Se ha puntualizado que los bosques, manejados en forma adecuada, pueden ser útiles como almacenes de carbono y pueden compensar las emisiones del sector energético (Maser *et al.*, 1997). Dentro de este tema podemos mencionar que los servicios ambientales se definen como un conjunto de condiciones y procesos naturales que, dada su existencia, brindan beneficios a una sociedad, la cual los aprovecha de diferentes formas y que, les permiten cubrir sus necesidades básicas para subsistir (Torres y Guevara, 2008). Desde los primeros estudios de cambio climático se ha señalado e insistido que el mantenimiento y restauración de los bosques naturales, así como de su biodiversidad, son vitales para la mitigación de los impactos del cambio climático (Markham 1996).

Los bosques son la segunda fuente de emisiones de GEI, por lo que los bosques en México pueden ser extremadamente vulnerables al cambio climático (Villers y Trejo, 1998). La capacidad de almacenamiento de carbono, se está perdiendo rápidamente por los procesos de deforestación y degradación de los ecosistemas forestales.

De acuerdo con la SEMARNAT (2004) la valoración económica, es el proceso mediante el cual se hace una medición o estimación cuantitativa del beneficio/utilidad generado por el uso o explotación de un ecosistema y sus recursos naturales y el ambiente y, el beneficio o utilidad de la mera existencia del mismo para los humanos.

La porción boscosa de Xilitla, San Luis Potosí, está declarada “Reserva Forestal”, tiene una rica zona de bosques templados y mesófilos, por lo cual su protección es de suma importancia, no sólo por su gran riqueza biológica, sino como sitios de captura y almacenamiento de dióxido de carbono. El objetivo del trabajo es estimar el valor potencial de la captura de carbono en biomasa aérea de la Reserva Forestal Xilitla, respecto a sus porcentajes de cobertura vegetal como sumidero de carbono.

Este proyecto pretende desarrollar actividades de conservación, restauración y uso sostenible, que funcionen directamente como acciones de mitigación del cambio climático, coordinadas bajo la Estrategia de Cambio Climático y Áreas Protegidas de la CONANP.

Materiales y métodos

Los sitios propuestos fueron revisados considerando que las condiciones de la vegetación estuvieran en concordancia con las condiciones generales observadas durante el trayecto al punto de muestreo. Una vez aprobado el sitio, se utilizó el método observado en

la Figura 1, propuesto por Ordóñez *et al.* (2008) anidado, jerárquico, estratificado y con distribución sistemática.

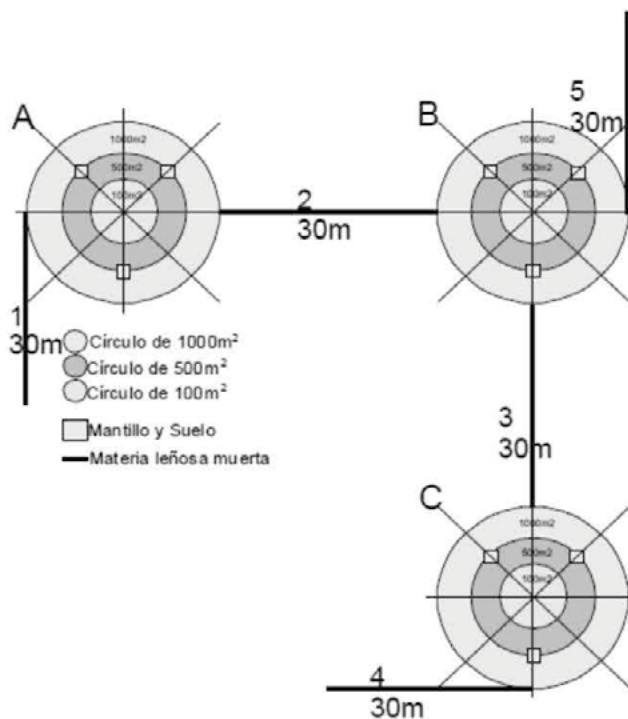


Figura 1. Diseño de muestreo anidado, jerárquico, estratificado, con distribución sistemática (Ordóñez *et al.*, 2008).

Ya identificada la cobertura vegetal en cuestión, de cada una de las áreas propuestas, se procedió a determinar el contenido de carbono y su potencial de captura en la hectárea tipo de acuerdo con la siguiente ecuación (Ordóñez, 2008): $C_{AER} = E.R. * \delta * CC$, donde C_{AER} = Carbono almacenado por especie y por tipo de cobertura vegetal expresado en tC ha⁻¹, $E.R.$ = Existencias Reales m³ ha⁻¹, δ = densidad de la madera para cada especie expresada en t m⁻³, CC = Contenido de carbono (valor por defecto IPCC, 2003) 0.45. Una vez estimado el carbono almacenado por especie y por cobertura vegetal y uso desuelo (C_{AER}), se suman los valores obtenidos de las especies contenidas en la cobertura vegetal y uso de suelo y el resultado es el carbono almacenado por cobertura vegetal (C_{AER}) que se expresa en tC ha⁻¹. A continuación, para saber la cantidad de carbono que se encuentra almacenado en cada cobertura vegetal, se procede a multiplicar la superficie del cobertura vegetal por el C_{AER} , y se obtiene tC (o mega gramos de carbono, MgC) por cobertura vegetal (Ordóñez, 2008). El potencial de captura de carbono, se estima a partir del incremento corriente anual por especie, estimado para cada hectárea muestreada: $P_{CC} = I.C.A. * \delta * CC$, donde P_{CC} = Potencial de captura de carbono tC ha⁻¹ año⁻¹, $I.C.A.$ = Incremento corriente anual m³ ha⁻¹ año⁻¹, δ = Densidad de la madera para cada especie expresada en t/m³, CC = Contenido de carbono (valor por defecto IPCC, 2003) 0.45. Finalmente se multiplicó el potencial de

captura de cada tipo de cobertura vegetal por sus hectáreas correspondientes y por el tipo de mercado al que se puede ofertar el servicio.

Resultados y discusión

Se identificaron 12 clases de cobertura vegetal y uso del suelo. La selva alta perennifolia presenta una cobertura del 31.6% de la superficie total; el bosque de pino-encino, ocupa el 9.81% de la superficie total y la selva mediana subperennifolia con vegetación secundaria arbustiva con el 8.5%, siendo estas tres clases las más representativas en el ANP.

Como se observa en la Cuadro 1, respecto al carbono almacenado, el bosque de encino presento un estimado de 207 tC ha⁻¹; la selva alta perennifolia con 166 tC ha⁻¹; el bosque de pino-encino con 152 tC ha⁻¹; el bosque de encino con vegetación secundaria arbustiva almacena 130 tC ha⁻¹; la selva mediana subperennifolia con 120 tC ha⁻¹ y el bosque mesófilo con vegetación secundaria arbórea 112 tC ha⁻¹ (Cuadro 1). Las clases de cobertura vegetal restantes, presentan almacenes de carbono que van de las 35 tC ha⁻¹ a 76 tC ha⁻¹.

El potencial de captura de carbono expresado en tCO_{2e}/ha/año presenta un valor mínimo de 0.33 tC ha⁻¹ año⁻¹ que equivale a 1.22 tCO_{2e} / ha⁻¹ año⁻¹ en la clase de bosque bajo abierto y un valor máximo de 14.11 tCO_{2e} ha⁻¹ año⁻¹ en la clase de bosque de encino; el promedio captura de las otras clases se expresa en el orden de 2 tC ha⁻¹ año⁻¹.

Esta ANP, presenta un estimado de 1.7 millones de dólares que podría aportar la venta del servicio ambiental captura de carbono, tomado como base el precio de referencia del Mercado Voluntario de Carbono Mexicano de 10 dólares por tonelada de CO_{2e}. Comparativamente, el precio internacional estimado es de 156 mil dólares; el precio del mercado europeo con 1.1 millones de dólares y, el mercado americano con un promedio de 1 millón de dólares, como se aprecia en el Cuadro 2.

El método (Ordoñez *et al.*, 2008) anidado, jerárquico, estratificado, con distribución sistemática, nos permite precisar los contenidos de carbono en la hectárea tipo para cada cobertura vegetal y uso del suelo analizado. Se observan diferencias significativas en los contenidos de carbono y su potencial de captura en clases de cobertura vegetal similar, pero de diferentes localidades, debido principalmente a los estados de sucesión de la vegetación, su composición, estructura y a las diferentes densidades de biomasa presentes dentro de la misma clase, hacen la diferencia.

Conclusiones

Se puede observar en los resultados obtenidos, diferencias significativas del potencial de captura de carbono, por clase de cobertura vegetal y uso del suelo, aunque el potencial de captura sea bajo, la superficie que ocupa la clase lo hace importante.

En 1998 y 1999, Ordoñez, señala la importancia de las áreas naturales protegidas para la captura de carbono, desde el planteamiento inicial hasta esta fecha, este es el primer estudio que da inicio en atender esa inquietud y, podemos apreciar la relevancia de los sumideros de carbono que en México juegan un importante papel para mitigar el cambio climático y ofrecer múltiples servicios ambientales.

Éste, es un primer estudio que nos permite realizar una valoración del servicio ambiental captura de carbono en éstas áreas naturales y, podemos saber cuánto recurso económico se puede captar en el mediano plazo por la venta del servicio ambiental.

Cuadro 1. Valores de almacenamiento, captura potencial de carbono y captura de dióxido de carbono del ANP Xilitla

Cobertura vegetal	Superficie (hectáreas)	Porcentaje (%)	Carbono almacenado por hectárea	Potencial de captura de carbono por hectárea	Potencial de captura de CO ₂ e/ha	Captura potencial de tCO ₂ e/año por cobertura vegetal
Uso de suelo no forestal	6,728.09	19.82	Na	na	na	na
Bosque bajo abierto	514.28	1.51	35	0.33	1.22	627.42
Bosque mesófilo de montaña/VsAr	569.72	1.68	112.43	2.2	10.52	5,990.97
Bosque de Encino	1,978.19	5.83	207.97	3.85	14.11	27,914.83
Bosque de Encino/Vsa	1,875.43	5.52	130.24	2.45	8.98	16,841.32
Bosque de Pino-Encino	3,331.42	9.81	152.04	2.92	10.69	35,612.61
Bosque de Pino-Encino/VsAr	1,485.05	4.37	76.02	1.46	5.34	7,930.18
Bosque de Pino-Encino/Vsa	200.19	0.59	35	0.7	2.57	514.48
Selva alta perennifolia/VsAr	2,551.97	7.52	166	2.99	10.96	27,969.60
Selva alta perennifolia/Vsa	10,727.30	31.6	49.8	0.99	3.65	39,154.65
Selva mediana subperennifolia/VsAr	1,071.16	3.16	120	2.4	8.8	9,426.21
Selva mediana subperennifolia/Vsa	2,916.61	8.59	36	0.72	2.64	7,699.84
Hectáreas totales del ANP	33,949-40					179,682.13

VsAr= vegetación arbórea; Vsa= vegetación arbustiva; na= no aplica; recuadro gris= valor ponderado

**Cuadro 2.** Cantidades en USD (Dólares Americanos, al tipo de cambio del 9 de junio) potenciales por pago del servicio ambiental captura de CO₂ para Xilitla

Cobertura vegetal	Captura potencia l de tCO ₂ e/a ño por cobertura vegetal	Precio Mercado Nacional 10 USD por tCO ₂ e	Precio Mercado Internacional 10.87 USD por tCO ₂ e	Precio Mercado Europeo 6.15 USD por tCO ₂ e	Precio Mínimo Mercado Americano 4.7 USD por tCO ₂ e	Precio Promedio Mercado Americano 5.66 USD por tCO ₂ e	Precio Alto Mercado Americano 6.8 USD por tCO ₂ e
Bosque bajo abierto	627.42	\$6,274.17	\$545.85	\$3,856.90	\$2,973.96	\$3,548.90	\$4,264.15
Bosque mesófilo de montaña/VsAr	5,990.97	\$59,909.73	\$5,212.15	\$36,828.15	\$28,397.21	\$33,887.12	\$40,716.83
Bosque de Encino	27,914.83	\$279,148.31	\$24,285.90	\$171,600.08	\$132,316.30	\$157,896.43	\$189,719.34
Bosque de Encino/Vsa	16,841.32	\$168,413.21	\$14,651.95	\$103,528.19	\$79,827.86	\$95,260.64	\$114,459.74
Bosque de Pino-Encino	35,612.61	\$356,126.14	\$30,982.97	\$218,920.45	\$168,803.79	\$201,437.89	\$242,036.27
Bosque de Pino-Encino/VsAr	7,930.18	\$79,301.81	\$6,899.26	\$48,748.99	\$37,589.06	\$44,855.99	\$53,896.40
Bosque de Pino-Encino/Vsa	514.48	\$5,144.84	\$447.60	\$3,162.67	\$2,438.66	\$2,910.11	\$3,496.62
Selvaaltaperennifolia/VsAr	27,969.60	\$279,696.04	\$24,333.56	\$171,964.30	\$132,575.92	\$158,206.25	\$190,091.60
Selvaaltaperennifolia/Vsa	39,154.65	\$391,546.48	\$34,064.54	\$240,694.30	\$185,593.03	\$221,472.92	\$266,109.22
Selvamedianasubperennifolia/VsAr	9,426.21	\$94,262.11	\$8,200.80	\$57,945.49	\$44,680.24	\$53,318.08	\$64,063.93
Selvamedianasubperennifolia/Vsa	7,699.84	\$76,998.45	\$6,698.86	\$47,333.04	\$36,497.26	\$43,553.12	\$52,330.94
Comparativo del valor económico del servicio ambiental captura de carbono en la reserva.		\$1,796,821.29	\$156,323.45	\$1,104,555.05	\$36,497.26	\$1,016,347.46	\$1,221,185.09

VsAr= vegetación arbórea; Vsa= vegetación arbustiva. Fuente: REUTERS

Mayo 4, 16.73 Euros y después mayo 4, 14.93 Promedio 15.40 Euros, mínima 12.90 y alta 18.50 Euros.

Mercado Europeo por tonelada de carbono. Mercado Americano Euros por tonelada de carbono.

Referencias bibliográficas

- Hernández, H. C. B. 2010. Calentamiento global: ¿Rumbo a un futuro catastrófico?, Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Markham, A. 1996. Potential impacts of climate change on ecosystems: a review of implications for policymakers and conservation biologist. *Climate Research* 6: 179-191.

- Masera, O., M. J. Ordoñez, and R. Dirzo. 1997. Carbon emissions from Mexican forests: current situation and long terms scenarios. *Climate Change* 35: 265-295.
- Ordoñez-Díaz, J. A., 2008. Emisiones y captura de carbono derivadas de la dinámica de cambio en el uso de suelo en los bosques de la región Purépecha. Tesis de doctorado. Instituto de Ecología. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Ordoñez-Díaz, J. A., B. de Jong, F. García-Oliva, F. L. Aviña, J. V. Pérez, G. Guerrero, and O. Masera. 2008. Carbon content in vegetation, litter, and soil under 10 different land-use and land-cover classes in the Central Highlands of Michoacán, Mexico. *Forest Ecology and Management* 255: 2074-2084.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2004. Introducción a los servicios ambientales. CECADESU. México. 71 p
- Torres Rojo, J. M., y S. Guevara. 2008. El potencial de México para la producción de servicios ambientales: captura de carbono y desempeño hidráulico.
- Villers, L., e I. Trejo. 1998. El impacto del cambio climático en los bosques y áreas naturales protegidas de México. *Interciencia* 23: 10-19.



1.6

Piloto REDD+ en Chiapas usando estrategias integrales y de bajo costo de inventarios de carbono en ecosistemas terrestres

Paz Fernando¹, Cruz Carlos², de Jong Ben³

¹*Colegio de Postgraduados, GRENASER, Km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, México. Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com*

²*Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Héroe de Nacozari, 2301 Sur Fracc Jardines del Parque. Aguascalientes, CP 21070, México.*

³*El Colegio de la Frontera Sur. Unidad Campeche. Calle 10x61 No. 264, Col. Centro C.P. 24000, Campeche, Campeche.*

Resumen

El desarrollo de esquemas de muestreo del carbono en ecosistemas terrestres usando fusión de información cuantitativa, semicuantitativa y cronosecuencias, bajo una concepción de paisajes ecológicos (matriz, parches, bordes y otros patrones ecológicos), relacionados de manera espacial, funcional y temporal, es usado como un paradigma para caracterizar los almacenes de carbono en el piloto REDD+ de Chiapas. La estrategia de planeación es discutida en función de optimizar recursos y caracterizar el carbono asociado a estados y transiciones en el uso del suelo en las diferentes regiones del estado. El estado actual del avance en el mapeo del carbono en los ecosistemas terrestres de Chiapas es mostrado y discutido en relación a la información obtenida y su uso en términos operacionales de políticas públicas del mecanismo REDD+.

Palabras clave: cronosecuencias, deforestación/degradación, paisajes, Chiapas

Introducción

El Programa Mexicano del Carbono (PMC, 2011a, b, c, d, e, f, g), en asociación con el Gobierno del Estado de Chiapas, COLPOS y SAGARPA, y con asistencia técnica de CONAFOR, ECOSUR e INEGI, agregó en 2011 tres componentes adicionales al Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) necesarios para lograr datos más completos y consistentes sobre carbono orgánico del suelo (COS), mantillo, necromasa y biomasa aérea: 1) selección de sitios de estudio orientados al conocimiento de la dinámica del uso del suelo reflejados por cambios graduales o abruptos en los patrones de cobertura del paisaje, 2) aprovechamiento del conocimiento local para obtener información dinámica en un esquema de muestreo estático y 3) caracterización intensiva de paisajes, con menos recursos, a través de la fusión de dos enfoques complementarios: cuantitativos y semi-cuantitativos. Los primeros se refieren a inventarios normales (simplificados, específicos para caracterización de carbono) mediante la toma de datos en árboles y arbustos a nivel

individuo. Los segundos aproximan las estimaciones de carbono por medio de mediciones rápidas de tipo cualitativo o cuantitativo (con estimación de error), para tener estimaciones de densidades de carbono tipo mayor que, menor que, entre “X” y “Y”, además de datos directos (técnica de Bitterlich de estimación de densidad de área basal). Para poder estimar la incertidumbre, todas las estimaciones cuantitativas tienen estimaciones semicuantitativas (datos pareados), de tal manera que puede evaluarse la situación de uso de diferentes “sensores humanos”. Los resultados obtenidos permitirán efectuar las interpolaciones necesarias para describir comportamientos y estimar incertidumbres en la variabilidad natural del carbono (C) en el paisaje, apoyándose en otros sistemas de monitoreo intensivos y permanentes. Este esquema de muestreo es compatible además con la información de los puntos de control de INEGI en sus diferentes series de uso del suelo y vegetación.

Materiales y métodos

Los materiales usados fueron:

- + Manuales y formatos para levantamiento de datos sobre C aéreo, superficial y subterráneo.
- + Guía para la selección de sitios homogéneos o representativos de la dinámica de cambio.
- + Material y equipo para levantamiento de datos en campo entre los que destacan los siguientes: GPS Juno-B de 2.5m de precisión, cámaras Sony de 8Mpx de resolución, taladros Pressler para extracción de virutas de madera, barrenos de gusano y de cilindro para muestreo de suelos, relascopios de Bitterlich para estimación de diámetro basal en árboles y relascopios para medición de copas en arbustos, básculas de precisión de 1gr y 0.1gr, equipo de prensado vegetal, brújulas con clinómetro SUUNTO, cintas diamétricas y cuadros de PVC de color naranja de 0.09 y 1.0m².

Los métodos utilizados en los inventarios consistieron de diferentes pasos o etapas:

Planificación

Se contrataron 20 brigadistas, en su mayoría biólogos como responsables de brigada, además de tres taxónomos expertos estatales (adscritos al Jardín Botánico de Chiapas) para supervisar y apoyar los trabajos de identificación sistemática de las colectas y fotos de especies vegetales. Se generaron 6 manuales y 6 formatos de campo con los cuales se capacitaron 10 brigadas de trabajo. Con el fin de minimizar los costos, las áreas de trabajo fueron distribuidas en función al conocimiento y experiencia de los brigadistas. Las brigadas participantes pernoctaron generalmente cerca de los sitios de estudio, pero dispusieron de un sitio común para organización y resguardo de muestras y formatos de campo. Los campamentos base fueron instalados en Pichucalco, Arriaga, Tapachula, Cintalapa, Comitán, Palenque, San Cristóbal de las Casas y Tuxtla Gutiérrez. El promedio de levantamiento por brigada es de 2 cuantitativos/día (bosque-pastizal, por ejemplo) o 5 semicuantitativos/día, sin considerar el efecto de las altas precipitaciones y eventuales daños a los caminos de acceso en el período de trabajo (mayo-agosto). Se detectó que 3 de los 127 municipios del estado no guardan condiciones para acceso seguro: Ocosingo,

Altamirano y Las Margaritas. En el caso de Ocosingo, durante el desarrollo del levantamiento se logró el permiso y apoyo civil de algunas subcomunidades lacandonas y tzetzales entre las que destacan Metzaboc, Najá, Nueva Palestina, Lacanjá y Frontera Corozal.

Análisis de selección de sitios

La primera etapa consistió en la selección de áreas de trabajo representativas por su homogeneidad, de tal manera que exista la representatividad adecuada de la condición dominante y evitar por otro lado la excesiva repetición en las condiciones ecológicas evaluadas. Esta etapa se apoya en información proporcionada por sensores satelitales con fechas cercanas al muestreo de campo, específicamente se empleó Google Earth Pro® como herramienta de clasificación. La segunda etapa de selección caracteriza la transición o transiciones más representativas. En función del lugar, algunas transiciones son abruptas o difusas (Figura 1 y 2). Esta etapa requiere observación directa del área de trabajo y comunicación exhaustiva con los responsables directos de éstos cambios. Durante este proceso deben tenerse presentes dos conceptos: a) los elementos de paisaje: matriz (uso dominante del polígono que puede ser un sitio original o perturbado), parches (usos de suelo diferentes, pero no dominantes en el polígono), corredores (conectores de biodiversidad, pero de diferente origen, fluvial por ejemplo) y bordes (ecotonos en el caso de la vegetación o integrados en el caso de suelos) y b) la unidad mínima de mapeo (UMM) del paisaje, que para nuestro efecto se definió en 1000m², el cual corresponde al tamaño máximo de la parcela de muestreo. Esto facilita que tanto la UMM como el píxel empleado durante la representación cartográfica (grano= 2.5m), conduzcan a una eficiente métrica de la biodiversidad en el paisaje en cuanto a conectividad y fragmentación.

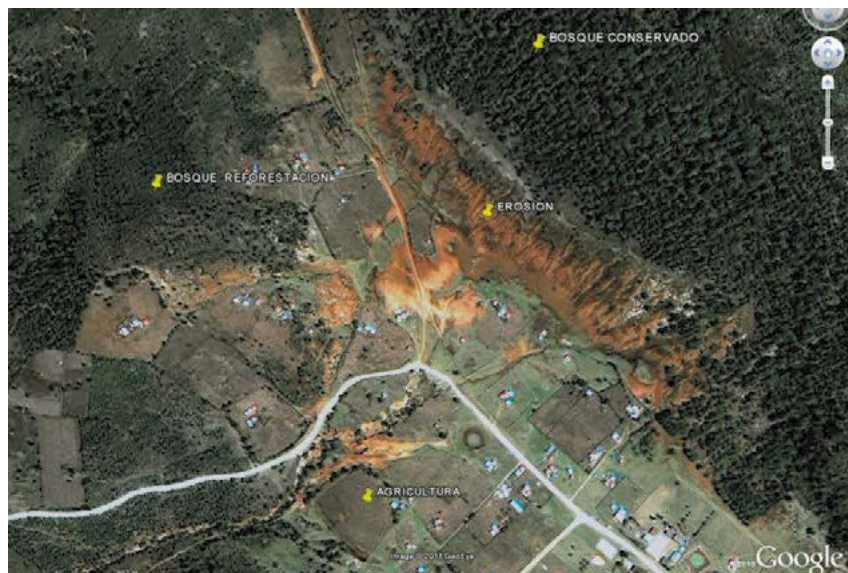


Figura 1. Selección *a priori* de sitios de estudio cuantitativos con cambio abrupto de cobertura: bosque conservado-bosque reforestado-agricultura de temporal-erosión.

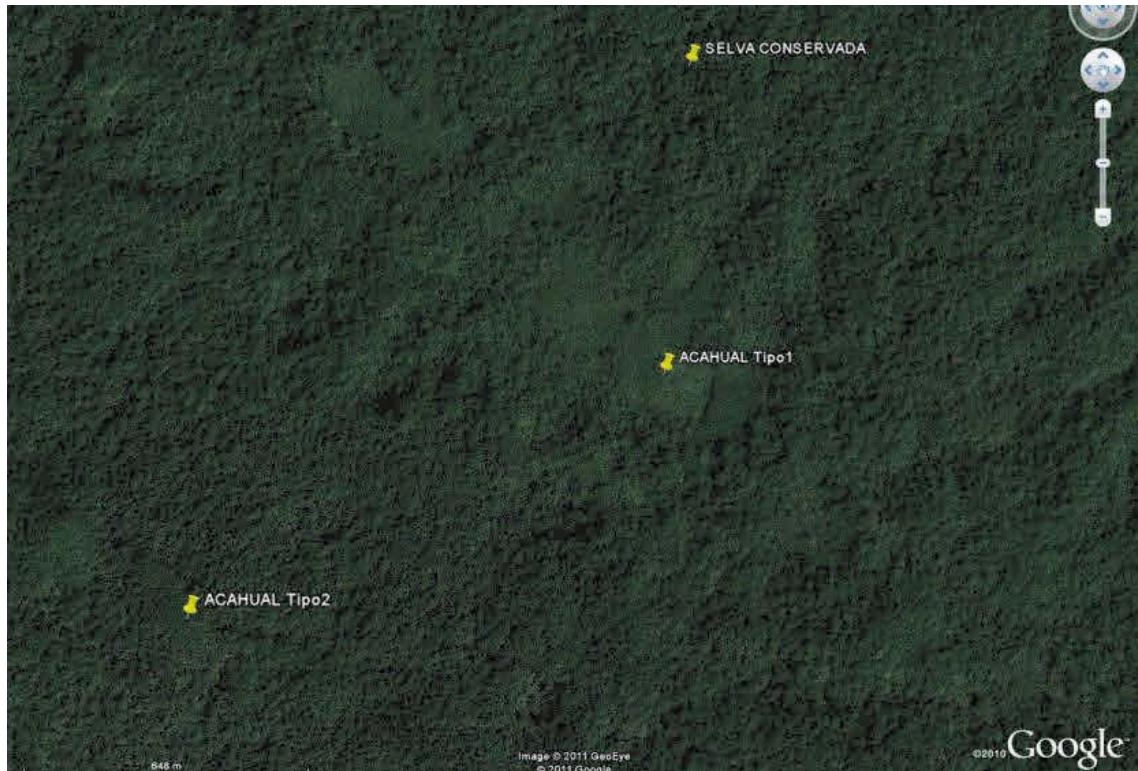


Figura 2. Selección *a priori* de sitios de estudio cuantitativos con cambio difuso de cobertura: bosque-acahual tipo 1- acahual tipo 2.

Establecimiento de la parcela de muestreo

El inventario estatal asociado al piloto REDD+ en Chiapas se realizó mediante parcelas de estudio formadas por dos círculos concéntricos: uno grande de 1000 m² y otro más pequeño de 400 m². Dentro ésta última se localizan a su vez dos subsitios, uno para la medición de arbustos y renuevo (12.56m²), y otra para el estrato herbáceo (1m²) (Figura 3). Algunos tipos de vegetación como el caso ripario requieren de una parcela de medición especial (Figura 4).

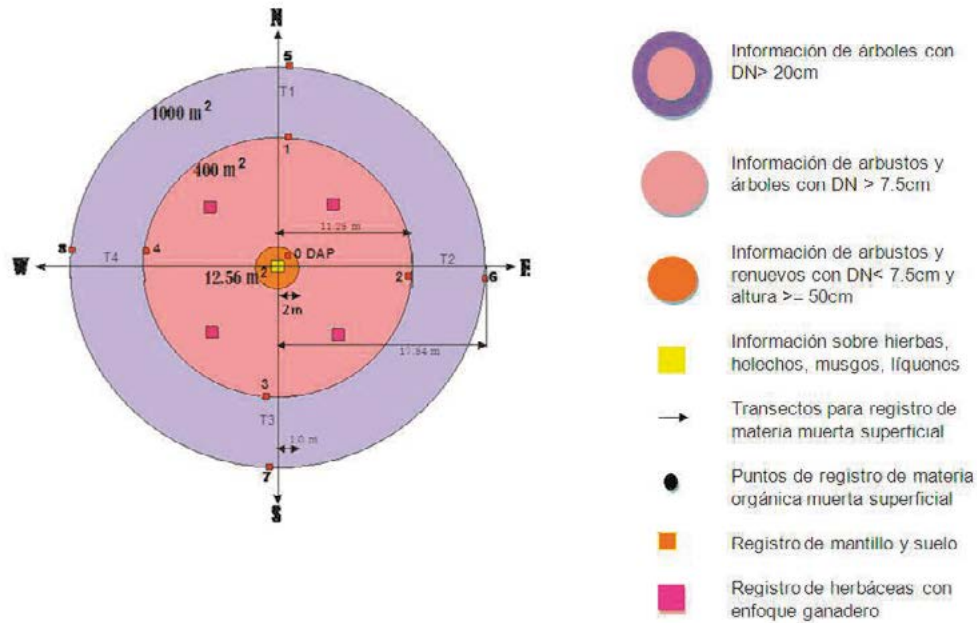


Figura 3. Forma y dimensiones de la parcela de muestreo, subsitios de muestreo, transectos de medición y puntos de muestreo, para el caso de bosques, selvas, pastizales, agricultura y matorrales.

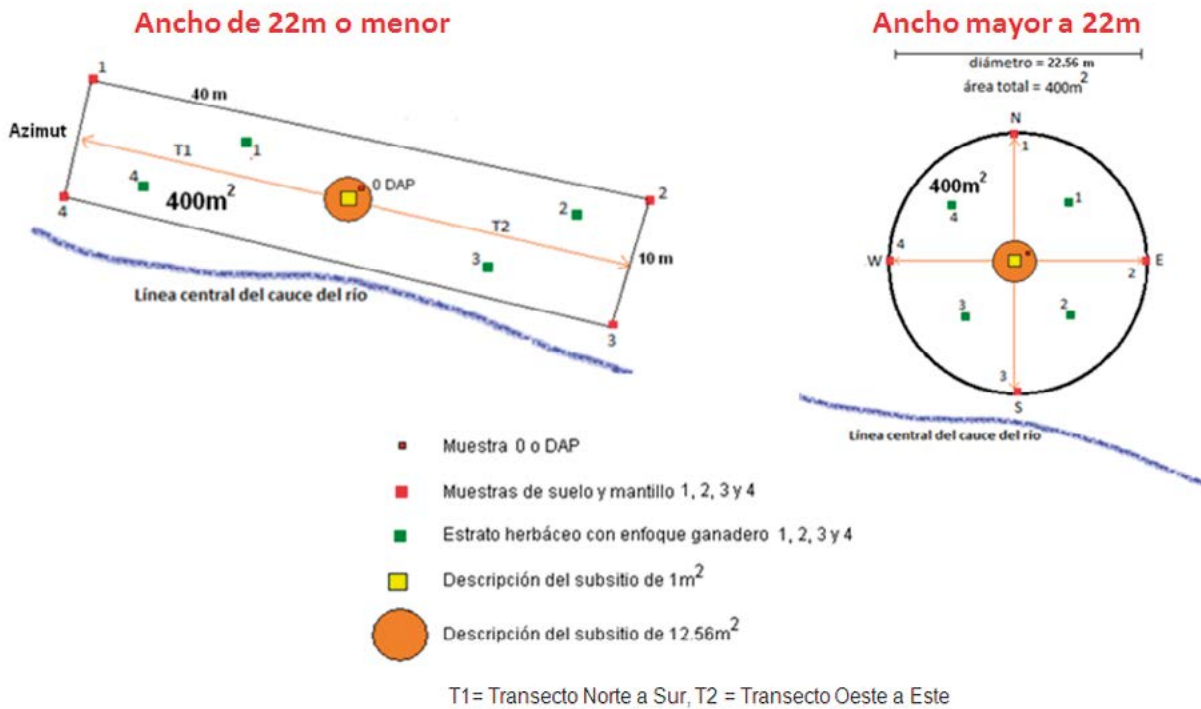


Figura 4. Forma y dimensiones de la parcela de muestreo, subsitios de muestreo, transectos de medición y puntos de muestreo, para el caso específico de vegetación riparia.

Los datos de posicionamiento de la parcela son fotografiados e incluyen PDOP (grado de disolución del error de precisión), hora de inicio, azimut en caso de caracterizar vegetación hidrófila. Para tener mayor exactitud se realizan procesos de compensación por pendiente y ajuste por declinación magnética. Inmediatamente después de establecer la parcela se realiza un trabajo fotográfico intenso que incluye tomas a nadir al subsitio de 1m^2 y a cada punto de muestreo, toma a cenit de cobertura arbórea, tomas a los transectos de estudio y a las diferentes estructuras florales para identificación (Figura 5). Se generaron lineamientos de calidad fotográfica en cuanto a resolución, posición, ángulo de enfoque, altura, formato y limpieza.

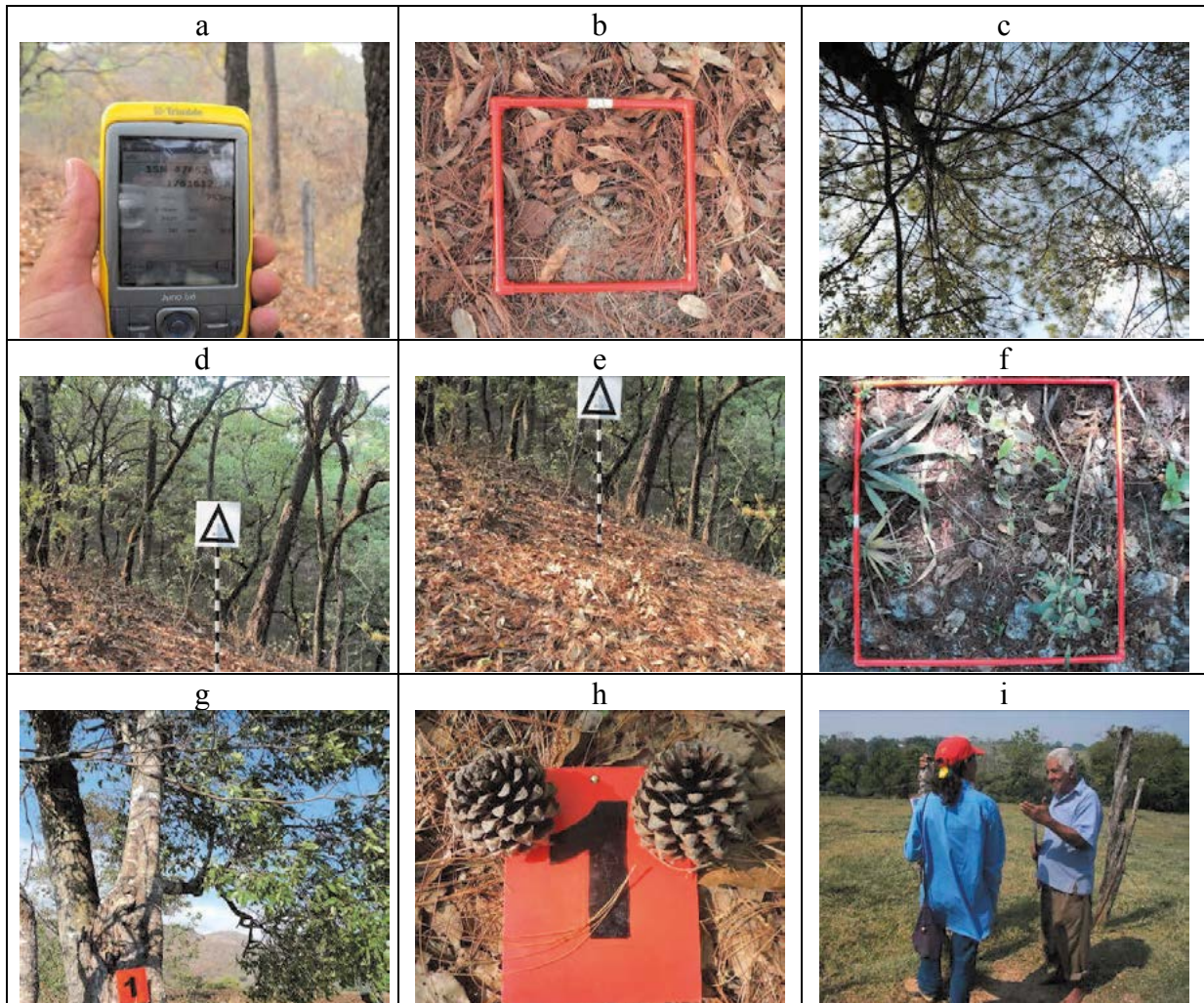


Figura 5. Ejemplos del material fotográfico obtenido en el proceso de levantamiento: toma del gps (a), toma a nadir (b) y cenit (c) del centro de una parcela semicuantitativa, toma de transectos con énfasis en suelo (d) y vegetación (e), toma a nadir del subsitio de caracterización herbácea cuantitativa (f), fotografías de apoyo taxonómico como individuos (g) o semillas (h), fotografía del productor al momento de ser entrevistado (i).

Variables de caracterización cuantitativa

- + Densidad (ton ha^{-1}) de carbono orgánico en el mantillo, tanto humificado (fermentación) como no humificado (hojarasca) y en la fracción mineral de suelo.
- + Variabilidad espacial del carbono a 2 y 8m de distancia entre puntos de muestreo.
- + Peso seco de biomasa forrajera (ton ha^{-1}).
- + Identificación, conteo y biometría de especies que constituyen repoblado o renuevo en 12.56m^2 y de plantas leñosas (arbóreas y arbustivas) en un área de 400m^2 y 1000m^2 . Incluye medición del diámetro a la altura de pecho (1.3m).
- + Densidad de madera por especie y cálculo de edad en coníferas.

Variables de caracterización semi-cuantitativa

- + Identificación de estratos y fenología dominante
- + Estimación de la biodiversidad por conteo del número de especies en cada forma de vida.
- + Evidencias de perturbación: deforestación, erosión fuerte o extrema, tala selectiva, sobrepastoreo o sustracción de especies.
- + Caracterización del uso específico de suelo y de propiedades físicas del suelo relacionadas con su densidad de carbono: color, consistencia, textura y pedregosidad.
- + Cálculo de área basal arbórea por el método Bitterlich y cálculo de ancho de copa por el método de relascopeo adaptado a arbustos (Figura 6).
- + Reconstrucción histórica del lugar. Es una de las variables más importantes y donde se documentan las evidencias físicas del cambio de vegetación, apoyados con testimonios locales que describen el pasado reciente del lugar, con el fin de ubicar si la tendencia es de conservación, degradación o regeneración.

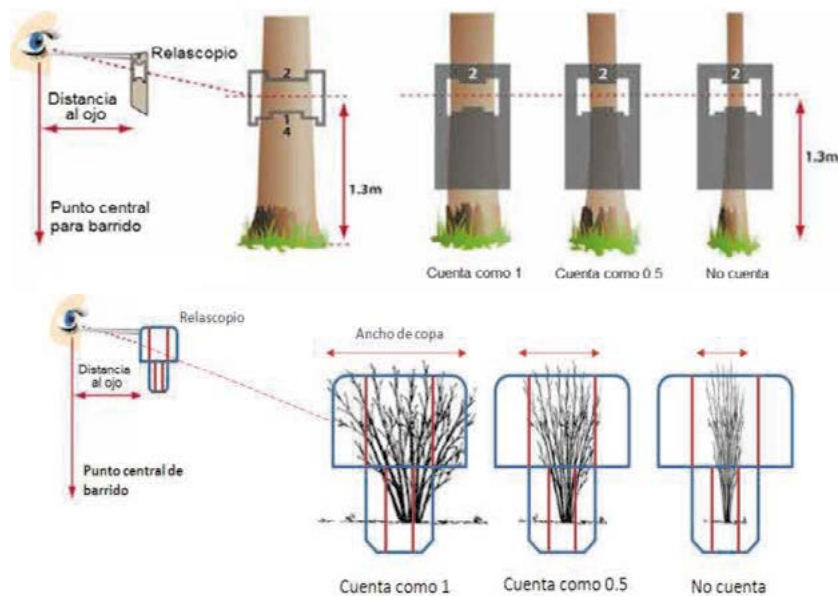


Figura 6. Vista del proceso de conteo de árboles según área basal (arriba) y del ancho de copa en el caso de arbustos (abajo).

Filtro, captura y análisis de información.

Los filtros son necesarios para revisar tanto la congruencia de la información, a través de relaciones lógicas, como para revisar la eficiencia de la captura. En este paso se excluyen los formatos de campo que no satisfacen el control de calidad requerido. El cliente de captura está generándose en formato tabular, con reporte bajo plataforma Access y con liga de acceso a GeodataBase a través de un campo común tal como el Id de las parcelas y sus correspondientes coordenadas. Los archivos están clasificados en fotografías originales o codificadas.

Resultados y discusión

Se estudiaron 2,501 parcelas semi-cuantitativas en una superficie aproximada de 62,500 km² en el estado de Chiapas (Figura 7), de los cuales 769 parcelas corresponden a formatos de bosque o selva, 97 de matorrales, 663 de agricultura, 789 de pastizales y 183 de vegetación de tipo ripario. En el caso de los estudios cuantitativos se realizaron un total de 533 parcelas, de los que 406 son parcelas cuantitativas que caracterizan cambios inmediatos entre sí de uso de suelo, de ellos 176 fueron realizados específicamente para caracterizar la selva Lacandona, a solicitud del Gobierno del Estado de Chiapas. Se recolectaron en total 1,020 muestras compuestas de suelo; 2,045 muestras compuestas de mantillo; 1,240 muestras compuestas de pastizal para identificación con enfoque ganadero; 910 virutas o trozas de madera; 2,120 muestras de materia orgánica muerta (ramas, trozas); aproximadamente 24,300 fotografías que incluyen alrededor de 1,280 especies identificadas en un catálogo. El costo promedio de cada estudio es variable, pero oscila entre 400 y 500 pesos, sin considerar costos fijos. El costo promedio de un conglomerado clásico, con el nivel semejante en el detalle de la información obtenida para COS y biomasa es actualmente de 3,000 a 5,000 pesos, comparables.

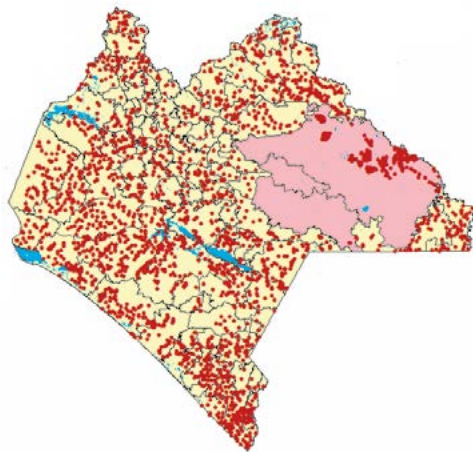


Figura 7. Avance del trabajo de campo para el piloto REDD+ en el estado de Chiapas. Los puntos en rojo representan los sitios verificados (2,501 sitios). La base cartográfica corresponde a los municipios, de los cuales se representan en rosa los de menor facilidad de acceso.



Conclusiones

El esquema planteado en este trabajo permitirá caracterizar y modelar, con costos de producción significativamente menores que los inventarios clásicos, zonas homogéneas a escala de paisaje y sus heterogeneidades internas, producto de cambios de usos del suelo abruptos o graduales, en términos de almacenes de carbono, además de calibrar productos satelitales con datos terrestres, para la evaluación de su confiabilidad.

Referencias bibliográficas

- Programa Mexicano del Carbono. 2011a. Manual de Criterios para la Selección de las Parcelas de Muestreo Cuantitativas y Semicuantitativas. Bajo la Coordinación de Fernando Paz; con la colaboración Marcos Casiano, Carlos Omar Cruz, Jesús Argumedo, Ben de Jong y Rafael Flores. México, D.F. 60 p.
- Programa Mexicano del Carbono. 2011b. Manual de Campo para el Inventario Estatal Cuantitativo. Bajo la Coordinación de Fernando Paz; con la colaboración Marcos Casiano, Carlos Omar Cruz, Jesús Argumedo, Ben de Jong, y Rafael Flores. México, D.F. 129 p.
- Programa Mexicano del Carbono. 2011c. Manual de Referencia para el Muestreo Semicuantitativo del Inventario Forestal Estatal Cuantitativo: Bosques y Selvas. Bajo la Coordinación de Fernando Paz; con la colaboración Marcos Casiano, Carlos Omar Cruz, Jesús Argumedo, Ben de Jong, Rafael Flores y Susana Ochoa. México, D.F. 49 p.
- Programa Mexicano del Carbono. 2011d. Manual de Referencia para el Muestreo Semicuantitativo del Inventario Forestal Estatal Cuantitativo: Matorrales. Bajo la Coordinación de Fernando Paz; con la colaboración Marcos Casiano, Carlos Omar Cruz, Jesús Argumedo, Ben de Jong, Rafael Flores y Susana Ochoa. México, D.F. 45 p.
- Programa Mexicano del Carbono. 2011e. Manual de Referencia para el Muestreo Semicuantitativo del Inventario Forestal Estatal Cuantitativo: Pastizales y Herbazales. Bajo la Coordinación de Fernando Paz; con la colaboración Marcos Casiano, Carlos Omar Cruz, Jesús Argumedo, Ben de Jong, Rafael Flores y Susana Ochoa. México, D.F. 39 p.
- Programa Mexicano del Carbono. 2011f. Manual de Referencia para el Muestreo Semicuantitativo del Inventario Forestal Estatal Cuantitativo: Agricultura. Bajo la Coordinación de Fernando Paz; con la colaboración Marcos Casiano, Carlos Omar Cruz, Jesús Argumedo, Ben de Jong, Rafael Flores y Susana Ochoa. México, D.F. 40 p.
- Programa Mexicano del Carbono. 2011g. Manual de Referencia para el Muestreo Semicuantitativo del Inventario Forestal Estatal Cuantitativo: Vegetación Hidrófila. Bajo la Coordinación de Fernando Paz; con la colaboración Marcos Casiano, Carlos Omar Cruz, Jesús Argumedo, Ben de Jong, Rafael Flores y Susana Ochoa. México, D.F. 54 p.

1.7

Sistema nacional de información de erosión de suelos: vistas a modelación

Marin-Sosa Isabel¹, Paz-Pellat Fernando¹

¹*Colegio de Postgraduados, Laboratorio de Sensores Remotos. IRENAT. Km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, México. CP 56230. Autor para correspondencia: isabelmsosa@gmail.com*

Resumen

En este trabajo se presentan los resultados obtenidos de la revisión exhaustiva de fuentes bibliográficas nacionales, para la integración de un sistema nacional de información de erosión de suelos. Desde la perspectiva de modelación, se destaca la importancia de contar con datos de mediciones directas (no estimaciones) de las variables de interés, así como con estudios bajo diferentes condiciones de manejo, uso y tipo de suelo; esto a fin de que la información sea útil para desarrollar un modelo confiable y representativo de un rango amplio de condiciones iniciales del sistema, para la estimación del escurrimiento y la erosión del suelo. De la revisión realizada en este proyecto, se pudo constatar que a nivel nacional son pocos los trabajos que reportan estudios con mediciones directas del escurrimiento y la erosión del suelo. La mayoría de los trabajos en el área de interés, se centran sólo en la aplicación de modelos para estimar de dichas variables. Por otro lado, es importante a considerar que los estudios integrados a la base, son representativos de 13 estados y la mayoría de ellos se concentran hacia el centro del país. Así, se presenta este sistema de información como una herramienta fundamental para el desarrollo y/o calibración de modelos de escurrimiento-erosión que permitan, en una siguiente etapa, incursionar en otras aplicaciones, como evaluar la relación la cantidad de carbono orgánico que se pierde del sistema por efecto de estos procesos.

Palabras clave: pérdida/degradación del suelo, producción de sedimentos, erosión en cuencas, relación precipitación-escurrimiento, pago por servicios ambientales hidrológicos.

Introducción

La integración del Sistema Nacional de Información de Erosión de suelos que se presenta en este trabajo, surge ante la necesidad de contar con información confiable para el desarrollo y/o validación de modelos simples y operacionales que permitan estimar el escurrimiento superficial y la erosión hídrica, bajo un amplio rango de condiciones de manejo, uso y tipo de suelo. Como es bien sabido, existe una relación estrecha entre el escurrimiento y la erosión hídrica, que se explica de la siguiente forma: la erosión hídrica, definida como el desprendimiento, transporte y sedimentación de las partículas individuales



del suelo (Figuroa *et al.*, 1991), es producto de dos factores principales (Mitchell y Bubenzer, 1994): la acción dispersante de las gotas de lluvia y el escurrimiento superficial.

Lo anterior se ve reflejado en los estudios integrados al actual sistema de información, en los cuales la evaluación de la erosión del suelo tiene como punto de partida la medición de los escurrimientos superficiales. Así, podemos decir que esta herramienta cubre dos objetivos principales: primero, proporcionar información útil para modelar el escurrimiento superficial, variable que al formar parte de la ecuación del balance de agua puede ser empleada en otras aplicaciones, como la evaluación de la captación de agua por el sistema; segundo, proporcionar información para la validación o desarrollo de modelos de erosión hídrica, en este caso, debido a que la erosión reduce la capa arable superficial y el humus, una aplicación importante sería evaluar la relación que existe entre la erosión y la dinámica de movilización del carbono orgánico del suelo.

Retomando la importancia que guarda el escurrimiento en el proceso de erosión hídrica, es importante mencionar que una de las tareas básicas de los modeladores ha sido la búsqueda de una relación simple entre la precipitación (P) y el escurrimiento (Q) (Paz, 2009). De este modo, se han desarrollado diferentes modelos entre los que destaca el número de curva o NC (NRCS, 2004), por su simplicidad, pero cuya validez fue cuestionada por Paz (2009). Como alternativa al NC, dicho autor introdujo un modelo expo-lineal, el cual fue revisado usando datos de lotes de escurrimientos con cultivos de maíz y diferentes grados de cobertura de residuos de cosecha. Una de las aplicaciones de la información integrada a este sistema será validar este modelo expo-lineal planteado por Paz (2009).

Por lo anterior, en el Sistema Nacional de Información de Erosión de suelos se integró únicamente la información de investigaciones nacionales que cuentan con mediciones directas (a nivel de lotes o cuencas) de las variables precipitación, escurrimiento y pérdida del suelo. Finalmente, es importante mencionar que esta base de información se construyó gracias a un convenio de colaboración entre PROBOSQUE (Estado de México) y el Colegio de Postgraduados, como parte de los insumos base para la evaluación técnica del programa de pago por servicios ambientales hidrológicos (PSAH).

Materiales y métodos

Para integrar el sistema de información del presente trabajo, se llevó a cabo un proceso exhaustivo de búsqueda y revisión de fuentes bibliográficas (tesis, artículos científicos, informes, memorias de congresos y talleres, entre otros) derivadas de investigaciones nacionales en el área de erosión de suelos y escurrimiento superficial. El interés principal de esta actividad, fue rescatar aquellos trabajos cuyo problema de estudio involucrara la medición directa (a nivel lotes experimentales o a nivel de cuencas) de las variables: precipitación, escurrimiento superficial y producción de sedimentos.

Por el tipo de información a recabar, en la revisión se dio mayor énfasis a la producción científica de universidades y centros de investigación. Así, se consultó el acervo bibliográfico de este tipo de instituciones, primero a través de los catálogos en línea para ubicar los trabajos publicados en formato de tesis o informes, y después mediante una búsqueda abierta en internet para ubicar otro tipo de publicaciones como artículos

científicos, memorias de congresos, entre otros. Posteriormente se visitaron bibliotecas para obtener copia de los documentos de interés y se descargaron aquellos disponibles en la red.

Las fuentes recopiladas se revisaron con detalle, para verificar su pertinencia según: el tipo de información contenida, la escala espacial de las mediciones y la temporalidad de los datos reportados. Así, en un primer filtrado se seleccionaron únicamente aquellos trabajos con datos de precipitación, escurrimiento superficial y producción de sedimentos, generados de mediciones directas sobre lotes experimentales o en cuencas instrumentadas. Los trabajos que solo reportan estimaciones de las variables de interés, no se integraron al actual sistema de información.

Los trabajos seleccionados en la revisión anterior se clasificaron, primero, según la escala espacial de las mediciones (lotes experimentales o cuencas); y luego, según la temporalidad de los datos reportados (nivel 1, para trabajos que reportan datos de mediciones diarias o por evento de lluvia, y nivel 2, para trabajos con datos integrados a escala mensual o anual). Así, se crearon cuatro directorios maestros para almacenar la información recopilada: cuencas-nivel 1, cuencas-nivel 2, lotes-nivel 1 y lotes-nivel 2. En cada directorio maestro se integraron tres formatos generales y una serie de “archivos individuales de datos”, el contenido de estos elementos se describe a continuación.

El formato 1 contiene las fichas bibliográficas y una descripción general de los trabajos sistematizados, también contiene un directorio de autores al cual se agregó la mayor información de contacto encontrada durante la búsqueda. En el formato 2 se integraron los detalles de la metodología, desde el arreglo experimental y descripción de los tratamientos, hasta la ubicación geográfica del área de estudio. En el formato 3 se integraron los datos precipitación, escurrimiento y producción de sedimentos. Estos tres formatos son comunes a todos los trabajos clasificados en el directorio maestro. Aparte, por cada trabajo se generó un “archivo individual de datos” para almacenar la información de análisis del suelo, cobertura de la vegetación y descripción de prácticas de conservación (en caso que existieran).

A cada trabajo se le asignó un identificador de 10 dígitos, el cual permite darle seguimiento a la información a través de los diferentes formatos del directorio. Este identificador obedece la siguiente nomenclatura: XXEEMMMTTT; donde XX es un prefijo indicador de la clasificación del trabajo (L1: para trabajos en lotes con información de nivel 1, L2: para trabajos en lotes con información de nivel 2, C1: para trabajos en cuencas con información de nivel 1, y C2: para trabajos en cuencas con información de nivel 2); EE y MMM son los códigos de la entidad federativa y el municipio donde se llevó a cabo el estudio; y TTT es un número secuencial que se asignó a los trabajos encontrados en el municipio indicado.

Resultados y discusión

Después de consultar en línea la disponibilidad de información, se observó que la mayoría de los trabajos de interés estaban concentrados en tres instituciones: Colegio de postgraduados (CP), Universidad Autónoma Chapingo (UACH) y Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). En total se revisaron 209 trabajos, de los cuales solo 42 presentaron información útil para el actual sistema de información. El resto de trabajos

estaba ubicado en el área de interés (erosión y escurrimiento) pero los datos reportados no provenían de mediciones directas, sino de estimaciones. En el Cuadro 1 se muestra la distribución general de los trabajos según institución responsable. Para los trabajos ubicados vía internet (artículos e informes, principalmente), sólo se reporta la cifra de aquellos con información útil y que no es repetitiva a los trabajos recopilados en bibliotecas. Es importante mencionar que a escala de cuencas instrumentadas, solo se tuvo acceso a un trabajo de nivel 1 y no se encontró ninguno de nivel 2.

Cuadro 1. Distribución de trabajos totales y trabajos útiles, según instituciones responsables.

Institución	No. trabajos revisados	No. trabajos útiles	Distribución de trabajos útiles		
			Lotes N1	Lotes N2	Cuencas N1
Colegio de Postgraduados (CP)	67	20	10	10	0
Universidad Autónoma Chapingo (UACH)	92	13	5	8	0
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)	43	2	1	0	1
Seguimiento internet *	7	7	1	6	0
Total	209	42	17	24	1

El objeto de estudio en los trabajos integrados al sistema es diverso, entre los tópicos principales se encuentra la evaluación de la erosión y escurrimiento según la condición de: uso del suelo, prácticas de labranza, prácticas de conservación, sistemas de producción agrícola, grados de pastoreo, grados de cobertura vegetal, entre otros. En los Cuadros 2 y 3 se indica el objeto de estudio para cada caso, así como la distribución de tratamientos y lotes en cada experimento. Del Cuadro 2, se observa que los trabajos de lotes-nivel 1 están representados por un total de 81 tratamientos, los cuales implicaron el establecimiento de 120 lotes (esto se debe a que en algunos experimentos se establecieron repeticiones de los tratamientos). En el mismo cuadro, se reporta el único trabajo de cuencas que contiene la base, éste considera mediciones en cinco pequeñas cuencas instrumentadas. En total, la base de nivel 1 quedó integrada con más de 8,000 datos de precipitación-escurrimiento-sedimentos, levantados a escala diaria o por evento de lluvia en los distintos trabajos sistematizados en este nivel. En el Cuadro 3 se observa que los trabajos de lotes-nivel 2 están representados por un total de 118 tratamientos, distribuidos en 190 lotes experimentales. La base de nivel 2 quedó integrada con un total de 540 datos (anuales o mensuales) de precipitación-escurrimiento-sedimentos.

Otro aspecto importante a revisar de la base, es la ubicación temporal de las mediciones y la distribución espacial de los trabajos.

Cuadro 2. Descripción del periodo de mediciones, objeto de estudio y distribución de tratamientos, en los trabajos de lotes-nivel 1 y cuencas-nivel 1.

	ID trabajo	Periodo de mediciones	Objeto de estudio	No. tratamientos	No. lotes
1	L101006001	2003	2 sistemas de labranza	2	2
2	L112059001	1980	Sistemas de producción agrícola	6	10
3	L115026001	2002	Grados de pastoreo	4	4
4	L115047001	1985	Diferentes sistemas de labranza y 2 tipos de herbicida	6	6
5	L115047002	1994	Terrazas de muro vivo de frutales y maguey	2	2
6	L115099001	1974	Uso del suelo y vegetación.	8	16
7	L115099002	1994-1996	Prácticas de recuperación en tepetates (tipo T3)	7	22
8	L115099003	1976	Tepetates	3	3
9	L115099004	1981	Diferentes usos del suelo.	3	6
10	L115099005	1993	2 densidades de siembra	2	2
11	L115114001	2000-2001	Prácticas de conservación del suelo y agua	12	12
12	L116053001	NA*	Tres usos del suelo	4	4
13	L116066001	1995-2004	Diferentes sistemas de labranza	7	7
14	L120570001	1992	Rodal sujeto a corta de aclareo	3	7
15	L130141001	1995-2002	Dos sistemas de labranza	2	2
16	L130180001	2000	Sistemas agroforestales de café	5	5
17	L130180002	2001	Sistemas agroforestales de café	5	5
18	CN114043001	1983-1990	Medición del escurrimiento en pequeñas cuencas instrumentadas	5	5
				86	120

* La leyenda NA corresponde a los estudios de erosión-escurrimiento bajo condiciones de lluvia simulada.

Cuadro 3. Descripción del periodo de mediciones, objeto de estudio y distribución de tratamientos, en los trabajos de Lotes-nivel 2.

ID_trabajo	Periodo de mediciones	Objeto de estudio	No. tratamientos	No. lotes	
1	L207107001	1996-1997	Eficiencia de dos prácticas productivo-conservacionistas	3	3
2	L208048001	1985	Influencia de la remoción del estrato herbáceo	4	12
3	L210023001	1989	Diferentes tratamientos silvícolas	3	6
4	L215099001	1974-1977	Usos del suelo y vegetación	8	16
5	L215099002	NA*	Simulación de lluvia en suelo desnudo	1	1
6	L215099003	NA	Efecto de la cobertura vegetal	3	3
7	L215099004	2003	2 sistemas de producción de maíz (orgánico y convencional)	2	6
8	L215099005	1987	Diferentes niveles de productividad (densidades de siembra) en maíz y cebada	8	16
9	L215099006	1990	Diferentes sistemas de labranza y coberturas del suelo	9	9
10	L215099007	NA	Dos tipos de pasto, bajo condiciones de lluvia simulada	2	2
11	L215099008	1992	Parcelas agrícolas de temporal	1	1
12	L215099009	NA	Cobertura vegetal y raíces, bajo condiciones de lluvia simulada	8	8
13	L215099010	1976	Prácticas de manejo	15	45
14	L215099011	1983-1985	Cobertura vegetal (7 coberturas vegetales cultivadas)	8	16
15	L215099012	1976-1977	Prácticas de conservación de suelo y del agua	5	5
16	L215099013	NA	Tepetates con tres tratamientos (natural, roturado e incorporado a la producción agrícola), bajo condiciones de lluvia simulada	3	3
17	L215110001	NA	Terrazas de banco	2	2
18	L216053001	2002-2004	Diferentes sistemas de manejo del suelo y el cultivo	4	4
19	L216066001	1996-2004	Diferentes sistemas de labranza	7	7
20	L216066002	NA	Lotes de escurrimiento con matorrales y gramíneas, bajo condiciones de lluvia simulada	1	4
21	L219033001	1985	Efecto del cambio de uso del suelo	4	4
22	L229014001	2003-2005	Prácticas de manejo orgánico	5	5
23	L230141001	1995-2002	Diferentes sistemas de manejo del suelo (terrazas y sistemas de labranza)	4	4
24	L232037001	1997-1999	Cuatro condiciones de vegetación nativa y tres sistemas de manejo	8	8
			118	190	

* La leyenda NA corresponde a los estudios de erosión-escurrimiento bajo condiciones de lluvia simulada.

Con relación a la ubicación temporal, se observa que los años 2000 y 2001 son los que tuvieron el mayor número de investigaciones de nivel 1 en curso. En tanto que las investigaciones de nivel 2, se concentraron en su mayoría en los años 1976, 1997 y 2003. Con respecto a la ubicación espacial (Cuadro 4), se puede observar que los trabajos se distribuyen en 13 entidades federativas, no obstante, el lugar con la mayor concentración de ellos (42.8%) es el municipio de Texcoco, Estado de México.

Cuadro 4. Distribución espacial de los trabajos sistematizados.

Estado	Municipio	No. de trabajos	%
Aguascalientes	Arteaga	1	2.38
Chiapas	Villa corzo	1	2.38
Chihuahua	Namiquipa	1	2.38
Durango	Pueblo nuevo	1	2.38
Guerrero	Tepecoacuilco	1	2.38
Jalisco	La Huerta	1	2.38
México	Chapa de Mota	1	2.38
México	Jiquipilco	2	4.76
México	Texcoco	18	42.86
México	Valle de Bravo	1	2.38
México	Villa Victoria	1	2.38
Michoacán	Morelia	2	4.76
Michoacán	Pátzcuaro	3	7.14
Nuevo León	Linares	1	2.38
Oaxaca	Zimatlán de Álvarez	1	2.38
Tlaxcala	Hueyotlipan	1	2.38
Veracruz	San Andrés Tuxtla	2	4.76
Veracruz	Tlachichilco	2	4.76
Zacatecas	Pánuco	1	2.38
Total general		42	100



Conclusiones

El Sistema Nacional de Información que se presenta en este trabajo, constituye una herramienta esencial de apoyo a la modelación de los procesos de erosión del suelo y el escurrimiento superficial. Los datos contenidos en este sistema, provienen de mediciones directas del escurrimiento o la erosión (sobre lotes de escurrimiento o cuencas) bajo diferentes condiciones de manejo, uso y tipo de suelo.

Un poco más de la mitad de los trabajos integrado al sistema están clasificados en el nivel 2 de detalle de la información (estudios con información integrada a escala mensual o anual) en estos casos es recomendable localizar al autor responsable para ver la posibilidad de conseguir las bases de nivel 1.

Según los trabajos recopilados, solo se tiene representatividad de las condiciones en 13 estados del país, y la mayoría se concentra en el centro del país, específicamente en el municipio de Texcoco, estado de México.

Referencias bibliográficas

- Figueroa, B., A. Amante, H. G. Cortés, J. Pimentel, y E. S. Osuna. 1991. Manual de Predicción de Pérdidas de Suelo por Erosión. SARH-Colegio de Postgraduados. Salinas, San Luis Potosí, México.
- Mitchell, J. K., y G. Bubenzer. 1994. Estimación de la pérdida de suelo. 1980. *In*: M. J. Kirkby, y R. P. C. Morgan (Eds.). Erosión del suelo. Limusa. México. pp. 35-88
- Natural Resources Conservation Service (NRCS). 2004. Hydrology. National Engineering Handbook.
- Paz, F. 2009. Mitos y falacias del método hidrológico del número de curva del SCS/NRCS. *Agrociencia* 43: 521-528.

1.8

Intercambio neto de carbono en ecosistemas estacionales del noroeste de México

Elí Rafael Pérez Ruiz¹, Enrico A. Yépez², Jaime Garatuza Payán², Christopher Watts³, Julio Cesar Rodríguez⁴, Enrique R. Vivoni^{5,6} y Luis A. Méndez Barroso⁵

¹ *Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Instituto de Ingeniería y Tecnología, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Av. del Charro #610 Norte, Colonia Partido Romero, C. P. 32310, Ciudad Juárez, Chihuahua, México*

Autor para correspondencia: eli.perez@uacj.mx

² *Departamento de Ciencias del Agua y del Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de Febrero #818 Sur, Colonia Centro, C.P. 85000, Ciudad Obregón, Sonora, México.*

³ *Departamento de Física, Universidad de Sonora, Blvd. Luis Encinas y Rosales S/N, Colonia Centro, C.P. 83000, Hermosillo, Sonora, México.*

⁴ *Departamento de Agricultura y Ganadería, Universidad de Sonora, Carretera a Bahía de Kino Km. 21, Hermosillo, Sonora, México.*

⁵ *School of Earth and Space Exploration, Arizona State University, Bateman Physical Sciences, F-Wing Room 686, Tempe, Arizona 85287-1404, EUA.*

⁶ *School of Sustainable Engineering and the Built Environment, Arizona State University, Ira A. Fulton Schools of Engineering P.O. Box 9309, Tempe, Arizona 85287-9309, EUA.*

Resumen

El principal fenómeno que controla la lluvia y la disponibilidad de humedad en el noroeste de México es el sistema del monzón de Norteamérica (NAMS), que trae un incremento pronunciado en las precipitaciones durante el verano. Dicho fenómeno le confiere una estacionalidad de períodos secos y húmedos a la mayoría de los ecosistemas del noroeste de México, convirtiendo a la disponibilidad de agua en uno de los factores que controlan la dinámica de la vegetación. El presente estudio es una comparación de la dinámica del intercambio neto de carbono del ecosistema (NEE), en tres ecosistemas estacionales del noroeste de México, una selva baja caducifolia (SBC), un matorral desértico (MD) y un bosque de encino (BE). Las mediciones del NEE fueron llevadas a cabo mediante la técnica de covarianza de vórtices o Eddy Covariance, en el año 2009. Durante la época seca, el NEE mostró valores cercanos a cero en SBC y MD, y valores de asimilación en BE, debido a la escasa o casi nula actividad biológica por la ausencia de humedad. Mientras tanto, en la época húmeda, se mostraron valores positivos en NEE (emisión) debido al aumento de actividad biológica en los ecosistemas SBC y MD, reflejado como un aumento en la emisión de carbono por la alta tasa respiratoria del ecosistema. A medida que el crecimiento de la vegetación aumenta los valores de NEE se vuelven negativos indicando un período amplio de captura de CO₂ en los 3 ecosistemas. Aún cuando el monzón afecta significativamente a los tres ecosistemas, hay diferencias entre ellos, teniendo un mayor y más pronunciado período de captura la SBC. En el BE, el comportamiento de los flujos es similar al del MD pero destaca una contribución importante del sotobosque herbáceo.

Debido a que la precipitación y la disponibilidad de humedad tienen un efecto determinante en la dinámica del NEE, el entendimiento de su influencia de la variación de la lluvia en estos flujos es muy importante para predecir algunos efectos del cambio climático.

Palabras clave: técnica de covarianza de vórtices, Sonora, flujos de carbono

Introducción

Cambios naturales y antropogénicos en el sistema climático pueden tener impactos importantes tanto en la estructura como en la función de los ecosistemas. Debido a esto, existe la necesidad de entender como los factores ambientales, principalmente la disponibilidad de humedad, influyen la dinámica de los ecosistemas estacionales, ya que estos serán más sensibles a posibles cambios en el clima (Yepez *et al.*, 2007). En el noroeste de México, la ecohidrología está marcada por la respuesta de los ecosistemas a la precipitación durante el sistema del monzón de Norteamérica (NAMS) (Douglas *et al.*, 1993). El NAMS es un incremento pronunciado de las precipitaciones de un período seco (mayo y junio) a un período húmedo (julio-septiembre), sobre grandes áreas del suroeste de EUA y el noroeste de México (Adams y Conrie, 1997). Esta periodicidad en las lluvias confiere una estacionalidad de períodos secos y húmedos a la mayoría de los ecosistemas del noroeste de México, convirtiendo a la precipitación y la humedad del suelo en los controles principales de la actividad biológica (Huxman *et al.*, 2004).

En la región del NAMS, la actividad biológica está marcada por tres períodos perfectamente diferenciados entre sí, característicos de los ecosistemas estacionales. Un primer período, denominado pre-monzón, que corresponde a la temporada seca justo antes del inicio del monzón, en el cual la vegetación está dormante y la actividad biológica es baja, mostrando flujos cercanos a cero. Un segundo período, denominado monzón, el cual está dividido en dos sub-períodos: el monzón temprano y el monzón tardío. El monzón temprano inicia con la llegada de las precipitaciones, y se caracteriza por un aumento sustancial en la emisión de CO₂, debido a un aumento en la respiración del ecosistema, como respuesta de la actividad biológica a la llegada de la lluvia. El monzón tardío llega después de un desarrollo completo de la cobertura vegetal, suficiente para contrarrestar la respiración del ecosistema, y entonces un período amplio de captura de CO₂ comienza, que permanece hasta el fin del monzón con la pérdida de hojas. Después de la pérdida de hojas en el ecosistema, los flujos de CO₂ tienden a valores mínimos de captura, cercanos a cero, en lo que se conoce como período de post-monzón (Pérez-Ruiz *et al.*, 2010).

En las últimas décadas, el uso de la técnica de covarianza de vórtices (Eddy Covariance) se ha convertido en la técnica más utilizada para la medición de intercambio de gases entre la biosfera y la atmósfera (Baldocchi *et al.*, 2001). Por medio de esta técnica, podemos medir directamente el intercambio neto de carbono del ecosistema (NEE), el cual es una medición importante para el monitoreo de la actividad biológica de los ecosistemas. Cuando el flujo es de emisión, es decir, flujo del ecosistema a la atmósfera, el flujo es positivo. Por el contrario, si tenemos un flujo de captura, es decir, de la atmósfera al ecosistema, el flujo es negativo. En el presente estudio se utilizó la técnica de covarianza de vórtices para el entendimiento de la dinámica del NEE en tres ecosistemas del noroeste de

México influenciados por el NAMS, una selva baja caducifolia (SBC), un matorral desértico (MD) y un bosque de encino (BE).

Materiales y métodos

El estudio se localizó en tres ecosistemas distintos, una SBC en el ejido La Estrella, municipio de Rosario, Sonora ($27^{\circ}50'40.7''\text{N}$, $109^{\circ}17'52''\text{W}$, 460 msnm) con una precipitación anual de 712 mm (promedio de 1971-2001, Estación Meteorológica Tesopaco #00026100, CNA) un MD en Rayón, Sonora ($29^{\circ}44'27.8''\text{N}$, $110^{\circ}32'11.7''\text{W}$, 320 msnm) con una precipitación anual de 515mm (promedio de 1971-2001, Estación Meteorológica Rayón #00026181, CNA), y un BE en Sierra Los Locos, municipio de Opodepe, Sonora ($29^{\circ}58'13.9''\text{N}$, $110^{\circ}28'13.6''\text{W}$, 1385 msnm) con una precipitación anual de 530 mm (promedio de 1971-2001, Estación Meteorológica Opodepe #00026064, CNA) (Figura 1).

El NEE fue medido utilizando la técnica de covarianza de vórtices (Eddy Covariance) (Baldocchi *et al.*, 2001; Baldocchi, 2003) en tres torres micrometeorológicas ubicadas en los sitios antes mencionados, una de 15 m (SBC), una de 12 m (BE) y una de 9 m (MD). El sistema de covarianza de vórtices consistió en un anemómetro sónico 3-D (CSAT3, Campbell Scientific) y un analizador de gases infrarrojo (LI-7500, Li-Cor), colectando los datos por medio de un datalogger (CR5000, Campbell Scientific). También se realizaron mediciones de radiación neta, temperatura, humedad relativa, precipitación y otras variables meteorológicas. Las mediciones de CO_2 fueron hechas a 10 Hz, almacenando y promediando valores cada 30 minutos utilizando promedio de Reynolds. El período de estudio comprendió el año 2009, con datos completos para SBC y MD, y datos de marzo a octubre en BE.

Los flujos fueron corregidos mediante los siguientes procesos: rotación de coordenadas, correcciones Webb-Pearman-Leuning (Webb *et al.*, 1980) y corrección por el uso de temperatura sónica en el cálculo de calor sensible. El desempeño el sistema fue analizado por medio del balance energético ($RN - G = LE + H$). Los datos fueron filtrados usando un criterio de exclusión de velocidad de fricción (u^*) igual a 0.15 m s^{-1} . Los huecos de valores fueron reemplazados usando las estrategias de llenado de huecos descritas por Falge *et al.* (2001) y Reichstein *et al.* (2005), mediante una herramienta en línea (<http://www.bgc-jena.mpg.de/~MDIwork/eddyproc/>). Para la corrección de los datos del BE, se utilizaron los valores de temperatura sónica del CSAT3 y concentración de agua del LI-7500 para el cálculo de presión de vapor y humedad relativa, por lo que dichos datos deben de ser tomados con cautela.



Figura 1. Ubicación de los sistemas de covarianza de vórtices instalados en ecosistemas estacionales de Sonora.

Resultados y discusiones

La precipitación y la disponibilidad de humedad traída por el NAMS en los ecosistemas del noroeste de México, particularmente en el estado de Sonora, es el factor principal que domina la actividad biológica, y por consiguiente, la dinámica del NEE y el balance general de carbono. Sin embargo, a pesar de la marcada influencia del NAMS en estos ecosistemas, diferencias notables entre cada uno de ellos pueden ser observadas.

Los tres ecosistemas muestran un claro período de captura de carbono (flujos negativos) durante los meses de Julio a Septiembre, correspondientes a los meses del NAMS, mientras que el resto de los meses secos, dada la escasez de agua y actividad biológica, los flujos tienden a cero, aunque en BE, parece existir un poco de actividad biológica estos meses (Figura 2). Un aspecto importante en la SBC y el MD son valores altos de emisión de CO_2 a la atmósfera (valores positivos) justo al inicio de la temporada del NAMS, principalmente por un aumento significativo en la respiración del ecosistema (Yepez *et al.*, 2007). Lo cual parece ser una característica definitoria de los ecosistemas estacionales (Huxman *et al.*, 2004). Este marcado período de emisiones es más notorio y amplio en el MD que en SBC para 2009, pero el NEE positivo (emisión) es generalmente mayor en SBC (Pérez-Ruiz *et al.*, 2010) probablemente por la mayor cobertura vegetal y consecuentemente la cobertura de hojarasca en el suelo que representa un sustrato lábil para la respiración microbiana. En el caso de BE, este período de emisiones es menos notorio, probablemente debido a que este ecosistema no presenta la característica caducifolia.

La ganancia neta de carbono durante la temporada húmeda en estos ecosistemas es también contrastante, ya que la duración del período y la magnitud de NEE en la SBC es mayor que en el MD y el BE. Las causas de estas diferencias son probablemente la mayor productividad primaria y cobertura vegetal en la SBC debido a una mayor precipitación promedio por la presencia de humedad adicional de origen ciclónico hacia el final de NAMS. En el caso de MD y BE no se observa una diferencia significativa en el período de captura, tanto en amplitud como en magnitud.

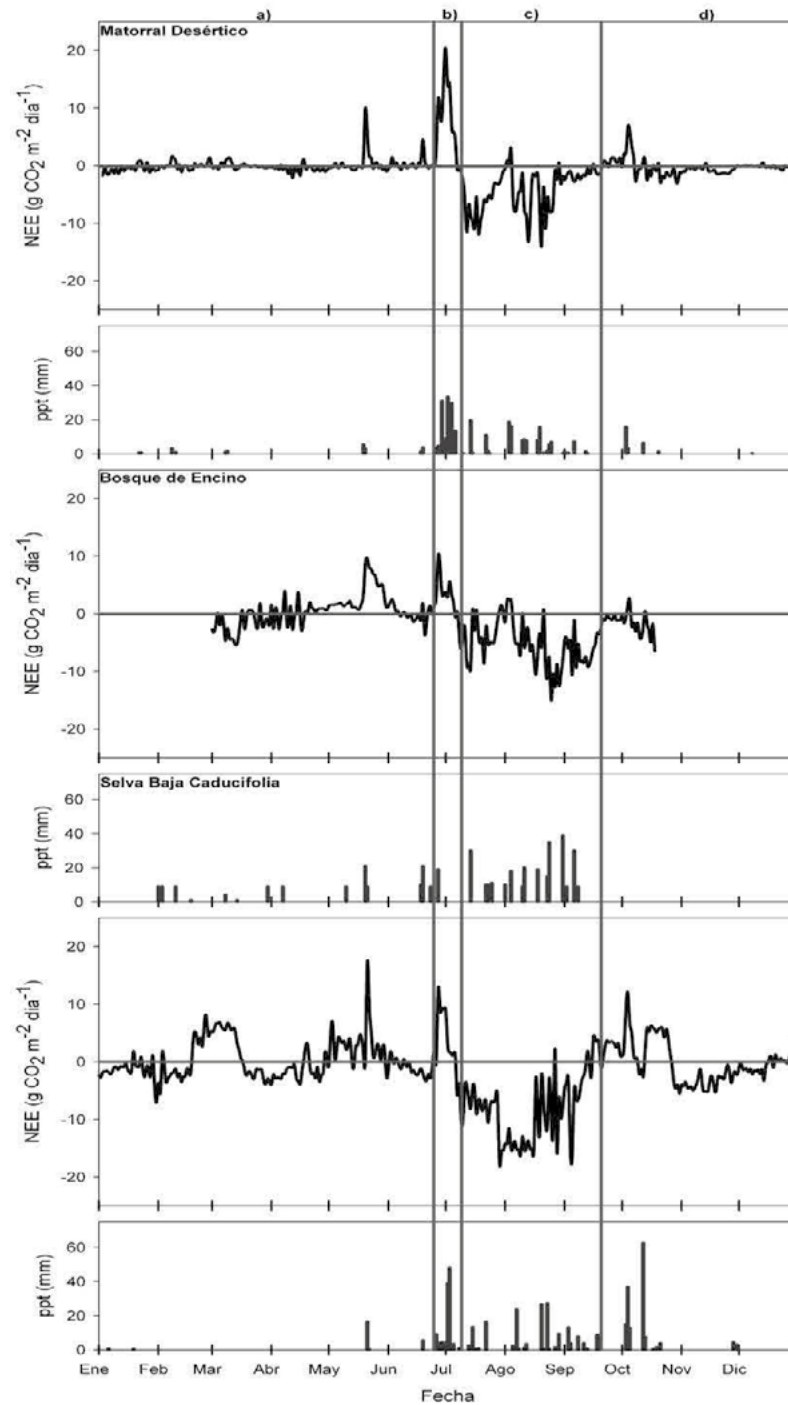


Figura 2. Serie de tiempo de valores diarios de intercambio de CO₂ para 3 ecosistemas estacionales en Sonora. Valores positivos indican emisión de CO₂ de la superficie a la atmósfera y valores negativos ganancia de CO₂ en el ecosistema. Las líneas verticales delimitan los períodos del año, a) Pre-monzón, b) Monzón temprano, c) Monzón Tardío, y d) Post-Monzón.

En el BE, a pesar de notarse la influencia del NAMS en su actividad biológica, y tener una cobertura vegetal intermedia entre los otros dos ecosistemas y ser un ecosistema con menor biodiversidad, no se aprecia tan marcadamente el comportamiento típico de los ecosistemas estacionales secos, especialmente durante monzón temprano. Al ser un ecosistema que se encuentra a una mayor altitud, y tienen temperaturas más bajas, lo hacen un ecosistema con características más templadas, *e.g.* dominados por la temperatura del aire, productivos durante todo el año a excepción de sequías, etc. (Powell *et al.*, 2006; Ma *et al.*, 2007), con una menor ganancia neta de C en 2009 que los otros dos ecosistemas.

Conclusiones

La presencia del NAMS es un factor determinante en la dinámica de intercambio de CO₂ en los ecosistemas del estado de Sonora; sin embargo, la magnitud de esta respuesta es variable. Factores propios de cada ecosistema, como la cobertura vegetal, temperaturas máximas y mínimas, altitud e inclusive biodiversidad, así como factores ajenos a ellos, como perturbaciones antropogénicas, juegan un papel primordial al tratar de comparar la dinámica del NEE en estudios de síntesis de diversos ecosistemas.

A pesar de las grandes diferencias, la disponibilidad de agua es el factor preponderante en la actividad biológica de los ecosistemas del noroeste de México, y ante las predicciones de los posibles efectos que el calentamiento global y el cambio climático pudieran tener en la dinámica del ciclo del agua, como la modificación de los regímenes de precipitación y la disminución de la generalizada de la precipitación, así como un aumento de las temperaturas, es de vital importancia estudiar los efectos que estos cambios tendrán en el intercambio y almacenamiento de carbono de estos ecosistemas.

Referencias bibliográficas

- Adams, D. K. and A. C. Comrie. 1997. The North American monsoon. *Bulletin of the American Meteorological Society* 78: 2197–2213.
- Baldocchi, D., E. Falge, L. Gu, R. Olson, D. Hollinger, S. Running, P. Anthoni, C. Bernhofer, K. Davis, R. Evans, J. Fuentes, A. Goldstein, G. Katul, B. Law, X. Lee, Y. Malhi, T. Meters, W. Munger, W. Oechel, K. T. Paw, K. Pilegaard, H. P. Schmidt, R. Valentini, S. Verma, T. Vesala, K. Wilson, and S. Wofsy. 2001. FLUXNET: a new tool to study the temporal and spatial variability of ecosystem scale carbon dioxide, water vapor and energy flux densities. *Bulletin of the American Meteorological Society* 82: 2415–2434.
- Douglas, M. W., R. A. Maddox, K. Howard K., and S. Reyes. 1993. The Mexican monsoon. *Journal of Climate* 6: 1665–1677.
- Falge, E., D. D. Baldocchi, R. Olson, P. Anthoni, M., Aubinet, Ch. Bernhofer, G. Burba, R. Ceulemans, R. Clement, H. Dolman, A. Granier, P. Gross, T. Grünwald, D. Hollinger, N-O Jensen, G.G. Katul, P. Keronen, A. Kowalski, C.T. Lai, B., Law, T. Meyers, J. Moncrief, E.J. Moors, W. Munger, K., Pilegaard, U. Rannik, C. Rebmann, A. Sukyer, J. Tenhunen, K., Tu, S. Verma, T. Vesala, K. Wilson, S.

- Wofsy, 2001, "Gap filling strategies for defensible annual sums of net ecosystem exchange", *Journal of Agricultural and Forest Meteorology*, 107: 43-69.
- Huxman, T. E., K. A. Snyder, D. Tissue, A. J. Leffler, K. Ogle, W. T. Pockman, D. R. Sandquist, D. L. Potts, and S. Schwinning. 2004. Precipitation pulses and carbon fluxes in semiarid and arid ecosystems. *Oecologia* 141: 254-268.
- Ma, S., D. Baldocchi. L. Xu, T. Hehn. 2007. Inter-annual variability in carbon dioxide exchange of an oak/grass savanna and an open grassland in California. *Agricultural and forest meteorology* 147: 157-171.
- Perez-Ruiz, E. R., J. Garatuza-Payan, C. J. Watts, J. C. Rodriguez, E. A. Yezpe, and R. L. Scott. 2010. Carbon dioxide and water vapor exchange in a tropical dry forest as influenced by the North American Monsoon System (NAMS). *Journal of Arid Environments* 74: 556-563.
- Powell, T. L., R. Bracho, J. Li, S. Dore, C. R. Hinkle, and B. G. Drake. 2006. Environmental controls over net ecosystem carbon exchange of scrub oak in central Florida. *Agricultural and Forest Meteorology* 141: 19-34.
- Reichstein, M., E. Falge, D. Baldacci, D. Papale, M. Aubinet, P. Berbigier, C. Bernhofer, N. Buchmann, T. Gilmanov, A. Granier, T. Grünwald, K. Havránková, H. Ilvesniemi, D. Janous, A. Knohl, T. Laurila, A. Lohila, D. Loustau, G. Matteucci, T. Meyers, F. Miglietta, J. M. Ourcival, J. Pumpanen, S. Rambal, E. Rotenberg, M. Sanz, J. Tenhunen, G. Seufert, F. Vaccari, T. Vesala, D. Yakir, and R. Valentini. 2005. On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: review and improved algorithm. *Global Change Biology* 11: 1424-1439.
- Webb, E. K., G. I. Pearman, and R. Leuning. 1980. Correction of flux measurements for density effects due to heat and water vapour transfer. *Quarterly Journal of Royal Meteorological Society* 106: 85-100.
- Yezpe, E. A., R. L. Scott, W. L. Cable, and D. G. William. 2007. Intraseasonal variation in water and carbon dioxide flux components in a semiarid riparian woodland. *Ecosystems* 10: 1100-1115.

1.9

Variabilidad espacial y línea de base del contenido de carbono orgánico, de un suelo representativo del Valle del Yaqui, Sonora, México

Cortés-Jiménez Juan Manuel¹, Garatuza-Payán Jaime², Macías-Cervantes Jaime³, Zazueta E. Gerardo¹, Ruiz-Vega Teresa¹, Ortiz-Avalos Alma Angélica¹

Autor para correspondencia: cortes.juanmanuel@inifap.gob.mx. ¹Campo Experimental Norman E. Borlaug-INIFAP, Calle Norman E. Borlaug km 12, Cd. Obregón, Sonora, México. Apartado Postal # 189, C.P. 85000,

²Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de Febrero No. 818 sur, CP 85000, Apdo. 541, Cd. Obregón, Sonora, México.

³Campo Experimental Valle del Fuerte-INIFAP. Los Mochis, Sinaloa.

Resumen

Al igual que otras propiedades del suelo, el carbono orgánico (CO) muestra una variabilidad resultante de las interacciones entre el material parental y el clima, así como de los atributos del paisaje incluyendo la pendiente, elevación, y la exposición del suelo al viento y a la precipitación. En suelos agrícolas, el contenido de CO depende además, del tipo de cultivo, la rotación y prácticas de manejo del suelo, el método de labranza, cantidad de fertilizante, aplicación de mejoradores, uso de agroquímicos, riego y drenaje, así como de las prácticas de conservación de suelo y agua. Todas estas prácticas controlan las ganancias de CO a partir de los residuos de cosecha y la adición de abonos orgánicos y las pérdidas de CO a través de su descomposición y liberación en forma gaseosa. La agricultura es una actividad por la cual se genera y se demanda bióxido de carbono al mismo tiempo, y una de las estrategias de mitigación más utilizadas en la actualidad es la labranza de conservación; sin embargo, es necesario determinar el inventario de carbono en el suelo para la elaboración de la línea de base, además de definir la dinámica del carbono del suelo en el tiempo y el espacio. Estudios previos, han determinado que los cambios en la cantidad de CO pueden ser verificados a través del tiempo colectando un número variable de muestras dependiendo de la escala espacial del estudio, ya sea parcelario, estatal o nacional. La definición de estos parámetros a nivel parcelario fue el objetivo del presente estudio. La evaluación se llevó a cabo en un terreno de 20 hectáreas, donde el contenido promedio de arena, limo y arcilla es de 37.68, 22.77 y 39.55% respectivamente. El terreno está ubicado en el block 2122, lotes 39 y 40 del Valle del Yaqui, Sonora, a 27° 08.239' N y 109° 47.519' W. El manejo del suelo durante los últimos 10 años ha sido a base de rastro con incorporación de residuos de cosecha y un total de 27 t ha⁻¹ de gallinaza. El trigo ha sido el cultivo predominante durante el ciclo otoño-invierno (1 de diciembre a 5 de mayo), y descanso durante el verano. Se tomaron 50 muestras georeferenciadas a 0-30 cm de profundidad. Se determinó CO por Walkley y Black y densidad aparente (Da) con probeta. El contenido de CO del suelo presentó un valor promedio de 0.959%, un mínimo de 0.442 y un máximo de 1.30%, con un rango de 0.84, la desviación estándar fue de 0.1863 y el

coeficiente de variación (CV) de 19.23%. Para el estrato 0-30 cm, el contenido de CO del suelo presentó un valor promedio de 38.85 t ha^{-1} , con un mínimo de 17.9, un máximo de 52.4 y un rango de 34.53 t ha^{-1} , la desviación estándar fue de 7.60 y el CV de 19.57%. La variabilidad observada para CO, fue similar a la reportada en otras investigaciones.

Palabras clave: inventario, mitigación, calentamiento global

Introducción

A la raíz de la creciente preocupación sobre el alcance del calentamiento global y el papel del suelo como almacén potencial de carbono, en la actualidad, existe un consenso general de que la labranza de conservación es una de las estrategias de mitigación más importantes para incrementar el almacenamiento de CO atmosférico, proceso que se conoce como captura o secuestro de carbono (Paustian *et al.*, 2000; Baker *et al.*, 2007; Reicosky y Archer, 2007; Martínez *et al.*, 2008; Bavin *et al.*, 2009). En este sentido, existe un mayor interés en diferentes regiones por estimar con la mayor precisión posible la cantidad actual de carbono orgánico en sus suelos (CO). Estudios previos para calcular las líneas de base del CO a escala global, nacional o regional, han utilizado los valores medios de CO de las órdenes de suelo, los cuales se multiplican por las áreas asignadas de los suelos que representan. Otros métodos han utilizado el criterio de la cobertura del suelo para realizar estimaciones utilizando sólo el orden de suelo y el uso de la tierra y otras combinaciones que incluyen variables como la altitud, el clima y textura del suelo (Bell y Worrall, 2009).

Sin embargo, al igual que otras características del suelo, el carbono orgánico (CO) muestra una variabilidad resultante de las interacciones entre el material parental y el clima, así como de los atributos del paisaje incluyendo la pendiente, elevación, y la exposición del suelo al viento y a la precipitación. En suelos agrícolas, el contenido de CO depende además, del tipo de cultivo, la rotación y prácticas de manejo del suelo, el método de labranza, cantidad de fertilizante, aplicación de mejoradores, uso de agroquímicos, riego y drenaje, así como de las prácticas de conservación de suelo y agua. Todas estas prácticas controlan las ganancias de CO a partir de los residuos de cosecha y la adición de abonos orgánicos, y las pérdidas de CO a través de su descomposición y liberación en forma gaseosa (Reicosky y Archer, 2007; Bavin *et al.*, 2009; López y Pardo, 2011).

Bell y Worrall (2009), evaluaron formas de estratificación que pudieran mejorar la estimación de la línea de base mediante un mayor control en la determinación del CO, y encontraron que del 59% al 66% de la variación en los niveles de CO a nivel sitio se podía explicar cuando se incluyó la tenencia de la tierra, lo cual sugiere que las diferencias en las prácticas de manejo, podría ser responsable de una mayor variación en el porcentaje del CO que la serie de suelo, el uso de la tierra, el pH y la altitud. Por su parte, Scott *et al.* (2002) diseñaron un sistema de monitoreo de CO para Nueva Zelanda que les permitió caracterizar el 93% del paisaje y basados en información de CO en el suelo y su densidad aparente, les permitió establecer una línea de base de 1152, 1439 y 1602 Mt C para los estratos de 0.0-0.1, 0.1-0.3 y 0.3-1.0 m de profundidad, sin incluir el CO de suelos forestales.

El inventario de CO es un requisito básico para desarrollar proyectos que tengan como objetivo la obtención de certificados de carbono. El inventario cuantifica el

almacenamiento de carbono en diferentes depósitos presentes en distintos ecosistemas de la tierra, permitiendo también medir el impacto de un determinado proyecto en la remoción (secuestro) del dióxido de carbono (CO₂) presente en la atmósfera, y su fijación en los sumideros objetivo. Para realizar el inventario en el marco de un proyecto de carbono, es necesario el levantamiento del escenario de referencia, en el cual no se considera la intervención causada por el proyecto, también conocido como línea de base así como las prácticas de monitoreo. La línea de base puede ser entendida como el valor de referencia que permite determinar si el proyecto resultará en reducciones adicionales de emisiones de carbono, comparado con la ausencia de la actividad del proyecto propuesto (Rügnitz *et al.*, 2009). El impacto de cualquier proyecto de secuestro de carbono debe estimar la diferencia del carbono almacenado en sitios con proyecto y sin él (línea de base) en un tiempo determinado. La estimación de la fijación de carbono en proyectos de uso de la tierra se describe a continuación (Andrade e Ibrahim, 2003):

$$FC = \frac{AC_p - AC_{lb}}{t} \quad (1)$$

donde, FC : fijación de carbono por el proyecto (t C ha⁻¹ año⁻¹), AC_p : almacenamiento de carbono, por el proyecto (t C ha⁻¹), AC_{lb} : almacenamiento de carbono en la línea de base (t C ha⁻¹), t : edad del proyecto (años)

Los inventarios de carbono son una fotografía del estado actual de cada componente de carbono en términos de cantidad. La cuantificación de carbono orgánico en los suelos depende de la concentración de carbono orgánico en suelo y su densidad aparente. Comúnmente, se emplea el método de Walkley y Black (NOM 021 RECNAT, 2000) para determinar el carbono orgánico del suelo. El contenido de carbono orgánico en suelos se calcula con base en las dos variables anteriores y mediante la siguiente ecuación:

$$COS = CO \times Da \times Ps \quad (2)$$

donde, COS = carbono orgánico del suelo (t ha⁻¹), CO = concentración de carbono orgánico en suelos (%), $CO(\%) = 0,58 \times \%MO$, Da = densidad aparente (g cm⁻³), Ps = profundidad del suelo (cm)

Para evaluar el efecto de la agricultura como sumidero CO, es necesario determinar el inventario de carbono en el suelo para la elaboración de la línea de base, además de definir la dinámica del carbono del suelo en el tiempo y el espacio. Estudios previos, han determinado que los cambios en la cantidad de CO pueden ser verificados a través del tiempo colectando un número variable de muestras dependiendo de la escala espacial del estudio, ya sea parcelario, estatal o nacional. El objetivo del presente estudio, fue determinar la variabilidad espacial a nivel parcelario del contenido de CO, y su relación con la densidad aparente, arena, limo y arcilla del suelo.

Materiales y métodos

Esta evaluación se realizó durante el ciclo otoño-invierno 2010-2011, en el block 2122 lotes 39 y 40, en un terreno de 20 hectáreas ubicado en el Valle del Yaqui, Sonora, a 27°

08.239' N y 109° 47.519' W. El manejo del suelo durante los últimos 10 años se basó en labranza secundaria con rastra de discos y con incorporación de residuos de cosecha. En dos ocasiones se aplicó gallinaza para un total de 27 t ha⁻¹. El trigo ha sido el cultivo predominante durante el ciclo otoño-invierno (1 de diciembre a 5 de mayo) y descanso durante el verano. El rendimiento promedio de trigo se estimó en 6.5 t ha⁻¹, y en base a un índice de cosecha de 0.43, se estimó que se incorporaron 8.6 t ha⁻¹ de paja por año. Durante el período mencionado, nunca se han quemado los residuos de cosecha. Se tomaron 50 muestras de suelo a 0-30 cm de profundidad, equivalentes a una muestra cada 4000 m². Las muestras se referenciaron geográficamente con un GPS marca Garmin modelo GPSMAP 60Cx. Las muestras se secaron al aire, se molieron y tamizaron con malla de 1.0 mm para determinar materia orgánica y malla de 2.0 mm para determinar Densidad aparente y textura. Se determinó CO por Walkley y Black, densidad aparente (Da) con probeta y textura por el método de Bouyoucos (NOM RECNAT 021, 2000). La información se analizó en Surfer Version 8.0.

Resultados y discusión

Los valores de materia orgánica, densidad aparente, arena, limo y arcilla, se reportan en las figuras 1-5. El contenido de CO del suelo presentó un valor promedio de 0.959%, un mínimo de 0.442 y un máximo de 1.30%, con un rango de 0.84, la desviación estándar fue de 0.1863 y el coeficiente de variación (CV) de 19.23%. Considerando la densidad aparente del suelo, para el estrato 0-30 cm, el contenido de CO del suelo presentó un valor promedio de 38.85 t ha⁻¹, con un mínimo de 17.9, un máximo de 52.4 y un rango de 34.53 t ha⁻¹, la desviación estándar fue de 7.60 y el CV de 19.57%. La variabilidad observada para CO, fue similar a la reportada en otras investigaciones. No se encontraron correlaciones significativas entre las variables evaluadas, los coeficientes (r) entre el contenido de materia orgánica y la densidad aparente, arena, limo y arcilla, fueron de 0.004, -0.008, 0.199 y -0.229 respectivamente. Los valores estadísticos de las cinco variables estudiadas se reportan en el Cuadro 1. La determinación precisa de la cantidad de CO es un componente necesario para el entendimiento del inventario global de carbono. Sin embargo, aunque la importancia del CO dentro del ciclo del C está bien establecida, la cantidad de carbono inorgánico en el suelo (CI) es un componente que no ha sido suficientemente estudiado hasta la fecha (Wu *et al.*, 2009). Lo anterior resulta importante señalarlo, debido a que en este estudio, el contenido de carbonatos totales en el suelo a 0-30 cm de profundidad, fue en promedio de 6.3%, con un coeficiente de variación de 33.58%. Ambos componentes pudieran estar relacionados a nivel de las interferencias en la cuantificación de CO.

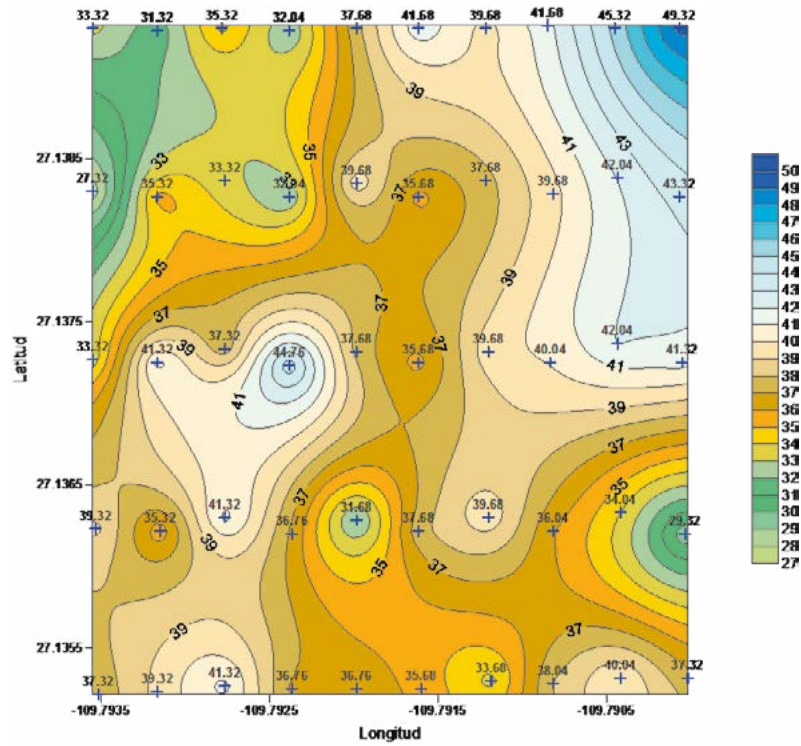


Figura 1. Distribución espacial del contenido de arena. Block 2122. Valle del Yaqui, Sonora.

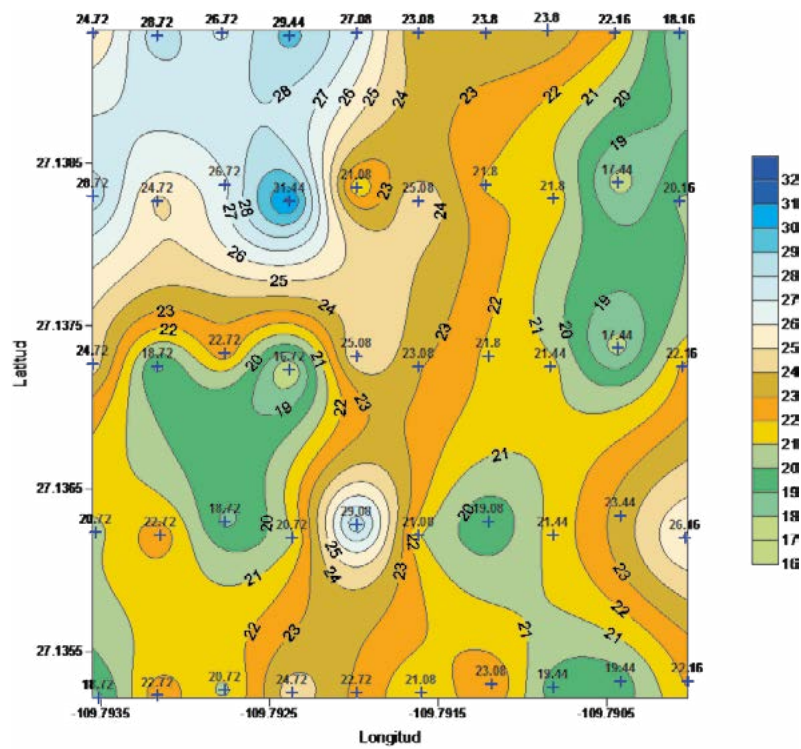


Figura 2. Distribución espacial del contenido de limo. Block 2122. Valle del Yaqui, Sonora.

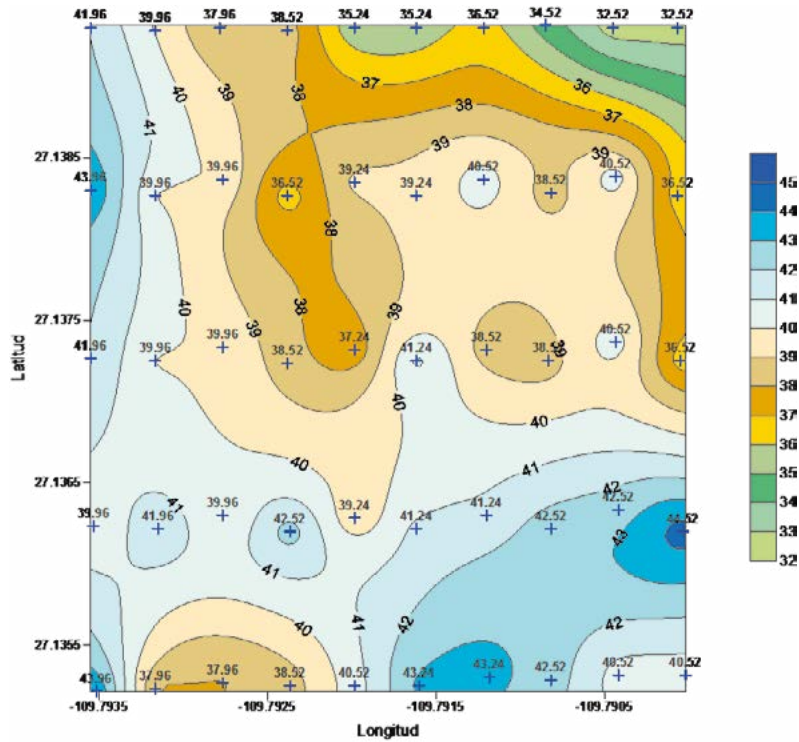


Figura 3. Distribución espacial del contenido de arcilla. Block 2122. Valle del Yaqui, Son.

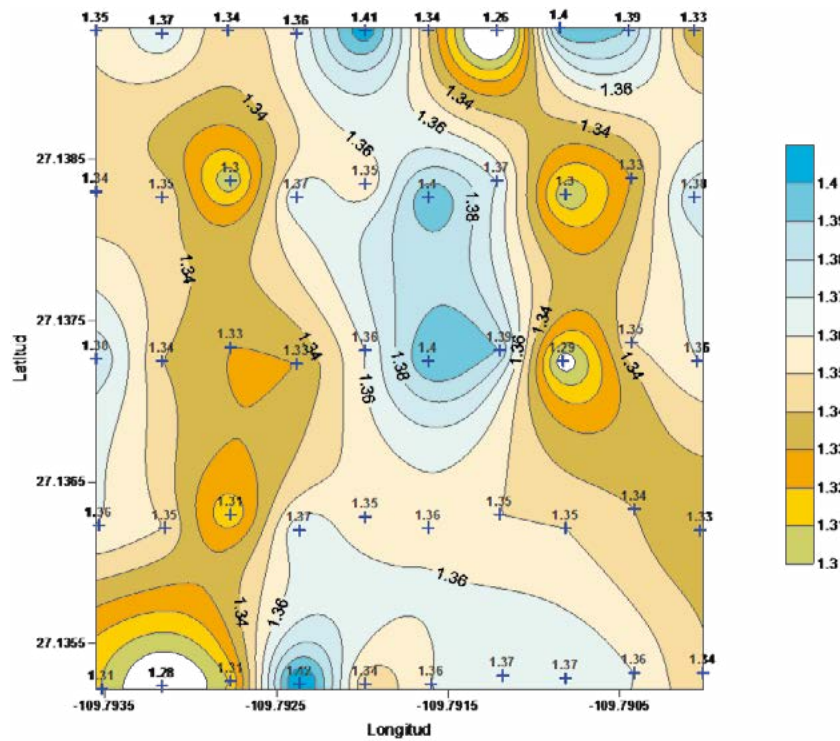


Figura 4. Distribución espacial del valor de densidad aparente. Block 2122. Valle del Yaqui, Son.

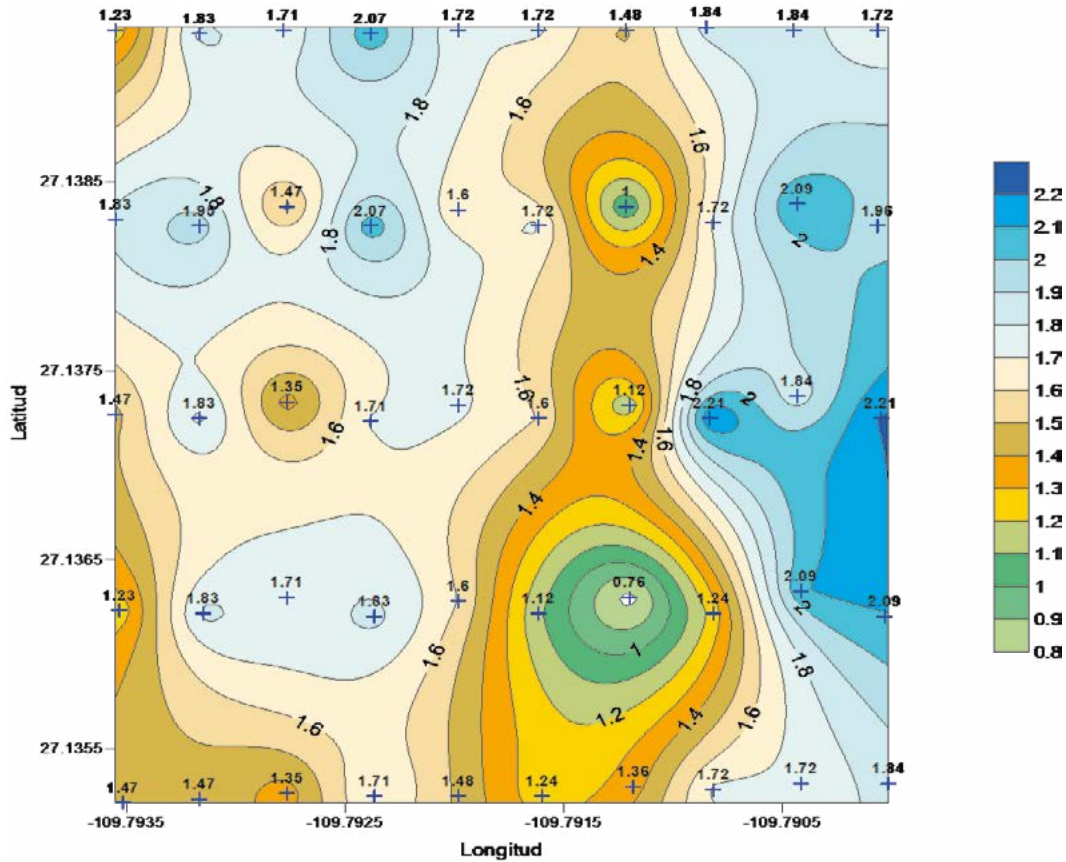


Figura 5. Distribución espacial del valor de materia orgánica. Block 2122. Valle del Yaqui, Son.

Cuadro 1. Valores estadísticos de las cinco características de suelo a analizadas a 0-30 cm de profundidad

Variable	Da ¹	Arena	Limo	Arcilla	MO*
Mínimo	1.26	27.32	16.72	32.52	0.76
Máximo	1.42	49.32	31.44	44.52	1.47
Mediana	1.35	37.68	22.72	39.96	1.72
Rango	0.16	22	14.72	12	1.45
Media	1.35	37.68	22.77	39.55	1.64
Desv Estd	0.0326	4.1793	3.3329	2.7441	0.3172
Varianza	0.00106	17.4671	11.1088	7.5304	0.1006
C.V.	0.02416	0.1109	0.1464	0.0694	0.1923

¹Densidad aparente. *Materia orgánica

El valor de 38.85 t ha⁻¹ de CO obtenido en el suelo bajo estudio, resultó similar al reportado por Boulal y Gómez (2010) en suelos irrigados donde se incorporaron superficialmente los residuos de cosecha de la rotación maíz-algodón, el cual fue de 35.2 t ha⁻¹ de CO. En nuestro estudio, la incorporación de residuos se realizó con rastra de discos, implemento con el cual la incorporación es más superficial que la observada con arado. Comparado con la labranza profunda, la labranza superficial incrementa la concentración de CO en la capa superficial del suelo pero la disminuye en las capas más profundas. Por lo

anterior, Etana *et al.* (1999) concluyeron que la cantidad total de CO no es afectado por la profundidad de la labranza si se considera un perfil más amplio de suelo. Lo anterior es importante considerarlo en los estudios de carbono, ya que sería recomendable analizar el contenido de carbono en el estrato 30-60 cm del suelo, para discriminar en un inventario, los estratos donde el contenido de CO es más estable a través de los años, de aquellos donde existe una mayor dinámica en su acumulación.

Se observó que la distribución espacial de la MO y, por ende, de CO, muestra un patrón inverso al de la densidad aparente que será investigada con mayor profundidad con métodos geoestadísticos.

Conclusiones

Existe alta variabilidad en el contenido de CO en el suelo y no se encontró correlación significativa del CO con la densidad aparente, el contenido de arena, limo y arcilla del suelo. La línea de base se estableció en 38.85 t ha^{-1} de CO para el estrato de 0-30 cm de profundidad.

Referencias bibliográficas

- Andrade, H. J., y M. Ibrahim. 2003. ¿Cómo monitorear el secuestro de carbono en los sistemas silvopastoriles? *Agroforestería en las Américas* 10: 39-40.
- Bavin, T., T. Griffis, J. Baker, and R. Venterea. 2009. Impact of reduced tillage and cover cropping on the greenhouse gas budget of a maize/soybean rotation ecosystem. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 134: 234-242.
- Baker, J., T. Ochsner, R. Venterea, and T. Griffis. 2007. Tillage and soil carbon sequestration - What do we really know? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118: 1-5
- Bell, M. J., and F. Worrall. 2009. Estimating a region's soil organic carbon baseline: The undervalued role of land-management. *Geoderma* 152: 74-84.
- Boulal, H. and H. Gómez. 2010. Dynamics of soil organic carbon in an innovative irrigated permanent bed system on sloping land in southern Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 139: 284-292.
- Etana, A., I. Håkansson, E. Zagal, and S. Bucas. 1999. Effects of tillage depth on organic carbon content and physical properties in five Swedish soils. *Soil and Tillage Research* 2: 129-139.
- López, C., and M. Pardo. 2011. Soil carbon storage and stratification under different tillage systems in a semi-arid region. *Soil and Tillage Research* 111: 224-230.
- Martínez, H. E., J. P. Fuentes, y H. E. Acevedo. 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Journal Soil Science and Plant Nutrition* 8: 68-96.
- Paustian, K., J. Six., T. Elliott, and W. Hunt. 2000. Management options for reducing CO₂ emissions from agricultural soils. *Biogeochemistry* 48: 147-163.
- Reicosky, D., and D. Archer. 2007. Moldboard plow tillage depth and short-term carbon dioxide releases. *Soil and Tillage Research* 94: 109-121.



- NOM-021-RECNAT. 2000.* Norma Oficial Mexicana que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos.
- Rügnitz, M. T., M. L. Chacón y R. Porro. 2009. Guía para la Determinación de Carbono en Pequeñas Propiedades Rurales. Centro Mundial Agroforestal (ICRAF) / Consorcio Iniciativa Amazónica (IA). Lima, Perú. 79 p.
- Scott, K. A., R. Tate, J. Giltrap, C. Smith, R. Wilde, J. F. Newsome, and R. Davis. 2002. Monitoring land-use change effects on soil carbon in New Zealand: quantifying baseline soil carbon stocks. *Environmental Pollution* 116: 167-186.
- Wu, H., Z. Guo, Q. Gao, and C. Peng. 2009. Distribution of soil inorganic carbon storage and its changes due to agricultural land use activity in China. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 129: 413-421.

1.10

Análisis comparativo de un modelo simple de BRDF en relación a modelos de kernels: geometría de la vegetación usando información multi-angular

Medrano Edgardo¹, Paz Fernando¹

¹GRENASER, Colegio de Postgraduados, km. 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, México. Autor para correspondencia: edgar2303@gmail.com

Resumen

La información multi-angular es uno de los dominios de información menos explorado en sensores remotos; sin embargo, en la última década se ha reconocido la importancia de este dominio por la capacidad de capturar la anisotropía de los objetos observados y su consecuente uso en la identificación de dichos objetos. Numerosos esfuerzos en materia de construcción de sensores capaces de observar el mismo punto en la Tierra desde diferentes ángulos se han realizado y también en el desarrollo de modelos capaces de caracterizar la señal observada. Entre los modelos más promisorios se encuentran los semi - empíricos lineales, los cuales ofrecen la posibilidad de obtener información sobre las propiedades ópticas y estructurales de la superficie observada mediante la inversión de sus parámetros contra la información captada por los sensores. A pesar de sus ventajas, esta clase de modelos requiere de por lo menos tres datos para ser calibrados, lo cual implica suponer condiciones de homogeneidad en el sistema suelo - vegetación - atmósfera durante periodos de 10 a 15 días. En este trabajo se presenta un análisis comparativo entre modelos semi - empíricos lineales y un modelo desarrollado en el Colegio de Postgraduados que depende de un solo dato para ser calibrado por lo cual puede ser implementado como parte de un sistema de procesamiento en tiempo cuasi real (restringido solo por la resolución temporal del sensor).

Palabras claves: anisotropía, reflectancias, modelos semi – empíricos, modelo COLPOS

Introducción

Los objetos sobre la superficie terrestre reflejan la energía proveniente del sol en forma anisotrópica, por lo que la magnitud de la señal captada por un sensor varía según la dirección de observación e iluminación, estas variaciones son descritas por la función de distribución de la reflectancia bidireccional (BRDF), la cual está definida para ángulos sólidos y para un intervalo infinitesimal de longitud de onda por lo que no puede ser medida directamente (Nicodemus *et al.*, 1977). En la práctica, la BRDF se aproxima a

través de modelos los cuales son clasificados en empíricos, físicos y semi - empíricos de acuerdo con el enfoque utilizado para desarrollarlos. Los modelos empíricos son funciones matemáticas que muestran un buen ajuste a los datos observados, son relativamente sencillos de desarrollar, pero sus parámetros carecen de significado en términos de los procesos físicos que caracterizan, lo cual restringe su aplicación a tareas como la normalización de series temporales de observaciones (Disney, 2001); los modelos físicos, por otro lado, son desarrollados a partir de una de dos aproximaciones para describir la reflectancia de un dosel: transferencia radiativa u óptica geométrica. Al estar basados en procesos físicos, estos modelos pueden ser utilizados para derivar información sobre las propiedades ópticas y la estructura geométrica de la superficie observada; sin embargo, suelen ser no invertibles analíticamente con lo cual su uso en aplicaciones operacionales es poco viable (Disney, 2001; Wanner *et al.*, 1995). Finalmente, los modelos semi - empíricos representan un intento por superar la arbitrariedad de los empíricos, sin llegar a la complejidad de los físicos. Esta clase de modelos supera a los otros dos por al menos tres razones: (1) son mucho más rápidos de calcular que los modelos completamente físicos; (2) requieren solo un número limitado de observaciones para ser invertibles; y (3) en caso de ser lineales pueden ser invertidos analíticamente (Wanner *et al.*, 1995).

En este trabajo se presenta un análisis comparativo entre modelos semi - empíricos lineales (SEL) basados en kernels y un modelo simple de la BRDF (MSB) propuesto inicialmente por Bolaños (2006) y extendido después en el trabajo de Cano (2008). Los modelos SEL han sido ampliamente utilizados en aplicaciones operacionales a escala global tanto para la normalización de series temporales como para la determinación (aproximada) de las propiedades estructurales de la superficie observada y la derivación de parámetros biofísicos (Wanner *et al.*, 1995).

Materiales y métodos

El estudio se realizó partiendo de cinco kernels discutidos en (Wanner *et al.*, 1995): dos basados en la teoría de transferencia radiativa (Ross - Thick y Ross - Thin) y tres basados en la teoría de óptica geométrica (Li - Sparse, Li - Dense y Roujean). A través de combinaciones lineales entre estos kernels se construyeron seis modelos semi - empíricos lineales los cuales fueron comparados con el MSB.

El modelo simple de la BRDF se centra en la determinación de un plano que permita aprovechar la simetría sugerida por el patrón de la señal captada por el sensor cuando ésta es observada como función del ángulo cenital de visión en el plano principal. La única hipótesis necesaria para desarrollar el modelo fue suponer que, en el espacio de análisis definido por la variable de posición relativa introducida para formar el nuevo plano y la reflectancia normalizada, es posible determinar un punto adicional que permita ajustar el modelo con un solo dato, el modelo propuesto es un modelo lineal (Bolaños y Paz, 2010). En la ecuación (1) se muestra la definición del modelo, en la (2) la expresión de la variable de posición relativa y en la (3) la expresión para obtener la reflectancia normalizada.

$$\chi = a + b * R_n \quad (1)$$

$$\chi = 90 - \theta_v + \theta_s \quad (2)$$

$$R_n = R * \cos(\chi) \quad (3)$$

donde, χ es la variable de posición relativa, R_n la reflectancia normalizada, θ_v el ángulo cenital de visión, θ_s el ángulo cenital de iluminación y R la reflectancia. El parámetro b (la pendiente) es el único factor del cual depende el modelo, ya que el factor aditivo es siempre igual a 90 (hipótesis del modelo). El MSB ha sido validado extensamente con experimentos a nivel de maqueta (Cano, 2008) y con mediciones en campo (Bolaños, 2006).

Un programa en C++ fue desarrollado para estudiar el comportamiento de los seis modelos bajo tres condiciones de iluminación diferentes (0° , 30° y 60°) en un rango de visión de 0° a 70° ; excepto para los modelos que involucran el kernel de Roujean, los cuales fueron analizados en el rango de visión comprendido entre 0° y 60° . Estas configuraciones de la geometría de iluminación - visión fueron analizadas tanto en el plano principal como en el plano ortogonal. Además, se consideraron cuatro escenarios de valores (Cuadro 1) para los parámetros involucrados en las expresiones de los factores isotrópicos, geométricos y volumétricos de los modelos SEL.

Posteriormente, los valores de reflectancias obtenidos para cada modelo y sus geometrías de iluminación - visión, considerando cada escenario, fueron aplicados al MSB para evaluar el ajuste de éste respecto a los basados en kernels. Las reflectancias normalizadas fueron graficadas contra los valores de la variable de posición relativa, la cual permite obtener el punto adicional necesario para calibrar el modelo cuando su valor es igual a 90 $\{\cos(90) = 0$ y por tanto $R_n = 0\}$. Finalmente, se obtuvo mediante una regresión lineal simple el valor de la pendiente del MSB y el coeficiente de determinación (R^2).

Resultados y discusión

El análisis comparativo del MSB respecto a cada modelo SEL se realizó para 12 casos de estudio, los cuales fueron formados al evaluar cada escenario de referencia en cada condición de iluminación; en total fueron 72 conjuntos de datos analizados (12 casos de estudio y 6 modelos). En las figuras 1b, 2b y 3b se muestra el ajuste del MSB a los datos generados con la combinación de los kernels Ross - Thick y Li - Dense para los cuatro escenarios de referencia, esta información es recogida en el cuadro 2. Como se puede apreciar el ajuste es excelente para este modelo, en general, el resto de los modelos mostraron aproximadamente el mismo coeficiente de determinación, exceptuando los dos que involucran el kernel geométrico de Roujean, los cuales muestran un ajuste pobre para uno de los 12 casos de estudio (cuando la iluminación está a 60° y se tiene un IAF igual a 7).

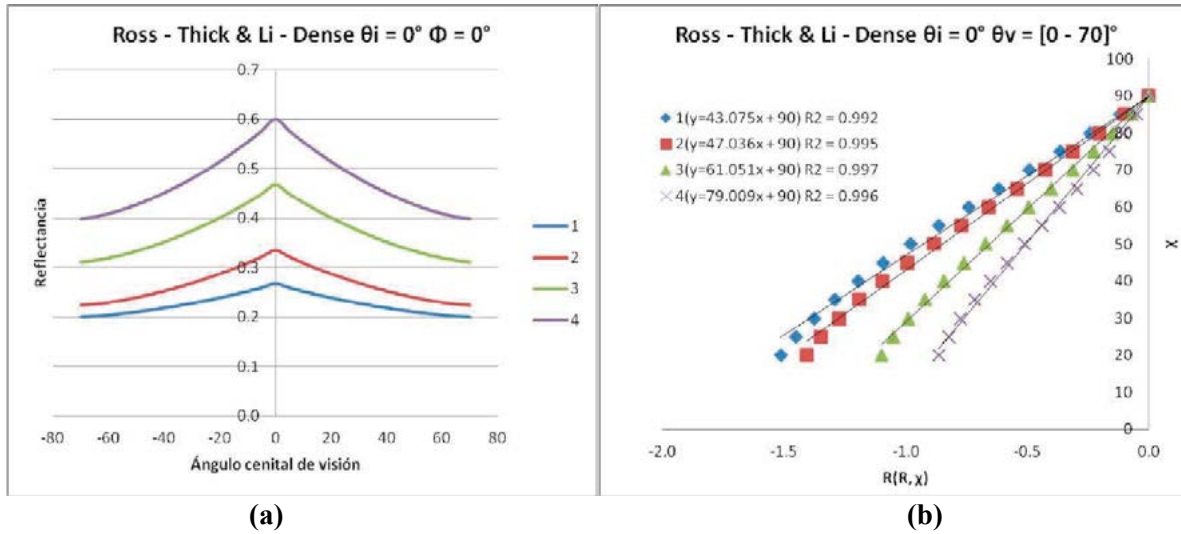


Figura 1. (a) Modelo SEL formado con los kernels Ross - Thick y Li - Dense evaluado en el plano principal con una iluminación a nadir (0°). (b) Ajuste del MSB para los datos mostrados en (a).

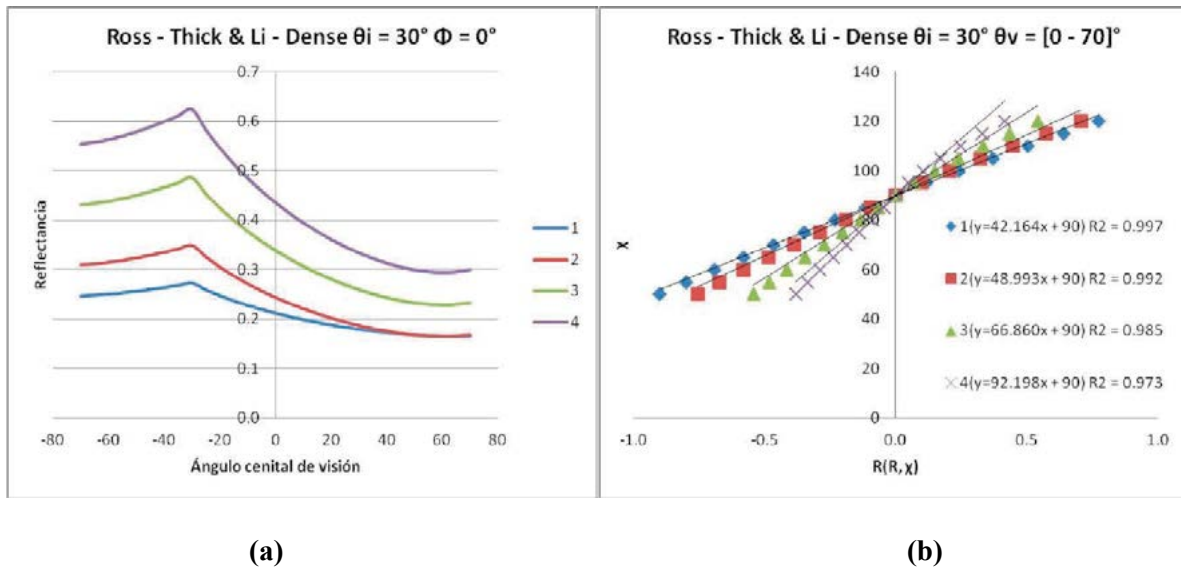


Figura 2. (a) Modelo SEL formado con los kernels Ross - Thick y Li - Dense evaluado en el plano principal con una iluminación a nadir (30°). (b) Ajuste del MSB para los datos mostrados en (a).

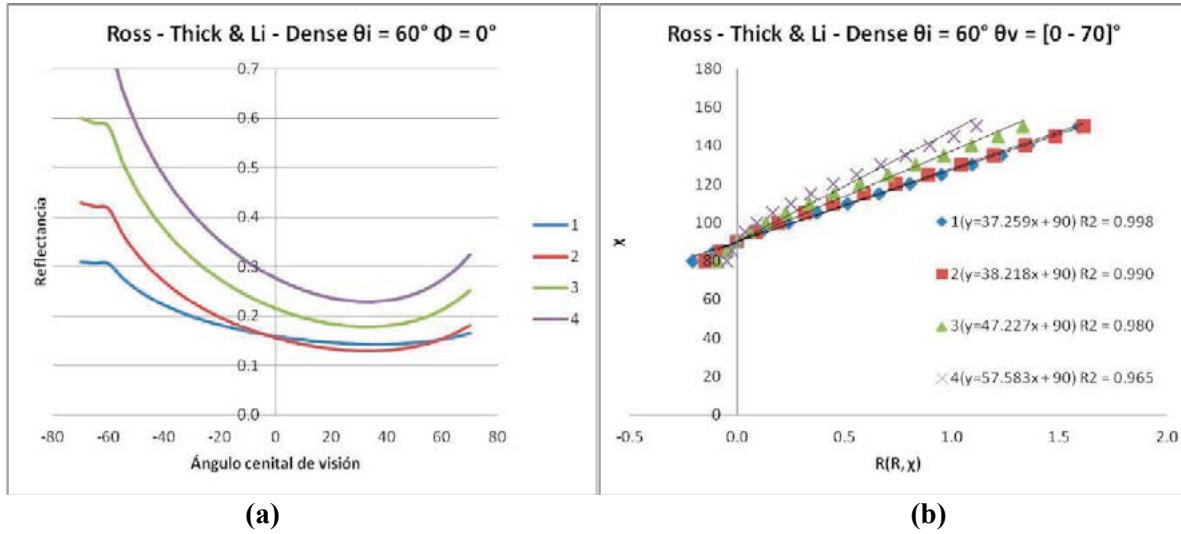


Figura 3. (a) Modelo SEL formado con los kernels Ross - Thick y Li - Dense evaluado en el plano principal con una iluminación a nadir (60°). (b) Ajuste del MSB para los datos mostrados en (a).

Cuadro 1. Escenarios de referencia simulados.

Caso	Ross-Thick			Li-Dense			Comunes			
	P_o	S	C	l	r	b/r	h/b	IAF	α	$(1-\alpha)$
1	0.7	0.3	0.3	0.2	1	1	1	1	0.5	0.5
2	0.5	0.5	0.5	0.2	1	1	1	3	0.5	0.5
3	0.3	0.7	0.7	0.2	1	1	1	5	0.5	0.5
4	0.1	0.9	0.9	0.2	1	1	1	7	0.5	0.5

Cuadro 2. Ajustes obtenidos para cada uno de los cuatro escenarios simulados en las tres condiciones de iluminación y pendiente del MSB calculada.

Geometría	Caso	b	R^2
$\theta_i = 0^\circ \theta_v = [0 - 70]^\circ$	1	43.075	0.992
	2	47.036	0.995
	3	61.051	0.997
	4	79.009	0.996
$\theta_i = 30^\circ \theta_v = [0 - 70]^\circ$	1	42.164	0.997
	2	43.993	0.992
	3	66.860	0.985
	4	92.198	0.973
$\theta_i = 60^\circ \theta_v = [0 - 70]^\circ$	1	37.259	0.998
	2	38.128	0.99
	3	47.227	0.98
	4	57.583	0.965

Los modelos semi - empíricos lineales requieren cierto conocimiento *a priori* sobre las propiedades de los elementos dispersores y sobre la distribución geométrica de los conjuntos de estos elementos presentes en la escena. Por ejemplo, el modelo formado a través de la combinación de los kernels Ross - Thick y Li - Dense, demanda conocimiento sobre la reflectancia de las hojas, la reflectancia del suelo, la reflectancia de las coronas de los árboles y el IAF, además, se debe elegir los valores de las proporciones b/r y h/b para caracterizar un bosque con individuos de gran altura o de poca altura y de coronas achatadas o alargadas. Los valores utilizados para estas propiedades durante el análisis se muestran en el Cuadro 1.

Los resultados obtenidos con este ejercicio sugieren que es posible aproximar el problema de la BRDF desde otra perspectiva: una más sintética y fácil de instrumentar. Con sintética se refiere al enfoque de aproximación para desarrollar el modelo, donde, independientemente de si la dispersión de los fotones por el follaje de la vegetación es debida a factores volumétricos o geométricos, existe una dinámica subyacente que puede ser caracterizada considerando solo el valor de la reflectancia y la geometría de observación. En este sentido, la pendiente de la recta que representa las observaciones multi-angulares en el espacio de análisis transformado, contiene toda la información angular que es posible obtener de la escena. Por otro lado, al ser un modelo lineal dependiente de datos conocidos (valor de la reflectancia de cada píxel y geometría de iluminación - visión) es posible instrumentarlo como parte de una línea de procesamiento de imágenes satelitales que opere bajo la restricción impuesta por la resolución temporal del sensor y no sobre periodos de tiempo como en el caso de los modelos SEL.

Conclusiones

El modelo simple de la BRDF presentado es capaz de caracterizar la anisotropía de la vegetación con la misma confiabilidad que lo hacen los modelos semi - empíricos lineales basados en kernels y por lo tanto el parámetro del cual depende (la pendiente) contiene la misma información biofísica que los parámetros de los modelos SEL.

Si bien puede resultar negativo que un solo parámetro en un modelo contenga la información biofísica asociada al componente volumétrico y geométrico de la dispersión de la radiación por el dosel, este resultado es concordante con lo señalado por Disney (2001), quien muestra evidencia de que no siempre es posible desacoplar esta información.

Referencias bibliográficas

- Bolaños, M. 2006. Modelación de la geometría sol-sensor en la reflectancia de la vegetación. Tesis Doctoral. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Estado de México. 128p.
- Cano, A. 2008. Alcances y limitaciones de la información espectral multi-angular para la clasificación de la vegetación. Tesis Doctoral. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Estado de México. 224p.
- Disney, M. I. 2001. Improved estimation of surface biophysical parameters through inversion of linear BRDF models. Tesis Doctoral. University College London. London. 280p.



Nicodemus, F. E., J. C. Richmond, J. J. Hsia, E. J. Ginsberg, and T. Limperis. 1977. Geometric Considerations and Nomenclature for Reflectance. Institute for Basic Standards, Washington, D.C.

1.11

Estimación de emisiones de CO₂ fósil a partir de ¹⁴C en anillos de árbol

Hernández Morales Sergio¹, Beramendi-Orosco Laura E.², González-Hernández Galia³

¹Facultad de Química, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, CP 04510, D.F., México.

²Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, CP 04510, D.F., México.

Autor para correspondencia: laura@geofisica.unam.mx

³Instituto de Geofísica, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, CP 04510, D.F., México.

Resumen

El importante aumento en las emisiones de CO₂ fósil, libre de ¹⁴C, en las últimas décadas ha ocasionado que la concentración del ¹⁴C atmosférico disminuya alrededor de un 20 ‰, conocido como Efecto Suess. Debido a que los árboles reflejan las condiciones ambientales en las que crece, al analizar la concentración de radiocarbono en los anillos de crecimiento y con el modelo matemático adecuado, se pueden estimar las aportaciones antropogénicas de CO₂ fósil al total de CO₂ atmosférico en una zona urbana. El objetivo de este trabajo es estimar el Efecto Suess en la zona urbana de San Luis Potosí durante la segunda mitad del siglo XX, a partir de la comparación entre las variaciones de ¹⁴C en anillos de crecimiento de árbol de la zona de estudio y las reportadas para zonas limpias. Se analizó un fresno (*Fraxinus uhdei*) que creció durante el periodo 1932 – 2007 dentro de uno de los parques más importantes de San Luis Potosí. Se determinó el ¹⁴C por Espectrometría de Centelleo Líquido para los anillos correspondientes a los años 1954 – 1967. Los resultados obtenidos permiten estimar que el Efecto Suess para los años analizados tiene valores entre -6.87 ‰ y -0.49 ‰ (promedio de -3.56‰) equivalentes a 21.9 y 1.5 ppmv de CO₂ fósil, respectivamente (promedio de 7.6 ppmv de CO₂ fósil). Se puede concluir que el fresno puede ser utilizado como bioindicador de niveles de ¹⁴C atmosférico con el fin de evaluar emisiones de CO₂ fósil en zonas urbanas.

Palabras claves: *Fraxinus uhdei*, $\Delta^{14}\text{C}$, Efecto Suess, San Luis Potosí.

Introducción

El ¹⁴C atmosférico se mantuvo a niveles relativamente constantes a lo largo de la escala de tiempo del ¹⁴C (*i.e.* 50,000 años), con variaciones del orden de 5 ‰ resultado de cambios en la tasa de producción por variaciones en la actividad solar, en el flujo de radiación cósmica, y en la intensidad del campo magnético terrestre. Sin embargo, desde finales del siglo XIX la actividad humana comenzó a alterar de manera significativa la concentración atmosférica de ¹⁴C. Por un lado comenzó a disminuir por el aumento de las emisiones de CO₂ fósil libre de ¹⁴C, notorio en anillos de árbol desde 1890 con una magnitud de 20 ‰ (Suess, 1955). A partir de la década de 1950 la concentración de ¹⁴C

atmosférico comenzó a aumentar como resultado de las pruebas nucleares a cielo abierto realizadas entre 1955 y 1963, alcanzando niveles de alrededor de 1000 ‰ respecto al nivel de 1950 (Hua y Barbetti, 2004). A partir de la firma del tratado de prohibición de pruebas nucleares en el año 1963, la cantidad de ^{14}C atmosférico ha disminuido paulatinamente, como consecuencia del intercambio entre la atmósfera y otros reservorios de carbono, principalmente los océanos y la biosfera, y el importante aumento desde 1970 en las emisiones de CO_2 antropogénico libre de ^{14}C (Nydal y Lövsseth., 1996; Levin *et al.*, 2003).

Esta variación de ^{14}C atmosférico no se dio de manera homogénea debido a varios factores. Por un lado, la mayor parte del ^{14}C derivado de las pruebas nucleares se produjo en altas latitudes del Hemisferio Norte (HN) y su distribución global dependió de las zonas de circulación atmosférica, principalmente de la posición de verano de la Zona de Convergencia Intertropical (ITCZ), permitiendo dividir al HN en tres zonas durante el periodo 1955 – 1969 (Hua, Barbetti, 2004). Por otro lado, a nivel local hay diferencias debido a las emisiones de CO_2 fósil en ambientes urbanos e industriales denominado Efecto Suess local (Levin *et al.*, 1989). La determinación del Efecto Suess local (^{14}S) se realiza comparando el nivel de $^{14}\text{CO}_2$ en el ambiente urbano ($\Delta^{14}\text{C}$) con el nivel en una zona limpia alejada de fuentes de emisión de CO_2 ($\Delta^{14}\text{C}_{\text{fondo}}$) de acuerdo a la Ecuación 1, y si se conoce la concentración de CO_2 es posible estimar la cantidad de CO_2 fósil en la zona urbana (Ecuación 2) (Rakowski *et al.*, 2001).

$$^{14}\text{S} = \frac{\Delta^{14}\text{C} - \Delta^{14}\text{C}_{\text{fondo}}}{1000 + \Delta^{14}\text{C}_{\text{fondo}}} 100\% \quad (1)$$

$$C_{\text{fósil}} = C_{\text{fondo}} \left[\frac{\Delta^{14}\text{C}_{\text{fondo}} - \Delta^{14}\text{C}}{\Delta^{14}\text{C}_{\text{fondo}} + 1000} \right] \quad (2)$$

Se han realizado estudios, principalmente en Europa y Asia, en los que a partir del monitoreo sistemático de los niveles de $^{14}\text{CO}_2$ tanto en zonas urbanas como limpias, se ha logrado aplicar esta metodología para reconstruir las emisiones de CO_2 fósil (Molnár *et al.*, 2009; Levin y Karstens, 2007) y para sitios en los que no se cuenta con registros de monitoreo de $^{14}\text{CO}_2$ es posible realizar una reconstrucción a partir del análisis de ^{14}C en anillos de crecimiento de árbol (Rakowski *et al.*, 2008;).

La determinación del Efecto Suess local es importante en investigaciones sobre los niveles de contaminación atmosférica, migración de masas de aire y dispersión de la contaminación, además, permite estimar las emisiones de CO_2 de origen fósil en la zona de estudio, lo cual permite contribuir al desarrollo del inventario de emisiones de gases de efecto de invernadero, punto importante en el protocolo de Kyoto.

Los objetivos de esta investigación son evaluar el potencial del *Fraxinus uhdei* como bioindicador de las variaciones de $^{14}\text{CO}_2$ atmosférico para reconstruir estimados de emisiones de CO_2 fósil en zonas urbanas e industriales. Para cumplir los objetivos se

determinó el ^{14}C en anillos de crecimiento de un fresno proveniente de la ciudad de San Luis Potosí que cubren el periodo 1932 – 2007.

Materiales y métodos

El muestreo se llevó a cabo en Abril de 2008 en el parque Morales en la ciudad de San Luis Potosí (22°10' Norte, 101°00' Oeste; 1,860 m.s.n.m.). Se cortó una sección transversal de un ejemplar de *Fraxinus uhdei* caído un mes antes debido a fuertes vientos en la zona de estudio. Una vez en el laboratorio, la sección transversal se cortó en secciones más pequeñas para facilitar la manipulación. Cada fracción se lijó por ambas caras utilizando una lijadora de banda de grano 150 y a mano con diferentes tipos de lija para madera de grano 50, 60, 1200 y 1500, de manera sucesiva. Posteriormente, se realizó el conteo bajo microscopio con aumentos de 20X y 30X, y se tomaron fotos de alta resolución con un microscopio estereoscópico Olympus SZ-STF con el fin de detectar posibles anillos falsos y poder asignar un año a cada anillo de crecimiento. Los anillos correspondientes al periodo de análisis seleccionado (1954 – 1967) se cortaron utilizando un formón de acero inoxidable y se limpiaron en un equipo Soxhlet con una mezcla de Etanol:Tolueno (2:1 v/v) con el fin de eliminar resinas y posible contaminación orgánica. Después de la limpieza, las muestras se dejaron secar por más de 24 horas para asegurar la eliminación de los disolventes y se molieron en un micromolino con mortero de ágata.

El ^{14}C se determinó por Espectrometría de Centelleo Líquido en el LUR. Previo al análisis 5 gramos de muestra molida se transformaron a benceno en un sintetizador marca TASK mediante combustión con O_2 de alta pureza y posterior reacción con Li metálico y catalizador de óxido de Cromo. El benceno obtenido se mezcló con 0.5 ml de centellador (0.5 g de PPO + 0.02 g de POPOP en 100 g de benceno grado espectrofotométrico libre de ^{14}C) y se colocó en viales de teflón con una capacidad de 3 mL. El análisis se realizó en un espectrómetro de centelleo líquido de ultra bajo nivel modelo Quantulus 1220; de manera simultánea con la muestra se analizaron el estándar SRM-4990C (ácido oxálico) y un blanco (benceno grado espectrofotométrico libre de ^{14}C). Cada muestra se analizó por 2,500 minutos distribuidos en 50 ciclos de 50 minutos cada uno, alternando estándar, blanco y muestra.

Los valores de ^{14}C , corregidos por fraccionamiento isotópico mediante la determinación de la $\delta^{13}\text{C}$ y por decaimiento del estándar desde 1950 (Ecuación 3, donde y es el año de análisis), están reportados en la escala $\Delta^{14}\text{C}$, con el fin de poderlos comparar con la curva de variación del ^{14}C para la zona 2 del HN, que es la corresponde a México de acuerdo a Hua y Barbetti (2004).

$$F^{14}\text{C} = \frac{A_{\text{muestra}}}{A_{\text{estándar}}} \quad (3)$$

$$\Delta^{14}\text{C} = \left[\frac{A_{\text{muestra}}}{A_{\text{estándar}} e^{\lambda(y-1950)}} - 1 \right] \cdot 1000 \quad (4)$$

El Efecto Suess se calculó utilizando la Ecuación 1, los resultados obtenidos y los valores de $\Delta^{14}\text{C}$ reportados para la zona 2 del HN. Finalmente, para calcular la concentración del CO_2 fósil en la zona de estudio mediante la Ecuación 2, se consideraron como valores de fondo los promedios de las concentraciones medias anuales de CO_2 reportadas en la estación de monitoreo en Mauna Loa, Hawaii (Keeling *et al.*, 2009) y los valores reportados para núcleos de hielo de la Antártica (Etheridge *et al.*, 1996).

Resultados y discusión

Los resultados de $\Delta^{14}\text{C}$ para los anillos de crecimiento de *Fraxinus uhdei* siguen la misma tendencia que la curva internacional de variación para la zona 2 del HN (Figura 1). El valor máximo corresponde al año 1964 y es de 680.02 ± 2.33 ‰, valor 124 ‰ por debajo del reportado para la zona 2 (Cuadro 1). En general los valores encontrados están por debajo de los valores de la zona 2 del HN, con diferencias de entre 4.77 y 124 ‰ sugiriendo que efectivamente hay una dilución del ^{14}C como consecuencia de las emisiones de CO_2 fósil en la zona de estudio. Sin embargo, hay dos años en los que la concentración de ^{14}C en los anillos de árbol está por encima de los valores de la curva internacional en 50.22 y 22.66 ‰ para 1961 y 1962, respectivamente, indicando que para estos años no se tiene una dilución. Resultados similares han sido reportados para otros sitios, en los que para algunos años los valores de ^{14}C en la zona urbana están por encima de los valores de la zona limpia (Rakowski *et al.*, 2001), contradiciendo la premisa de que en zonas urbanas habrá una dilución de ^{14}C por las emisiones de CO_2 fósil. Una posible explicación es que durante esos años en la zona de estudio se tuvo un mayor flujo de aire del norte, enriquecido en ^{14}C , que para otros sitios de la zona 2 utilizados para calcular la curva promedio.

Una vez que se determinó que los anillos de crecimiento de la especie *Fraxinus uhdei* registran las variaciones de ^{14}C atmosférico, se calculó la magnitud del Efecto Suess local (^{14}S) en la región de San Luis Potosí utilizando la Ecuación 1 y los valores de la curva internacional (considerados como los valores de referencia para un área limpia dentro de la zona 2 del HN (Cuadro 1). Los valores de ^{14}S fluctúan entre -6.87 % y -0.49 %, con un valor promedio de -3.56% (excluyendo 1961 y 1962, años en los que el ^{14}C en la zona de estudio está por encima de los valores de fondo). Los valores de ^{14}S encontrados en la zona de estudio son similares a los reportados para otras zonas urbanas; por ejemplo, Rakowski *et al.* (2001) reportan valores de ^{14}S entre -0.12 % y -8.70 % para la zona más industrializada de Polonia, con un promedio de -3.82 % para el periodo 1965 – 1995.

Finalmente, se calculó la concentración de CO_2 fósil utilizando la Ecuación 2 y considerando las concentraciones de CO_2 de fondo mostradas en el Cuadro 2. Los valores de concentración de CO_2 fósil fluctuaron entre 1.50 y 21.95 ppmv, con un promedio de 7.60 ppmv. Estos valores presentan una alta variabilidad y no tienen una tendencia clara (Figura 2), sugiriendo que las emisiones de CO_2 en la zona urbana de San Luis Potosí para el periodo estudiado no son derivados únicamente de la quema de combustibles fósiles ya que los valores no presentan un valor monótono creciente.

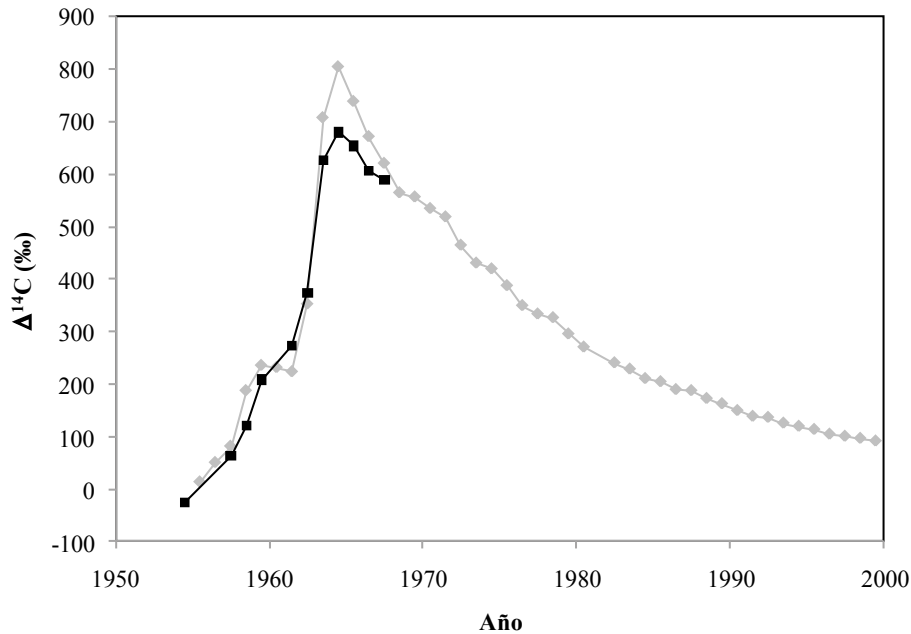


Figura 1. Valores de $\Delta^{14}\text{C}$ en anillos de crecimiento de *Fraxinus uhdei* de la Zona de San Luis potosí, México (cuadros negros) y valores de la curva internacional para la zona 2 del Hemisferio Norte (rombos grises) (Hua, Barbetti, 2004).

Cuadro 1. Valores de $\Delta^{14}\text{C}$ para la zona 2 del HN (tomados de Hua, Barbetti, 2004), valores obtenidos para anillos de crecimiento de *Fraxinus uhdei* de la zona urbana de San Luis Potosí, y magnitud del Efecto Suess (^{14}S).

Año	Anillos de crecimiento de <i>Fraxinus uhdei</i> , San Luis Potosí, México		Zona 2 Hemisferio Norte (Hua, Barbetti, 2004)		Efecto Suess ^{14}S (%)
	$\Delta^{14}\text{C}$ (‰)	$\pm 1\sigma$	$\Delta^{14}\text{C}$ (‰)	$\pm 1\sigma$	
1954.5	-25.77	2.32	-21	n.r	-0.49
1957.5	63.44	2.32	81	14	-1.62
1958.5	120.24	2.38	187	13	-5.62
1959.5	208.31	2.34	235	18	-2.16
1961.5	273.22	2.35	223	6	4.11
1962.5	374.66	2.35	352	9	1.68
1963.5	626.56	2.39	707	5	-4.71
1964.5	680.02	2.33	804	8	-6.87
1965.5	654.31	2.33	738	9	-4.82
1966.5	606.44	2.32	671	6	-3.86
1967.5	589.81	2.39	620	3	-1.86

Cuadro 2. Concentraciones de CO₂ fósil para la ciudad de San Luis Potosí, México (en ppmv). Las concentraciones de fondo se calcularon como el promedio entre las concentraciones en Mauna Loa, Hawaii (Keeling et al., 2009) y en núcleos de hielo de la Antártida (Etheridge et al., 1996).

Año	CO ₂ fondo (ppmv)	CO ₂ fósil SLP (ppmv)
1954.5	312.4	1.50
1957.5	314.2	5.10
1958.5	314.9	17.71
1959.5	315.8	6.82
1961.5	317.3	-13.03
1962.5	318.1	-5.33
1963.5	318.7	15.02
1964.5	319.3	21.95
1965.5	320.0	15.41
1966.5	321.1	12.41
1967.5	321.9	6.00

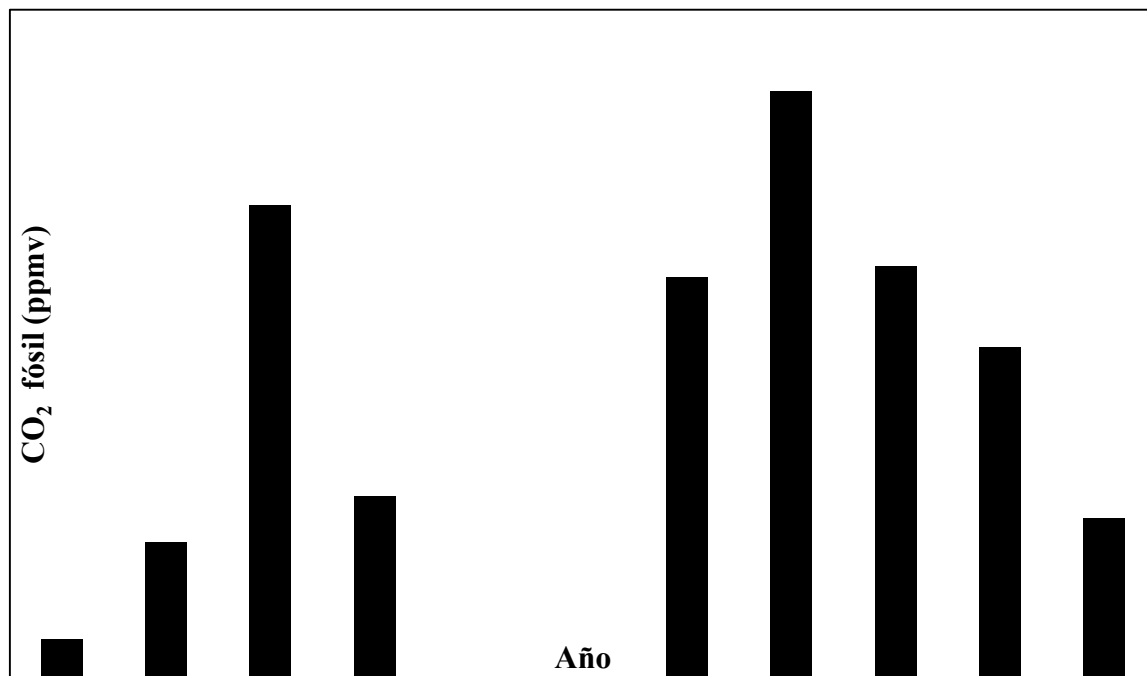


Figura 2. Estimados de las concentraciones de CO₂ fósil para la ciudad de San Luis Potosí, México.

Conclusiones

Los valores de $\Delta^{14}\text{C}$ encontrados para los anillos de crecimiento de fresno indican que esta especie tiene potencial para estudios dendrocronológicos debido a que forma anillos anuales y, específicamente, puede utilizarse como bioindicador de los niveles de $^{14}\text{CO}_2$ atmosférico con el fin de reconstruir el patrón de variación del ^{14}C , tanto en zonas limpias como en zonas urbanas. Esto último permite estimar un registro de las emisiones de CO_2 fósil en una zona con actividad urbana y/o industrial.

Para poder evaluar el comportamiento de las emisiones de CO_2 fósil a largo plazo es necesario analizar el ^{14}C para el resto de la serie de anillos de crecimiento. Esto permitirá explicar mejor la alta variabilidad y la falta de tendencia clara que sugieren que la quema de combustibles fósiles no es la única fuente de emisiones de CO_2 en la zona de San Luis Potosí.

Referencias bibliográficas

- Chakraborty S., K. Dutta, A. Bhattacharyya, M. Nigam, E. A. Schuur, and S. K. Shah. 2008. Atmospheric ^{14}C variability recorded in tree rings from peninsular India: Implications for fossil fuel CO_2 emission and atmospheric transport. *Radiocarbon* 50 (3): 321 – 330.
- Etheridge, D., L. Steele, R. L. Langenfelds, R. J. Francey, J. M. Barnola, and V. I. Morgan. 1996. Natural and anthropogenic changes in atmospheric CO_2 over the last 1000 years from air in Antarctic ice and firn. *Journal of Geophysical Research* 101 (D2): 4115 – 4128.
- Hua, Q., and M. Barbetti. 2004. Review of tropospheric bomb ^{14}C data for carbon cycle modeling and age calibration purposes. *Radiocarbon* 46 (3): 1273–1298.
- Keeling, R. F., S. C. Piper, A. F. Bollenbacher, and S. J. Walker. 2009. Atmospheric CO_2 values (ppmv) derived from in situ air samples collected at Mauna Loa, Hawaii, USA. Carbon Dioxide Research Group, Scripps Institution of Oceanography (SIO), University of California, La Jolla California. (<http://cdiac.ornl.gov/ftp/trends/co2/maunaloa.co2>; consultado en Septiembre 2011).
- Levin, I., J. Schuchard, B. Kromer, and K. O. Münnich. 1989. The continental European Suess effect. *Radiocarbon* 31 (3): 431–440.
- Levin, I., B. Kromer, M. Schmidt, and H. Sartorius. 2003. A novel approach for independent budgeting of fossil fuel CO_2 over Europe by $^{14}\text{CO}_2$ observations. *Geophysical Research Letters* 30(23): 2194.
- Levin, I., and U. Karstens. 2007. Inferring high-resolution fossil fuel CO_2 records at continental sites from combined $^{14}\text{CO}_2$ and CO observations. *Tellus* 59B (2): 245–250.
- Molnár, M., L. Haszpra, E. Svingor, M. Veres, I. Major, and I. Svetlik. 2009. Atmospheric fossil fuel CO_2 record in a central european city during the winter of 2008/2009. Abstracts of the 20th International Radiocarbon Conference. Kona, Hawaii, EUA. 31 de Mayo a 5 de Junio de 2009.
- Nydal, R., and K. Lövsæth. 1996. Carbon-14 measurement in atmospheric CO_2 from Northern and Southern Hemisphere sites, 1962–1993. Oak Ridge, Tennessee, USA:

- Carbon Dioxide Information Analysis Center–World Data Center-A for Atmospheric Trace Gases (<http://cdiac.ornl.gov/epubs/ndp/ndp057/ndp057.htm>).
- Rakowski, A. Z., S. Pawelczyk, and A. Pazdur. 2001. Changes of ^{14}C concentration in modern trees from Upper Silesia region, Poland. *Radiocarbon* 43(2): 679–689.
- Rakowski, A., T. Nakamura, and A. Pazdur. 2008. Variations of anthropogenic CO_2 in urban area deduced by radiocarbon concentration in modern tree rings. *Journal of Environmental Radioactivity*, 99(10): 1558 – 1565.
- Suess, H. E. 1955. Radiocarbon concentration in modern wood. *Science* 122 (3166): 415-417.

1.12

Hacia el uso del modelo CBM-CFS3 a escala nacional en México: proyecto piloto Chiapas

Marcela Olguín¹, Werner Kurz², Bernardus de Jong¹, Fernando Paz³, Gregorio Ángeles³,
Carlos Zermeño⁴, Rafael Flores⁴

¹El Colegio de la Frontera Sur, Km 15.5 carretera Villahermosa-Reforma, CP 86280, Villahermosa, Tabasco, México.
Autor para correspondencia: marcela.olguin2@gmail.com

²Pacific Forestry Centre, 506 Burnside Road West, Victoria, British Columbia, Canada.V8Z 1M5.

³Colegio de Postgraduados, Km 36.5 Carretera México-Tezcoco, CP 56230, Montecillo, Edo. de México, México.

⁴Comisión Nacional Forestal, Periférico Poniente # 5360, C.P. 45019, Zapopan, Jalisco, México.

Resumen

Estimaciones del más reciente inventario nacional de gases de efecto invernadero (GEI) en México, ubican al sector forestal como el segundo en importancia en términos de sus emisiones netas de gases de efecto invernadero a la atmósfera. De acuerdo con dicho inventario, las emisiones para el sector forestal se calculan en 70 Mt CO₂ año⁻¹, con un nivel de incertidumbre estimado del 44%. Una manera costo-efectiva para mejorar la calidad de estas estimaciones y así reducir sus incertidumbres asociadas, es mediante la calibración, prueba y uso de herramientas de modelación disponibles que permitan evaluar las implicaciones que tienen, por ejemplo, diversos eventos de perturbación sobre los reservorios de carbono forestal en diferentes escalas de tiempo y espacio. El objetivo de este trabajo es mostrar, mediante un estudio piloto en la región norte del Estado de Chiapas (2.35 Mha), el uso potencial del modelo Carbon Budget Model of the Canadian Forest Sector (CBM-CFS3) para la estimación de los flujos de GEI en el sector forestal en México. El modelo canadiense CBM-CFS3 es una herramienta que facilita el análisis de la dinámica de emisiones y remociones de GEI en el sector forestal, desde escala de rodal, regional y nacional, conforme a estándares internacionales como el Panel Intergubernamental de Cambio Climático. El presente trabajo es una prueba de concepto que muestra, además del tipo de insumos necesarios en la parametrización del CBM-CFS3 en México, su uso potencial para el monitoreo de emisiones en el pasado, así como para la generación de escenarios considerando cambios en la dinámica de procesos como la deforestación, la degradación forestal, la regeneración y la forestación, sobre el balance neto de emisiones de GEI a escala regional.

Palabras claves: Carbono, CBM-CFS3, REDD, modelos, sector forestal, México

Introducción

Los países suscritos a la Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático (CMNUCC) deben monitorear y reportar en forma creíble, verificable y transparente las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) generadas por su sector forestal. En el caso de México, las prácticas forestales y el cambio de uso de suelo contribuyen anualmente con la emisión a la atmósfera de ca. 70 millones de toneladas de GEI (10% del total nacional), con un nivel de incertidumbre estimado del 44% (de Jong *et al.*, 2010).

En los últimos años, México ha hecho importantes avances para mejorar la calidad de estas estimaciones y así reducir sus incertidumbres asociadas (*e.g.*, generación de una base nacional de ecuaciones alométricas para biomasa, estimación y re-muestreo de todos los reservorios de carbono forestal a escala de país) (de Jong *et al.*, 2009; CONAFOR, 2010). Sin embargo, una manera costo-efectiva de apoyar este esfuerzo es mediante la calibración, prueba y uso de herramientas de modelación, que permitan evaluar bajo un mismo marco de análisis, los impactos que diversos eventos de perturbación ejercen sobre los bosques a través de diferentes escalas de tiempo y de espacio.

En México existe poca experiencia en el uso de este tipo de herramientas. A la fecha, ninguna se ha empleado para la cuantificación total de la dinámica de emisiones de GEI a nivel nacional. Sin embargo, desde el 2007, instituciones de gobierno y académicos participantes del subgrupo forestal de la Alianza México-Canadá, han iniciado trabajos piloto orientados a la evaluación del uso potencial del modelo “Carbon Budget Model of the Canadian Forest Sector” (CBM-CFS3) en México (Olguín *et al.*, 2008; Vásquez, 2011; Tinoco *et al.*, 2011). El CBM-CFS3 es actualmente la base para las estimaciones nacionales de GEI del sector forestal en Canadá. Su enfoque de modelación es congruente con estándares internacionales establecidos por la CMNUCC, así como por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático en su nivel más detallado de requerimientos de reporte o Tier 3 (Kurz y Apps 1999; Kurz y Apps 2006; Kurz *et al.*, 2009).

El objetivo de este trabajo es explorar la habilidad del CBM-CFS3 en la estimación de los impactos producidos por cambios en la cobertura vegetal y en el uso de suelo (*e.g.*, deforestación, degradación, regeneración, forestación), sobre la dinámica de carbono forestal a escala regional en México. Si bien los tipos de bosques y prácticas de manejo en México difieren de las canadienses, nuestro propósito es analizar si el enfoque del CBM-CFS3 puede ser adaptado a las condiciones mexicanas y por consiguiente, servir en la evaluación de actividades orientadas al monitoreo y a la mitigación de estos gases. Así, el presente estudio es una prueba de concepto mediante la cual exploramos, además de los requerimientos de información del CBM-CFS3 para su uso a escala regional/nacional, su capacidad para evaluar las implicaciones de procesos de perturbación en el balance de emisiones de GEI a la atmósfera, tanto en el pasado (monitoreo) como hacia el futuro (*e.g.*, escenarios tipo REDD).

Materiales y métodos

El enfoque de modelación del CBM-CFS3 y los insumos necesarios para su parametrización han sido ampliamente documentados en la literatura (Kull *et al.*, 2006; Kurz *et al.*, 2008; Kurz *et al.*, 2009; Stinson *et al.*, 2011). En términos generales, el CBM-CFS3 combina información sobre inventarios forestales, crecimiento de la vegetación, perturbaciones naturales y/o antropogénicas, para simular los flujos de GEI que ocurren en biomasa, materia orgánica en descomposición y suelo, desde escala de parcela hasta escala de paisaje. El modelo simula la dinámica de carbono forestal usando una lógica de estratificación del territorio en Unidades Espaciales (UES) y clasificadores, la cual permite la integración de insumos con diferentes resoluciones espaciales bajo un mismo marco de evaluación (Kurz *et al.*, 2009). En el caso de México, las UES propuestas resultan de la intersección de los límites entre Estados y las ecoregiones de Norteamérica nivel 1. Del total de 94 UES posibles a nivel nacional, nuestra área de estudio corresponde a la intersección entre los límites espaciales del estado de Chiapas y la porción norte de la ecoregión selvas cálidas húmedas del mapa de ecoregiones de Norteamérica.

La superficie total seleccionada para este estudio tiene una extensión aproximada de 2.35 M ha, la cual se conforma principalmente por áreas de selvas tropicales húmedas altas y medianas, pastizales y zonas agrícolas. Sin embargo, para caracterizar la dinámica de los flujos de carbono forestal a un nivel más detallado dentro de esta unidad, se emplearon los siguientes criterios de clasificación: 1) uso de suelo (bosque, no bosque), 2) fase sucesional (bosque maduro, bosque secundario, no aplica), y 3) estatus de conservación (protegido, no protegido). Con base en el anterior esquema de estratificación, se generaron los insumos necesarios al modelo a partir de información disponible en mapas de cobertura de vegetación y uso de suelo de INEGI (series 2, 3 y 4), mapa nacional de áreas naturales protegidas de la CONANP, información de parcelas del Inventario Nacional Forestal y de Suelos de 2004-2007 (CONAFOR, 2010), ecuaciones alométricas de biomasa (de Jong *et al.*, 2009), temperatura media anual, así como datos incluidos en el modelo para la conversión de volumen a biomasa y respecto a la descomposición de materia orgánica (Kull *et al.*, 2006; Kurz *et al.*, 2009).

Una vez parametrizado el CBM-CFS3, se construyó un escenario de referencia (pasado) y tres escenarios de simulación hacia el futuro. El primero, escenario “business as usual o BAU”, refleja la dinámica de carbono forestal ocurrida en el área de estudio durante el periodo 1990 al 2007, como resultado de procesos de deforestación (conversión de un uso de suelo forestal a uno no forestal), degradación (transición del bosque de una fase madura a una secundaria), regeneración (transición del bosque de una fase secundaria a una madura) y forestación (conversión de un uso no forestal a bosque). Para estimar la superficie anual afectada por estos procesos de cambio, se realizó la intersección del área de estudio, junto con los tres mapas de INEGI sobre uso de suelo y cobertura vegetal (años 1993, 2002 y 2007). A esta información se le unió el mapa de áreas naturales protegidas. Posteriormente, se reclasificaron las etiquetas de todos los polígonos conforme a las categorías de bosque primario, bosque secundario o no bosque, dentro de área protección o fuera de ella. Con base en este nuevo mapa se generaron cuatro matrices de transición; es decir, una por cada periodo de cambio 1993-2002 y 2002-2007 y estatus de conservación

(protegido o no protegido). El segundo escenario de simulación es muy similar al anterior (escenario BAU), pero en este caso se supone que las tasas anuales de cambio correspondientes al último periodo (2002- 2007), continúan constantes desde el año 2008 hasta el año 2050. En contraste, en el tercer escenario (escenario RED) se analizaron las implicaciones en los flujos de GEI a la atmósfera, si a partir del año 2008 se reduce paulatinamente la tasa de deforestación presente en el periodo 2002-2007, hasta llegar a una tasa neta cero al año 2025. El cuarto escenario (escenario REDD), tiene la misma lógica que el escenario RED, sólo que en el año 2025 se logra una tasa de degradación cero además de la tasa de deforestación cero.

Resultados y discusión

A partir de la elaboración de las matrices de transición se observó que de 1990 al 2001, cerca de una quinta parte (439,503 ha) del total del área de estudio fue afectada por alguno de los cuatro procesos de cambio seleccionados (total de 36,625 ha año⁻¹ en promedio). Durante este periodo de 12 años (Figura 1), el 50% de los cambios observados se debieron a la conversión de bosques maduros a secundarios (degradación) y el 38% a la conversión de bosques maduros y secundarios hacia pastizales y zonas agrícolas (deforestación). Aunque la mayoría de estos eventos sucedieron fuera de las áreas naturales protegidas, cerca de una cuarta parte se presentaron al interior de las mismas.

En el segundo periodo de análisis (2002 al 2007), la superficie total afectada por alguno de los cuatro eventos de perturbación fue de 271,894 ha (54,379 ha año⁻¹ en promedio), mostrando un incremento en la tasa de cambio anual de casi un 50% más respecto al primer periodo. En términos de la superficie afectada por tipo de perturbación, se observó un aumento de casi cinco veces más la superficie anual que pasó de un uso no forestal a uno forestal (forestación). Sin embargo, la conversión en el sentido opuesto (deforestación) tuvo un incremento en términos absolutos aún mayor, por lo que contribuyó con el 51% del total de los cambios ocurridos en toda el área (Figura 1). Durante este segundo periodo de simulación, la superficie anual afectada por deforestación y degradación dentro de las áreas naturales protegidas disminuyó a casi a la mitad respecto al periodo anterior.

En cuanto al impacto que tuvieron los cuatro procesos de cambio seleccionados, sobre los flujos de GEI, se observó que el sistema se ha comportado como una fuente de emisiones netas de carbono equivalente a -0.87 millones de toneladas de carbono (-3.2 Tg CO₂ eq año⁻¹). Si bien el crecimiento de los bosques remanentes y de los bosques recién establecidos mediante la forestación, también contribuyeron a la remoción de carbono atmosférico durante estos 14 años, ello no compensó la disminución neta de casi un 10% de la superficie total de bosque (Figura 1).

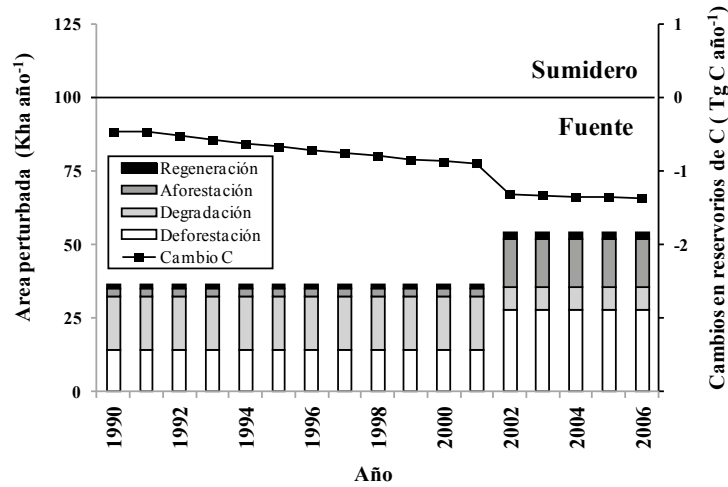


Figura 1. Superficie anual afectada (miles de hectáreas) por tipo de perturbación durante 1990 al 2007, con su implicación en términos del balance neto de emisiones a escala regional (millones de toneladas de carbono por año).

En la Figura 2 se exploran las implicaciones de continuar por varias décadas más, con la trayectoria de cambio antes descrita (escenario BAU) o de realizar acciones de mitigación que logren la reducción neta de la deforestación (escenario RED), así como de la deforestación junto con la degradación (escenario REDD). Como se esperaba, de no modificar los patrones de cambio observados durante el segundo periodo, en un tercer periodo que va del año 2008 al 2050, el sistema en su conjunto seguirá siendo una fuente neta de emisiones de C a la atmósfera, con un promedio de -1.2 millones de toneladas de carbono emitidas al año ($-4.5 \text{ Tg CO}_2 \text{ eq año}^{-1}$).

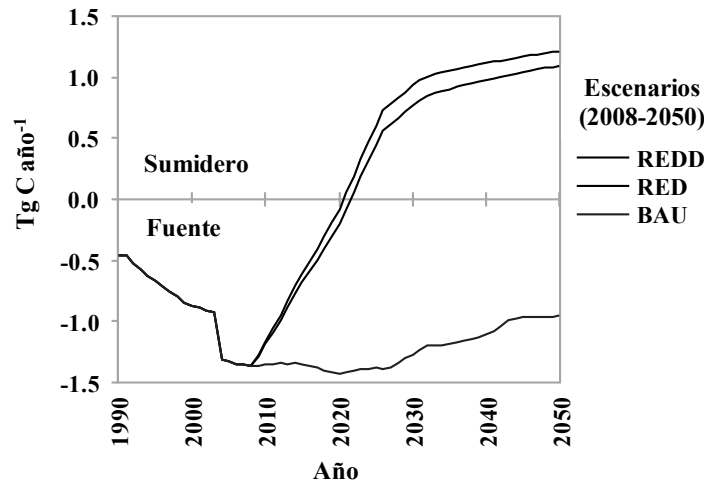


Figura 2. Balance neto de emisiones simulados para el periodo de 1990 al 2050, de continuar con las tasas de cambio de cobertura y uso de suelo observadas durante 2002 al 2007 hasta el año 2050 (escenario BAU), de reducir la deforestación a una tasa cero en el año 2025 (escenario RED) o de reducir la deforestación y la degradación forestal a una tasa cero en el año 2025 (escenario REDD).

De hecho, el sistema alcanza un máximo de emisiones netas en el año 2020, después del cual pareciera que la trayectoria se hace menos negativa; la emisión neta al año 2050 es poco más del doble de la observada al inicio de la simulación. Este ligero cambio hacia constituirse como una menor fuente de emisiones netas, se debe principalmente a que los bosques remanentes son en su mayoría bosques secundarios, cuyas tasas de crecimiento son relativamente altas.

Ya sea que mediante los programas de gobierno federales y/o estatales, de la transferencia de financiamiento externo (*e.g.*, UNDP-FAO-Gobierno Noruego, USAID, etc.), o de los sistemas de mercado, si se logran implementar acciones orientadas a la reducción paulatina de la deforestación y/o de la degradación hasta lograr una tasa neta igual a cero en el año 2025, el sistema en su conjunto pasará en menos de dos décadas de ser un emisor neto a ser un sumidero neto de carbono atmosférico. Como se observa en la Figura 2, las trayectorias correspondientes a los escenarios RED y REDD comienzan con una pendiente pronunciada al inicio de la simulación y hasta cerca del año 2025. Posteriormente, ambas trayectorias se suavizan, debido a una menor tasa de crecimiento de los bosques regenerados (cambio de secundario a maduro) y a un crecimiento neto esperado de cero en el caso de los más viejos (tasa de crecimiento igual a su tasa de mortalidad). El promedio de las emisiones netas anuales estimadas para el periodo 2008 al 2050 equivalen a 0.3 millones de toneladas de carbono ($1.1 \text{ Tg CO}_2 \text{ eq año}^{-1}$) en el escenario RED y a 0.4 millones de toneladas de carbono ($1.6 \text{ Tg CO}_2 \text{ eq año}^{-1}$) en el escenario REDD. Es decir, la diferencia promedio entre los flujos de $\text{CO}_2 \text{ eq}$ entre los escenarios BAU y RED alcanza un valor de $5.7 \text{ Tg CO}_2 \text{ eq año}^{-1}$, mientras que entre los escenarios BAU y REDD es de $6.1 \text{ Tg CO}_2 \text{ eq año}^{-1}$.

Por último, si comparamos entre sí a las trayectorias de emisiones correspondientes a los escenarios RED y REDD, vemos que de incluir acciones de mitigación basadas en la reducción de la degradación, la ganancia al final en el año 2050 será de un 11% adicional respecto a si sólo consideramos la reducción de la deforestación. Si bien existen muchas expectativas respecto al beneficio que pudiera generar evitar la conversión de los bosques maduros a bosques degradados, existen varias razones que explican el por qué esta diferencia no fue mayor en nuestro ejercicio de simulación; por ejemplo, la deforestación afecta mayor área total. Con base en la información espacial derivada de los mapas de cobertura y uso de suelo de INEGI (escala 1:250,000) y del análisis de las matrices de transición, la tasa de deforestación ocurrida del 2002 al 2007 (misma que se usó del 2008 al 2050 para el escenario BAU), representa el doble de la superficie anual que se deforestó en el primer periodo (1990- 2001). En cambio, la degradación durante el primer periodo contribuyó con un 38% del área perturbada, pero disminuyó hasta un 14% en el segundo periodo. Otro ejemplo es que la deforestación tiene un mayor impacto en la disminución de los reservorios de carbono forestal. El modelo simula una mayor transferencia del carbono contenido en la biomasa hacia el sector forestal (*i.e.*, 80% del fuste comercial) y hacia los reservorios de materia orgánica en descomposición, suelo y atmósfera (*i.e.*, emisión de CO_2 , CO , CH_4 por procesos de quema y descomposición durante la preparación del sitio). Mientras que en la degradación, se supone que la transferencia es desde el reservorio de biomasa al sector forestal (*i.e.*, 50% del fuste comercial) y hacia los reservorios de materia orgánica en descomposición y suelo. Finalmente, los bosques secundarios tienen mayor

capacidad de remoción de carbono. Durante las simulaciones se supone que la deforestación afecta en primera instancia a los bosques más viejos (mayor concentración de carbono acumulado), después de lo cual se llega a una condición de cero incremento y contenido de carbono en biomasa. En cambio, durante la degradación sólo reduce el reservorio de carbono en biomasa a un 50% y en su lugar quedan árboles jóvenes cuya tasa de incremento es mucho mayor respecto a los árboles viejos.

Conclusiones

El presente trabajo es una prueba de concepto exitosa que muestra el uso potencial del modelo CBM-CFS3 para la cuantificación de las implicaciones a escala de regional, de cambios en el uso de suelo ocurrido en el pasado (*e.g.*, reporte de emisiones de GEI forestal). También, analiza las implicaciones que tienen actividades relacionadas a la mitigación de emisiones de carbono en el futuro y demuestra la importancia relativa que tienen la reducción de procesos como la degradación y la deforestación. Actualmente se están realizando diferentes actividades y planes de trabajo para mejorar la simulación de la dinámica de carbono en una mayor diversidad de tipos de ecosistemas en México (*e.g.*, a través de mejorar la parametrización de la información de materia orgánica muerta y suelo usando datos de inventarios forestales). También, se está explorando la posibilidad de aumentar la complejidad del estudio en el futuro; por ejemplo, mediante la inclusión de mayor número de sistemas de manejo forestal y agroforestal, procesos de extracción de leña, mayor número de curvas de crecimiento por tipo de bosque, y simulaciones de tipo espacialmente explícitas. Si bien otros tipos de escenarios (*e.g.*, REDD+) y nuevas áreas piloto pueden ya implementarse y analizar, la presente experiencia nos indica que el éxito de este tipo de estudios y su eventual uso a escala nacional, requerirá de un mayor fortalecimiento de los trabajos conjuntos que se están realizando por parte de instituciones de gobierno y académicas de ambos países (*e.g.*, CONAFOR, CFS-NRCan, ECOSUR, COLPOS, etc.), así como la inclusión de nuevos participantes y proyectos relacionados a estos temas (*e.g.*, USFS, TNC, GEO-FCT, etc.).

Referencias bibliográficas

- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2010. Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Manual y procedimientos para el muestreo de campo: Re-muestreo 2010, Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). Zapopan, Jalisco. México. 140 p.
- de Jong B., F. Rojas, M. Olguín, y P. Martínez. 2009 Ecuaciones alométricas para estimar biomasa aérea en México. Informe de proyecto para la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). Guadalajara, Jalisco. México. 13 p.
- de Jong B., M. Olguín, F. Rojas, V. Maldonado, F. Paz, J. Etchevers, C. Cruz, y J. Argumedo. 2010. Actualización del inventario nacional de emisiones de gases de efecto invernadero 1990-2006 en la categoría de agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra. Reporte preparado para el INE.
- Kull, S. J., W. A. Kurz, J. Rampley, G. E. Banfield, R. K. Schivatcheva, and M. J. Apps. 2006 Operational-scale Carbon Budget Model of the Canadian Forest Sector (CBM-

- CFS3). Version 1.0: User's Guide. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service. Northern Forestry Centre, Edmonton.
- Kurz W. A., and M. J. Apps. 1999. A 70-year retrospective analysis of carbon fluxes in the Canadian forest sector. *Ecological Applications* 9 (2): 526-547
- Kurz W. A., and M. J. Apps. 2006. Developing Canada's National Forest Carbon Monitoring, Accounting and Reporting System to meet the reporting requirements of the Kyoto Protocol. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 11 (1): 33-43.
- Kurz W. A., G. Stinson, G. J. Rampley, C. C. Dymond, and E.T. Neilson. 2008. Risk of natural disturbances makes future contribution of Canada's forests to the global carbon cycle highly uncertain. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105 (5): 1551-1555.
- Kurz W. A., C. C. Dymond, T. M. White, G. Stinson, C. H. Shaw, G. J. Rampley, C. Smyth, B. N. Simpson, E. T. Neilson, J. A. Trofymow, J. Metsaranta, and M. J. Apps. 2009. CBM-CFS3: A model of carbon-dynamics in forestry and land-use change implementing IPCC standards. *Ecological Modelling* 220 (4): 480-504.
- Olguín M., B. de Jong, y W. A. Kurz. 2008. Uso del modelo canadiense CBM-CFS3 en México: un estudio de caso en un bosque de pino-encino en el centro del país. Reporte para la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). Guadalajara, México. 21 p.
- Tinoco J. A., J. Etchevers, F. Paz, y M. Olguín. 2011. Uso del modelo CBM-CFS3 para la simulación de la dinámica de carbono en la sierra mazateca de Oaxaca. Estas mismas memorias.
- Stinson G., W. A. Kurz, C. E. Smyth, E. T. Neilson, C. C. Dymond, J. M. Metsaranta, C. Boisvenue, G. J. Rampley, Q. Li, T. M. White, and D. Blain. 2011. An inventory-based analysis of Canada's managed forest carbon dynamics, 1990 to 2008. *Global Change Biology* 17 (6): 2227-2244.
- Vásquez A. 2011. Aplicabilidad del modelo de contabilidad de carbono CBM-CFS3 en bosques templados de los ejidos La Mojonera y Atopixco, Zacualtipán de Ángeles, Hidalgo, México. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Estado de México. México. 110 p.

1.13

Indicadores de calidad biológica e identificación de bacterias cultivadas en la rizosfera en un suelo arenoso en México

Moreno-Espíndola Iván Pável¹, Ferrara-Guerrero María Jesús², De León-González Fernando³, Rivera-Becerril Facundo², Vela-Correa Gilberto², Borderas-Tordesillas Fernando³, Mayorga Reyes Lino⁴

¹ Universidad Autónoma Metropolitana, Xochimilco Doctorado en Ciencias Biológicas. Calzada del Hueso 1100, Col. Villa Quietud, 04960 México D.F., México. Autor para la correspondencia: ivan7878@gmail.com

² Universidad Autónoma Metropolitana, Xochimilco. Departamento El Hombre y su Ambiente., Calzada del Hueso 1100, Col. Villa Quietud, 04960 México D.F., México.

³ Universidad Autónoma Metropolitana, Xochimilco. Departamento de Producción Agrícola y Animal, Calzada del Hueso 1100, Col. Villa Quietud, 04960 México D.F., México.

⁴ Universidad Autónoma Metropolitana, Xochimilco. Departamento de Sistemas Biológicos. Calzada del Hueso 1100, Col. Villa Quietud, 04960 México D.F., México.

Resumen

El objetivo del estudio fue analizar los cambios en el contenido de carbono y nitrógeno microbianos (C_{mic} y N_{mic} , respectivamente), y en la actividad enzimática microbiana en suelo rizosférico, considerando: cuatro especies vegetales (amaranto, pasto Bermuda, girasol y maíz); cuatro fechas en el ciclo del cultivo y dos niveles de adhesión suelo-raíces. Adicionalmente se identificaron cepas bacterianas del suelo asociado al amaranto. El suelo asociado a las raíces de amaranto presentó el mayor contenido de C orgánico. Los valores de C_{mic} en el suelo firmemente adherido a las raíces fueron iguales ($P < 0.05$) a los del suelo suelto durante la siembra, floración y cosecha. El C_{mic} asociado al maíz fue el más elevado durante las cuatro etapas. Durante la post-cosecha se observó mayor actividad deshidrogenasa en el suelo adherido a las raíces de amaranto. El suelo arenoso estudiado exhibió niveles similares o más bajos de C_{mic} y N_{mic} que otros suelos arenosos sometidos a déficit hídrico. En las cepas aisladas predominó el género *Bacillus*.

Palabras clave: actividad enzimática microbiana, bacterias heterótrofas, carbono de la biomasa microbiana, amaranto

Introducción

Los suelos arenosos de origen volcánico del Valle de México son estructuralmente inestables y susceptibles a procesos erosivos. Dichos suelos son aprovechados para la producción agrícola bajo temporal o bien permanecen como pastizales, mientras que otros corresponden a áreas con vegetación natural. En un trabajo previo realizado con el mismo suelo, se demostró que las células epidérmicas de las raíces de maíz, girasol y amaranto

adhieren partículas de arena, y que las hifas de hongos micorrízicos y saprobios en la rizosfera de esas plantas también contribuyen con la adhesión del suelo aunque en menor proporción.

En los suelos bajo uso agrícola como el estudiado, la actividad microbiana es reconocida como fuente de información que indica la calidad y salud del suelo en cuestión (Neiendam y Winding, 2002). Dichos indicadores son altamente sensibles a cambios químicos y físicos en el ambiente. Parámetros microbianos relacionados al ciclo del carbono (C) y del nitrógeno (N), la biomasa microbiana y la actividad enzimática, se asocian también al estudio de problemas ambientales como la captura de C (Neiendam y Winding, 2002). Adicionalmente, la identificación de grupos microbianos asociados a la rizosfera de cada planta, aporta información sobre el efecto del manejo (por ejemplo, tipo de cultivo establecido), en el suelo, así como sobre los indicadores microbianos de calidad (López y Parada, 2004).

El conocimiento de la actividad microbiana en suelos que presentan un déficit recurrente de humedad, es fundamental para conocer la dinámica de transformación de la materia orgánica (MO) y para diseñar prácticas de manejo sustentables (García *et al.*, 1997). La estimación de actividades enzimáticas puede utilizarse con tres fines principales: 1) para medir el grado de involucramiento de una actividad microbiana en el reciclamiento del C, N, P y S; 2) como indicadores de las alteraciones ocasionadas por factores ambientales sobre la microbiota, y 3) para relacionarlas con algún grupo específico de microorganismos.

El objetivo del presente estudio fue analizar los cambios en el contenido de C y N microbianos y en la actividad enzimática del suelo rizosférico considerando: 1) cuatro especies vegetales, 2) cuatro fechas en el ciclo del cultivo (siembra, floración, cosecha y post-cosecha) y 3) dos niveles de adhesión suelo-raíces (suelo firmemente adherido a las raíces y suelo suelto). Adicionalmente se aislaron e identificaron 40 cepas bacterianas asociadas a la rizosfera de amaranto.

Materiales y métodos

El sitio de trabajo se ubica en Tulyehualco, al sur del Valle de México. Corresponde a un Entisol (Soil Survey Staff, 2003) constituido de 70, 140 y 790 g kg⁻¹ de arcilla, limo y arena, respectivamente. El clima es semiárido, con precipitación pluvial de 537 mm. Las plantas cultivadas *Amaranthus hypochondriacus* (amaranto), *Helianthus annuus* (girasol) y *Zea mays* (maíz), de donde se tomaron las muestras, se sembraron en Junio de 2008 (parcelas de 9 m²), distribuidas en bloques al azar, con tres repeticiones. Se incluyó a *Cynodon dactylon* (pasto Bermuda), gramínea que crece espontáneamente, tolera sequías, heladas y contribuye con la conservación del suelo. Las plantas se desarrollaron bajo temporal, en cero labranza. Se consideraron cuatro temporadas de muestreo: siembra, floración, cosecha y postcosecha (0, 45, 90 y 120 días después de la siembra). La unidad de muestreo fue un monolito de suelo-raíces (De León-González *et al.*, 2006).

La humedad del suelo se determinó en campo con una sonda de neutrones (CNP[®] MC-1DR). El carbono orgánico del suelo (C_{org}) se estimó según el método de Walkley y Black (1934) y el N total (N_{tot}) mediante una digestión con ácido sulfúrico (H₂SO₄). El pH fue determinado con un medidor (HANNA HI250). El C_{mic} y el N_{mic} fueron estimados con el

método de fumigación y extracción con cloroformo (Vance *et al.*, 1987). La actividad deshidrogenasa (DH) se determinó con el método espectrofotométrico descrito por García *et al.* (1993). La actividad de las fosfatasas ácida (PAC) y alcalina (PAL) mediante el método de Tabatabai y Bremner (1969). La actividad celulasa (CEL) con base en el método de Pancholy y Rice (1973), modificado por García-Álvarez e Ibáñez (1994). La actividad quitinolítica (CHI) mediante el método de Rodríguez-Kábana *et al.* (1983). La actividad proteasa (PRO) se estimó determinando la degradación de caseína, de acuerdo con el método de Bonmatí *et al.* (1991). El aislamiento de las bacterias se realizó mediante diluciones y siembras repetidas en agar suelo y agar nutritivo. Las bacterias se identificaron molecular y fisiológicamente mediante la amplificación y secuenciación del gen 16S rADN y pruebas fisiológicas, bioquímicas y morfológicas. Todos los análisis fueron realizados por triplicado. Los datos fueron normalizados (Z-score). Se realizó un modelo general lineal (GLM) para observar el efecto de la especie vegetal, el tipo de suelo y la temporada de muestreo, sobre las variables experimentales, así como correlaciones de Pearson entre las variables estudiadas. Las medias se compararon mediante la prueba de Tukey ($P < 0.05$). Se empleó el programa SAS® para realizar los análisis estadísticos.

Resultados y discusión

La humedad en el suelo disminuyó significativamente ($p < 0.05$) con el tiempo: siembra, floración, cosecha y post-cosecha (19.8, 18.5, 8.3, 5.9 g 100 g⁻¹, respectivamente). Las parcelas con amaranto tendieron a la neutralidad, mientras que en el resto fueron ligeramente alcalinas. No se observaron diferencias significativas en el contenido de C_{org} del suelo en las temporadas de muestreo; sin embargo, al considerar el factor especie-vegetal, el suelo asociado a las raíces del amaranto presentó el contenido más alto de C_{org} durante floración, cosecha y post-cosecha. Al comparar los valores de C_{org} entre el suelo suelto y el firmemente adherido a las raíces en cada temporada, sólo se detectaron diferencias significativas ($p < 0.05$) durante la post-cosecha, donde éste último fue mayor (550 mg 100 g⁻¹) que en suelo suelto (310 mg 100 g⁻¹). El N_{tot} en el suelo firmemente adherido a las raíces fue mayor durante la cosecha y postcosecha que en el suelo suelto (80 y 70 mg 100 g⁻¹, respectivamente). Al comparar el N_{tot} entre especies vegetales observamos que el suelo adherido a las raíces de amaranto presentó mayor contenido en la floración y la post-cosecha. Se identificaron correlaciones negativas entre el pH y el C_{org} ($R^2 = -0.25$; $p = 0.02$), y entre el pH y el N_{tot} ($R^2 = -0.22$; $p = 0.04$). Tanto el C_{org} como el N_{tot} en el suelo arenoso estudiado son al menos 50% más bajos que en un suelo franco-arenoso del centro occidente de México (Reyes-Reyes *et al.*, 2007); al comparar nuestros resultados con los de un estudio llevado a cabo en un suelo arenoso mediterráneo (Murcia, España), el nivel de N_{tot} fue similar aunque el C_{org} fue 40% menor en el caso del suelo arenoso del presente estudio (Bastida *et al.*, 2009).

Los microorganismos controlan la mayoría de las fases del ciclo del C y del N; la asimilación microbiana de estos elementos obedece a una dinámica acorde a las condiciones del suelo y de las plantas a las que se asocian. La actividad microbiana se ve favorecida por la presencia de compuestos hidrosolubles, fácilmente metabolizables y por una elevada disponibilidad de nitrógeno; es decir, relaciones C:N bajas. Durante la

floración, cosecha y postcosecha el suelo firmemente adherido a las raíces de amaranto presentó relaciones C:N más bajas; en maíz un comportamiento similar ocurrió en la floración y la cosecha. Durante la siembra la relación C:N en las parcelas con amaranto y girasol fue por lo menos cinco veces inferior que en las parcelas con pasto Bermuda y maíz. Esto es consistente con un estudio previo donde se reportó que las raíces de amaranto y maíz, tuvieron una relación C:N de 18 y 48, respectivamente (De León-González *et al.*, 2006).

Se detectó una disminución significativa ($p < 0.05$) en el C_{mic} en relación a la época de muestreo: cosecha (395.3 mg kg^{-1}) > siembra (285.8 mg kg^{-1}) > floración (278.6 mg kg^{-1}) > post-cosecha (250.4 mg kg^{-1} , respectivamente). El C_{mic} fue siempre superior en las parcelas sembradas con maíz, que en las otras plantas, en las diferentes etapas y en ambos suelos. El C_{mic} , útil para evaluar el tamaño de las poblaciones microbianas, fue semejante al observado en suelos francos del centro-occidente de México (Reyes-Reyes *et al.*, 2007); al comparar estos datos con un suelo arenoso bajo condiciones de semiaridez (Murcia, España), el contenido máximo de C_{mic} fue 50% inferior en el centro de México (Bastida *et al.*, 2006). Este efecto se acentuó durante las tres primeras etapas, sin embargo, durante la post-cosecha los valores del C_{mic} tendieron a ser semejantes en todas las plantas. En el caso del amaranto, el menor contenido en C_{mic} puede atribuirse a algunos metabolitos secundarios volátiles exudados por las raíces, como las metil-cetonas, que son compuestos potencialmente inhibidores de ciertos grupos microbianos. Es posible que lo anterior no suceda con la microflora asociada al suelo con maíz, cuyos exudados están constituidos por ácidos orgánicos, azúcares y lípidos, entre otras sustancias, que podrían favorecer la resistencia de las bacterias (Muñoz-Arenas *et al.*, 2006). El N_{mic} sólo mostró diferencias significativas durante la post-cosecha en el suelo suelto. Al comparar el monto total de C_{mic} (tanto de suelo adherido a la raíz como de suelo suelto), asociado a cada especie vegetal, se observa que el maíz es la planta que ofrece las mejores condiciones para la captura de C en forma de biomasa microbiana (Figura 1).

La relación C:N menor del amaranto respecto al maíz sugiere una mayor presencia de sustratos fácilmente metabolizables por las comunidades microbianas y una mayor disponibilidad de nitrógeno. Esta hipótesis es coincidente con la mayor actividad DH detectada en el suelo firmemente adherido a las raíces del amaranto, así como en el suelo suelto durante la post-cosecha. La actividad DH detectada fluctuó entre 2.0 y $7.9 \mu\text{mol INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$; los valores más altos se observaron en el suelo adherido a las raíces del amaranto. Fue significativamente más elevada ($p < 0.05$) en la post-cosecha ($5.5 \mu\text{mol INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$) que en las otras temporadas (Figura 1).

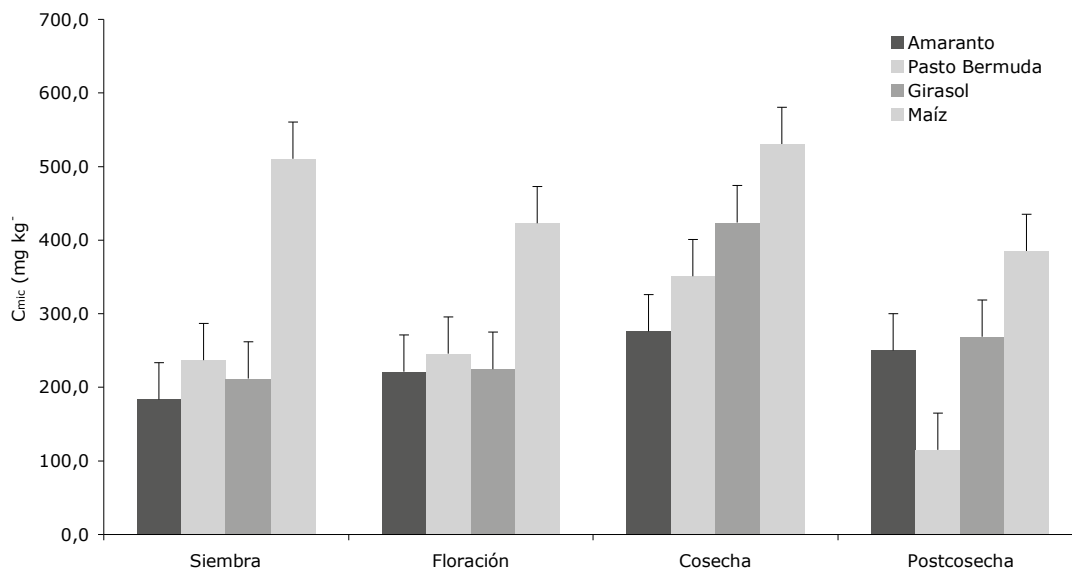


Figura 1. Total de C microbiano (del suelo adherido a la raíz y del suelo suelto) de cuatro plantas establecidas en un suelo arenoso, durante cuatro etapas de cultivo. n=12.

Se detectaron diferencias significativas ($p < 0.05$) en la actividad PAC al comparar las temporadas de muestreo: post-cosecha > cosecha > floración > siembra (1.0, 0.9, 0.5 y 0.4 $\mu\text{mol } p\text{-nitrofenol } \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$, respectivamente) (Figura 1). El efecto de la especie vegetal sobre la actividad PAC se observó durante la floración en el suelo suelto, donde las parcelas con amaranto tuvieron mayor actividad. La actividad PAC se correlacionó negativamente con la humedad del suelo ($R^2 = -0.73$; $p < 0.01$). Una tendencia similar fue observada en la actividad PAL entre las temporadas de muestreo: post-cosecha > cosecha > floración > siembra (1.2, 1.1, 1.1 y 0.9 $\mu\text{mol } p\text{-nitrofenol } \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$, respectivamente) con niveles significativamente más altos ($p < 0.05$) en la postcosecha (Figura 1). La actividad PAL se correlacionó negativamente con la humedad del suelo ($R^2 = -0.45$; $p < 0.01$). A pesar de la ligera alcalinidad del suelo se detectó actividad PAC, con niveles más elevados en el suelo adherido a las raíces de amaranto, maíz y girasol. Los valores de actividad PAC registrados en este estudio son semejantes a los reportados por Pascual *et al.* (2000) en suelos agrícolas bajo condiciones de aridez (0.2-0.5 $\mu\text{mol } p\text{-nitrofenol } \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$); los niveles de la actividad PAL se encuentran en el rango de lo reportado por Bolton *et al.* (1985) (0.9-2.1 $\mu\text{mol } p\text{-nitrofenol } \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$) en horizontes superficiales de suelos bajo cultivo.

La actividad CEL fue significativamente más elevada ($p < 0.05$) en la siembra que en las otras etapas: siembra > cosecha > floración > post-cosecha (0.03, 1.01, 1.01 y 0.008 $\mu\text{g EG } \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$, respectivamente) (Figura 1). Esta actividad se correlacionó negativamente con la humedad del suelo ($R^2 = -0.37$; $p < 0.01$), y positivamente con el pH ($R^2 = 0.24$; $p = 0.02$). Geisseler y Horwath (2009) observaron el efecto de la inducción de la producción de celulasas en función del tipo y cantidad de sustrato, aunque consideran que existen factores específicos en cada suelo que regulan su producción y la tasa de mineralización de la MO.

Los resultados en este trabajo evidenciaron un bajo nivel de actividad CEL sin diferencias estadísticas significativas ($p < 0.05$) entre especies vegetales, épocas y suelos.

La actividad CHI alcanzó diferencias significativas ($p < 0.05$) en la siembra respecto a las otras etapas: siembra > floración > cosecha > post-cosecha (17.0, 13.1, 11.1 y 8.5 μg N-acetilglucosamina $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$, respectivamente) (Figura 1). Los datos encontrados en el presente trabajo (1.3-35.4 μg N-acetilglucosamina $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$) se encuentran muy por debajo de lo reportado por Rodríguez-Kábana *et al.*, 1983 en suelos limo arenosos cultivados con maíz (4425 a 26500 μg N-acetilglucosamina $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$).

La actividad PRO mostró diferencias significativas debidas a la temporada de muestreo ($p < 0.05$) más elevada en la floración: floración > siembra > cosecha > post-cosecha (17.9, 8.8, 7.3 y 4.5 μmol tirosina $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$) (Figura 1). Existieron diferencias en la actividad PRO entre el suelo adherido a las raíces y el suelo suelto durante la floración y la cosecha; el primero fue el que mostró mayor actividad. El efecto de la especie vegetal sólo se detectó en el suelo suelto durante la cosecha, con la actividad PRO más elevada en pasto Bermuda. Ésta actividad se correlacionó negativamente con la humedad del suelo ($R^2 = -0.40$; $p < 0.01$). El rango de actividad PRO reportado por Trasar-Cepeda *et al.* (2000) (1.1-4.4 μmol tirosina $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$) en suelos bajo condiciones climáticas similares al presente, fue menor que el observado en el suelo arenoso del valle de México del presente estudio (0.3-26.3 μmol tirosina $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$).

Si bien es reconocido que en la rizosfera se concentra la mayoría de los sustratos disponibles para la actividad microbiana, al comparar la actividad enzimática entre el suelo firmemente adherido a las raíces y el suelo suelto, sólo se identificaron diferencias significativas ($p < 0.05$) en la actividad PRO (Figura 1). Esto puede deberse a la poca distancia entre las plantas, además de la presencia de un gran número de raíces finas en el estrato de suelo estudiado. Los resultados sugieren que el amaranto, a pesar de producir sustancias potencialmente inhibitoras del crecimiento microbiano, permite, en las condiciones del suelo arenoso, la actividad microbiana ya sea por la labilidad de sus raíces o bien por otras sustancias liberadas en la rizosfera; el ambiente resultante permite una elevada actividad redox, situación que favorece una mayor cantidad de C_{org} y N_{tot} disponibles en el suelo. La aparente capacidad amortiguadora del pH que se genera en la rizosfera del amaranto promueve a su vez, una mayor actividad por parte de la comunidad heterótrofa microbiana.

Del suelo rizosférico del amaranto se identificaron (molecular y fisiológicamente) 40 cepas bacterianas de los géneros *Bacillus* (31), *Streptomyces* (4), *Enterobacter* (2), *Stenotrophomonas* (1), *Pseudomonas* (1) y *Arthrobacter* (1). Las cepas del género *Streptomyces* sólo crecieron en agar suelo. Las 40 cepas presentaron distintos patrones de producción de exoenzimas y de uso de fuentes de C. La comunidad aislada de la rizosfera del amaranto fue esencialmente heterótrofa. La identificación del papel de estas bacterias en la dinámica del suelo y su asociación con las raíces de *A. hypochondriacus* deberá ser profundizada en estudios subsecuentes.

Conclusiones

El suelo arenoso del valle de México exhibió niveles similares o más bajos de C_{mic} y N_{mic} que otros suelos arenosos sometidos a déficit hídrico. No se observó una relación clara entre especie vegetal y el C_{mic} y el N_{mic} . La microbiota asociada al cultivo de amaranto mostró la actividad deshidrogenasa más elevada, sin embargo, esta actividad apenas alcanzó el 10% de un suelo no arenoso. La microbiota asociada al pasto Bermuda mostró actividades enzimáticas más estables a lo largo del estudio. No se identificó un efecto claro de la etapa fenológica de las plantas sobre la actividad enzimática microbiana. Con excepción de la actividad proteasa, las actividades enzimáticas fueron similares entre el suelo firmemente adherido a las raíces y el suelo suelto. En la rizosfera del amaranto se encontraron bacterias cultivables heterótrofas, predominantemente del género *Bacillus*.

Referencias bibliográficas

- Bastida, F., J. L. Moreno, T. Hernández, and C. García. 2006. Microbiological degradation index of soils in a semiarid climate. *Soil Biology and Biochemistry* 38 (12): 3463-3473.
- Bastida, F., A. Pérez-de-Mora, K. Babic, B. Hai, T. Hernández, C. García, and M. Schloter. 2009. Role of amendments on N cycling in Mediterranean abandoned semiarid soils. *Applied Soil Ecology* 41 (2): 195-205.
- Bolton, H., L. F. Elliot, R. I. Papendick, and D. F. Bezdicek. 1985. Soil microbial biomass and selected soil enzyme activities: effect of fertilization and cropping practices. *Soil Biology and Biochemistry*. 17 (3): 297-302.
- Bonmati, M., B. Ceccanti, and P. Nannipieri. 1991. Spatial variability of phosphatase, urease, protease, organic carbon and total nitrogen in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 23 (4): 391-396.
- De León-González, F., E. Celada-Tornel, C. Hidalgo-Moreno, J. D. Etchevers-Barra, M. C. Gutiérrez-Castorena, and, A. Flores-Macías. 2006. Root-soil adhesion as affected by crop species in a volcanic sandy soil of Mexico. *Soil and Tillage Research* 90 (1-2): 77-83.
- García, C., T. Hernández, F. Costa, B. Ceccanti, and G. Masciandaro. 1993. The dehydrogenase activity in a soil as an ecological marker in process of perturbed system regeneration. *In: Proceedings of the Sixth International Symposium Environmental Biogeochemistry*. 27-30 September. Salamanca, Spain,
- García, C., T. Hernández, A. Barahona, and F. Costa . 1996. Organic matter characteristics and nutrient content in eroded soils. *Environmental Management* 20 (1): 133-141.
- García, C., T. Hernández, and F. Costa. 1997. Potential use of dehydrogenase activity as an index of microbiological activity in degraded soils. *Soil Science and Plant Analysis* 28 (1-2): 123-134.
- García-Álvarez, A., and J. J. Ibáñez. 1994. Seasonal fluctuations and crop influence on microbiota and enzyme activity in fully developed soils of central Spain. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 8 (2): 161-178.

- Geisseler, D., W. R. Horwath. 2009. Relationship between carbon and nitrogen availability and extracellular enzyme activities in soil. *Pedobiologia* 53 (1): 87-98.
- Govaerts, B., M. Mezzalama, Y. Unno, D. K. Sayre, M. Luna-Guido, K. Vanherck, L. Dendooven, and J. Deckers. 2007. Influence of tillage, residue management, and crop rotation on soil microbial biomass and catabolic diversity. *Applied Soil Ecology* 37 (1-2): 18-30.
- López de Andrade, S. A., and A. Parada Dias da S. 2004. Soil microbial biomass and activity under the influence of lead addition and mycorrhizal soybean rhizosphere. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira* 39: B05.
- Neiendam, N. M., and A. Winding. 2002. Microorganisms as indicators of soil health. NERI Technical Report. No. 388.
- Pascual, J. A., C. García, T. Hernández, J. L. Moreno, and M. Ros. 2000. Soil microbial activity as a biomarker to degradation and remediation processes. *Soil Biology Biochemistry*. 32 (13): 1877-1883.
- Reyes-Reyes, B. G., R. Alcántara-Hernández, V. Rodríguez, V. Olalde-Portugal, and L. Dendooven. 2007. Microbial biomass in a semi-arid soil of the central highlands of Mexico cultivated with maize or under natural vegetation. *European Journal Soil Biology* 43 (3): 180-188.
- Rodríguez-Kábana, R., G. Godoy, G. Morgan-Jones, and R. A. Shelby. 1983. The determination of soil chitinase activity: conditions for assay and ecological studies. *Plant and Soil* 75 (1): 95-106.
- Soil Survey Staff. 2003. *Soil Taxonomy*. Natural Resources Conservation Service. Washington. 332 p.
- Tabatabai, M. A., and J. M. Bremner. 1969. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biology and Biochemistry* 1 (4): 301-307.
- Trasar-Cepeda, M. C., M. C. Leirós, and F. Gil-Stores. 2000. Biochemical properties of acid soil under climax vegetation (Atlantic oakwood) in an area of the European temperature-humid zone (Galicia, NW Spain): specific parameters. *Soil Biology and Biochemistry* 32 (6): 747-755.
- Vance E. D., P. C. Brookes, and D. S. Jenkinson. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass-C. *Soil Biology and Biochemistry* 19 (6): 703-707.

1.14

Captura y almacenamiento de carbono a través de plantaciones forestales

Mendizábal-Hernández Lilia del Carmen¹, Alba-Landa Juan¹, Márquez Ramírez Juan¹, Cruz-Jiménez Héctor¹, Ramírez-García Elba¹

¹Universidad Veracruzana, CA Recursos Genéticos Forestales, Parque Ecológico El Haya, AP 59. Xalapa, Veracruz.
Autor para correspondencia: lmendizabal@uv.mx

Resumen

El crecimiento y desarrollo de árboles en una plantación muestra, de manera natural, resultados diferentes en una misma especie; por lo tanto, la elección de los árboles que retienen con mayor cantidad y eficiencia el CO₂ es un proceso que se debe definir. La capacidad que tienen los árboles de transferir características a su descendencia es un término valorado apenas de unos 60 años a la fecha, de igual manera la existencia de diferencias de crecimiento y desarrollo entre individuos descendientes de un mismo árbol así como el que cada individuo componente de esta descendencia es un paquete genético único, no obstante de provenir de un mismo progenitor. Este conocimiento es básico para desarrollar una estrategia que permita elaborar una metodología con miras a capturar la mayor cantidad de CO₂ a través de la cual se elimine la variación que individuos de menor calidad aportan a la variación y disminuyen la media de retención. Para encontrar los mejores individuos para un sitio determinado, una de las metodologías tendrá que ser la que se utiliza en el mejoramiento genético forestal, a través de la cual mediante pruebas de procedencias/progenie o progenie en particular, se podrán detectar a nivel de familia o individuos, árboles con los máximos potenciales de retención para un sitio. En este caso la utilización de procedencias (poblaciones) del rango de distribución natural de *Liquidambar styraciflua* establecidas en una prueba de procedencias/progenie mostró la existencia de poblaciones que presentan mejor rendimiento en cuanto a captura de CO₂, de igual manera se encontraron individuos con los máximos de captura que están por encima de la mejor procedencia lo que significa que para obtener las capturas más eficientes es necesario reconocer cual es la mejor población de la especie y elegir los mejores individuos con miras a realizar cruces individuales o a la construcción de una estrategia biotecnológica que permita la clonación masiva para lograr los máximos de captura y almacenamiento.

Palabras clave: *Liquidambar styraciflua*, variación, familias.

Introducción

La limpieza del CO₂ de la atmósfera es un principio que se debe atender desde ahora y para un buen tiempo en el futuro ya que entre sus efectos se encuentra el tan mencionado

calentamiento global y sus consecuencias que también inciden en la pérdida de diversidad biológica ya que, entre otras, poblaciones forestales están perdiendo sus componentes por una necrosis descendente (observación hecha en coníferas). De ahí que el CO₂ atmosférico, el calentamiento global y los bosques están íntimamente relacionados.

La existencia de bosques es fundamental para la especie humana, no solo por los bienes que le produce, sino por los servicios que hacen eficientes las funciones vitales de su existencia, estos bosques por razones también conocidas están perdiendo superficie, de tal manera que la proporción *per cápita* que en México existe está por debajo de la media mundial; por lo que realizar trabajos que induzcan la diversidad biológica y la diversidad genética de los componentes de esa diversidad biológica es tarea fundamental de silvicultores, genetistas, conservacionistas y restauradores en materia forestal.

La diversidad biológica y la relación con su diversidad genética tienen mucho que ver con la productividad de las zonas boscosas de ahí que este principio deberá regir los marcos conceptuales que podrán, de alguna manera, mitigar o reducir la existencia del CO₂ atmosférico ya que servirá como criterio básico que permita realizar procesos de selección y cruce eficiente que en el futuro ofrezcan la mayor ganancia en cuanto a la captura de CO₂ se refiere. Baste agregar que una especie que está constituida por poblaciones es una especie que genéticamente es la suma de las individualidades genéticas de cada una de las mismas y por lo tanto tienen un potencial impresionante para la correcta elección de progenitores con características que su descendencia tendrá en aras de una mayor captura de CO₂ comparativamente con otros progenitores de las mismas poblaciones con menor calidad de crecimiento y menor captura y almacenamiento. Para la correcta aplicación del principio en una especie se pueden mencionar tres unidades genéticas que son: la población o procedencia, la familia o progenie y el individuo.

Los sitios donde mejor se desarrolla *Liquidmambar styraciflua* L. son los correspondientes a la zona del bosque mesófilo que por las bondades de su clima y suelo está siendo ocupado por el crecimiento de zonas urbanas, establecimiento de zonas agrícolas y ganaderas lo cual pone en riesgo la existencia, no solo de su diversidad, sino de la especie completa; una existencia con alto potencial evolutivo para generar descendencia capaz de adaptarse a los cambios que bruscamente ya se están dando producto del calentamiento global, esta situación obligó al establecimiento de una prueba de procedencias/progenie compuesta por el mayor número de poblaciones del rango de distribución natural de la especie que va desde Nicaragua hasta el norte de México, lo que constituye la reserva de genes más grande hasta ahora lograda con esta especie y en su establecimiento, su crecimiento y desarrollo han probado diferenciales para el sitio a través de los cuales se pueden observar unidades genéticas con la mayor eficiencia de captura y almacenamiento comparativamente con la diversidad genética probada de la especie.

El objetivo del presente trabajo fue determinar la cantidad de carbono en la biomasa aérea por unidad genética forestal para esta especie en la plantación establecida y conocer si existen diferencias entre éstas.

Materiales y métodos

El ensayo de procedencias/progenie fue establecido en julio de 1990 en el Cerro de la Galaxia, Xalapa, Veracruz, a 19° 34' 08'' N y 96° 55' 55'' O, con una altitud de 1420 msnm. La precipitación media anual es de 1066 mm y la temperatura media anual de 18.6 °C. El suelo presenta una textura arcillosa, con un pH de 5.8 a 7.9 y el porcentaje de materia orgánica varía de 0.98 a 2.09 (Alba-Landa, 1996 y Falcón, 2000). La vegetación nativa de la zona es bosque mesófilo de montaña. El diseño de la plantación es de ocho bloques completos al azar con 11 procedencias (Cuadro 1) y un espaciamiento de 3 x 3 m, en una superficie total de 11232 m².

La determinación del contenido de carbono se realizó a los 16 años de establecida la plantación. Se evaluaron todos los individuos, familias y procedencias tomando en cuenta: a) medición del DAP (diámetro a la altura del pecho) con cinta diamétrica con aproximación a milímetros marca Suunto. b) medición de la altura total en metros con clinómetro con aproximación a metros marca Suunto.

Posteriormente se convirtieron los diámetros a metros, para realizar el cálculo del volumen de los árboles utilizando la siguiente fórmula (Pardé y Bouchon, 1994 y Philip, 1994):

$$V = AB (H) (Cf) \quad (1)$$

$$AB = \pi/4 (D^2) \quad (2)$$

donde, V = volumen en m³, AB = área basal en m², $\pi/4$ = constante 0.7854, D = diámetro a la altura del pecho en m, H = altura en m, Cf = coeficiente de forma (0.5)

Cuadro 1. Procedencias y familias incluidas en el ensayo de *Liquidambar styraciflua*.

Procedencias		
Localidad	País	No. de familias
Tactic, Cobán	Guatemala	9
Tululé, La Paz	Honduras	9
Los Alpes, Siguatepeque		9
Las Lajas, Comayagua		7
San Esteban, Olancho		5
Yucul, Matagalpa	Nicaragua	6

Cuadro 1. Continuación

Montebello, Chiapas		10
Huatusco, Veracruz		11
Zacualtipán, Hidalgo	México	10
Gómez Farías, Tamaulipas		9
Banderilla, Veracruz		1

Se estimó la concentración de carbono en la biomasa de los árboles por individuos, familias y procedencias utilizando el método propuesto por el Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC, 1994), el cual fue desarrollado para estimar el contenido de carbono en rodales naturales considerando el volumen real por hectárea y la superficie de los rodales; dicha metodología fue adecuada para la evaluación de plantaciones experimentales donde se tienen identificados cada uno de los individuos que las componen, con lo que el procedimiento fue el siguiente: a) cálculo de la biomasa multiplicando el volumen en m³ de cada individuo por 470 kg/m³, densidad de la madera de la especie (Bárceñas-Pazos *et al.*, 2005; Sotomayor *et al.*, 2003; Martínez y Martínez-Pinillos, 1996); b) Cálculo del contenido de carbono almacenado en la biomasa aérea de los árboles multiplicando la biomasa encontrada por el factor de contenido de carbono (0.45). En este trabajo la biomasa aérea es definida como la materia seca por unidad de superficie contenida en el tronco de los árboles. c) Se calculó el carbono capturado por cada una de las plantaciones multiplicando el carbono almacenado en el total de los árboles por la superficie de cada una y convertido a hectáreas. d) Finalmente se realizó una estimación de las toneladas de carbono por hectárea (t de Ce ha⁻¹) para cada unidad genética forestal, como sigue:

$$Ce = \mu * d / 1000 \quad (3)$$

donde Ce = carbono estimado por unidad genética (procedencias y/o familias), μ = media general por unidad genética (procedencias y/o familias) en kg, d = densidad de la plantación (número de árboles por hectárea), 1000 = conversión de kilogramos a toneladas.

Se realizó un análisis exploratorio que consistió en la obtención de las estadísticas descriptivas a través de gráficos de cajas y alambres utilizando el paquete Statistica (Stat Soft, 1998) con lo cual se puede observar el comportamiento presentado por el contenido de carbono entre procedencias y familias dentro de procedencias.

Se efectuó un análisis de varianza con el procedimiento GLM del paquete estadístico Statistica versión 6 para determinar la existencia de diferencias significativas entre familias y procedencias en cuanto al contenido de carbono en la biomasa de los árboles, utilizando el siguiente modelo lineal de efectos fijos:

$$Y_{ijkl} = \mu + P_i + F(P)_{ij} + B_k + e_{ijkl} \quad (4)$$

donde, Y_{ijkl} = contenido de carbono en la biomasa aérea, μ = efecto de la media general, P_i = efecto de la i -ésima procedencia, $F(P)_{ij}$ = efecto de la j -ésima familia anidada en la i -ésima procedencia, B_k = efecto de los bloques, e_{ijkl} = error experimental.

Finalmente, la comparación de medias por el método de Duncan para procedencias y familias anidadas en procedencias con el mismo paquete estadístico.

Resultados y discusión

Se evaluaron en total 629 árboles, con lo que se almacenaron 15.22 toneladas de carbono por hectárea, en cuanto a las procedencias, las de Honduras (de Tululé a San Esteban) presentaron los mayores promedios y la mayor variación (Cuadro 2).

Cuadro 2. Estadísticas descriptivas del contenido de carbono en la biomasa y estimación de las toneladas de carbono por hectárea (Ton de Ce/ha) por procedencias de *Liquidambar styraciflua*.

Procedencia	N	Media	Mín.	Máx.	Var.	Des. Est.	Toneladas de C _e /ha
Tactic	57	25.16	1.30	60.45	230.33	15.18	27.40
Tululé	47	34.71	4.43	70.57	262.50	16.20	37.80
Los Alpes	47	36.29	0.90	94.45	477.03	21.84	39.52
Las Lajas	34	34.32	4.31	90.38	328.25	18.12	37.37
San Esteban	16	34.05	6.51	70.30	444.59	21.09	37.08
Yucul	24	26.96	8.60	54.94	141.45	11.89	29.36
Montebello	79	33.79	1.63	115.65	267.01	16.34	36.80
Huatusco	85	24.03	0.97	67.10	218.13	14.77	26.17
Zacualtipán	68	20.85	1.73	64.32	153.25	12.38	22.71
Gómez Farías	76	24.49	2.24	72.67	222.99	14.93	26.67
Banderilla	96	20.53	1.04	77.24	194.11	13.93	22.36

N: número de observaciones, Mín.: valor mínimo, Máx.: valor máximo, Var.: varianza, Des. Est.: desviación estándar.

Estos referentes paramétricos que permiten observar comportamientos diferenciales por unidad de mejoramiento están basados en los principios fundamentales del origen de la variación biológica producida en las fases correspondientes a la meiosis y sólo es válida su expresión en árboles adultos como fenotipos en sitios determinados, de los que no se sabe aún el tamaño del sitio (Alba-Landa, 1996).

Tululé, Los Alpes, Las Lajas y Montebello presentaron el 75% o más de sus árboles con un contenido de carbono superior a los 20 kg, aunque menos del 25% de los árboles de algunas familias superaron los 60 kg de carbono (Figura 1). Dentro de familias, es decir entre árboles, también se encontraron individuos sobresalientes (Figura 2), resultando diferencias estadísticamente significativas entre procedencias y entre familias con lo que es factible la selección hacia una mayor captura de carbono.

Las procedencias de Tululé, Los Alpes, Las Lajas, San Esteban y Montebello se agruparon con los mayores promedios sobre Tactic, Yucul, Huatusco, Zacualtipán, Gómez Farías y Banderilla.

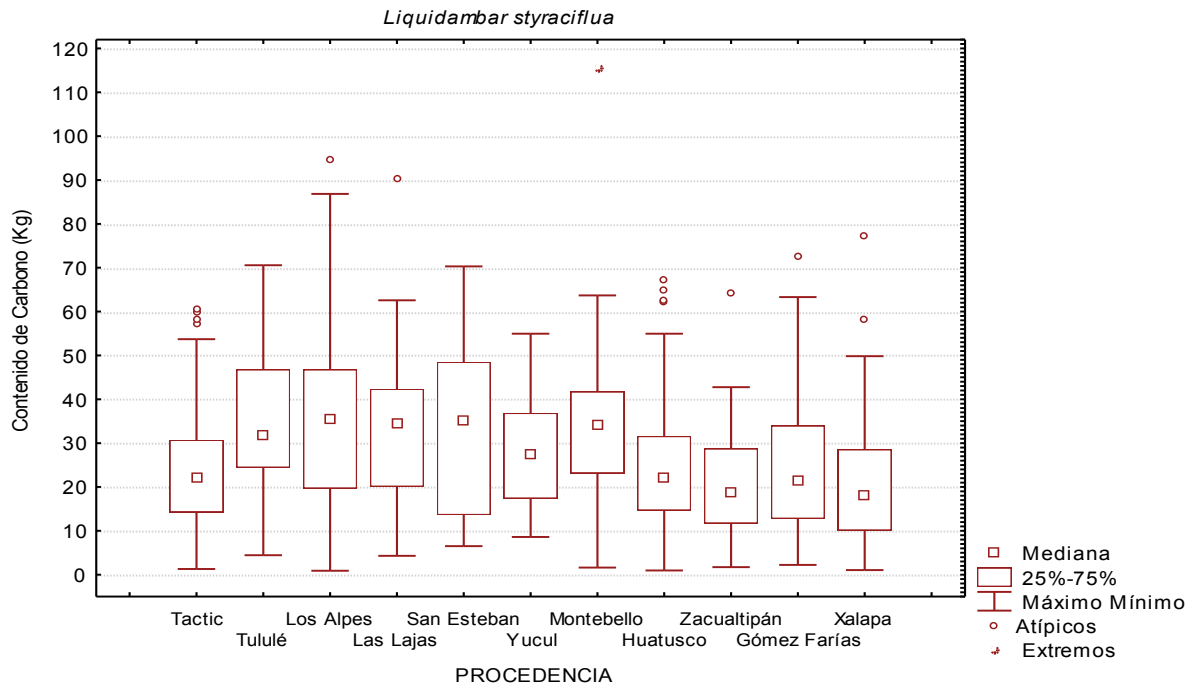


Figura 1. Contenido de carbono por procedencias de *Liquidambar styraciflua*.

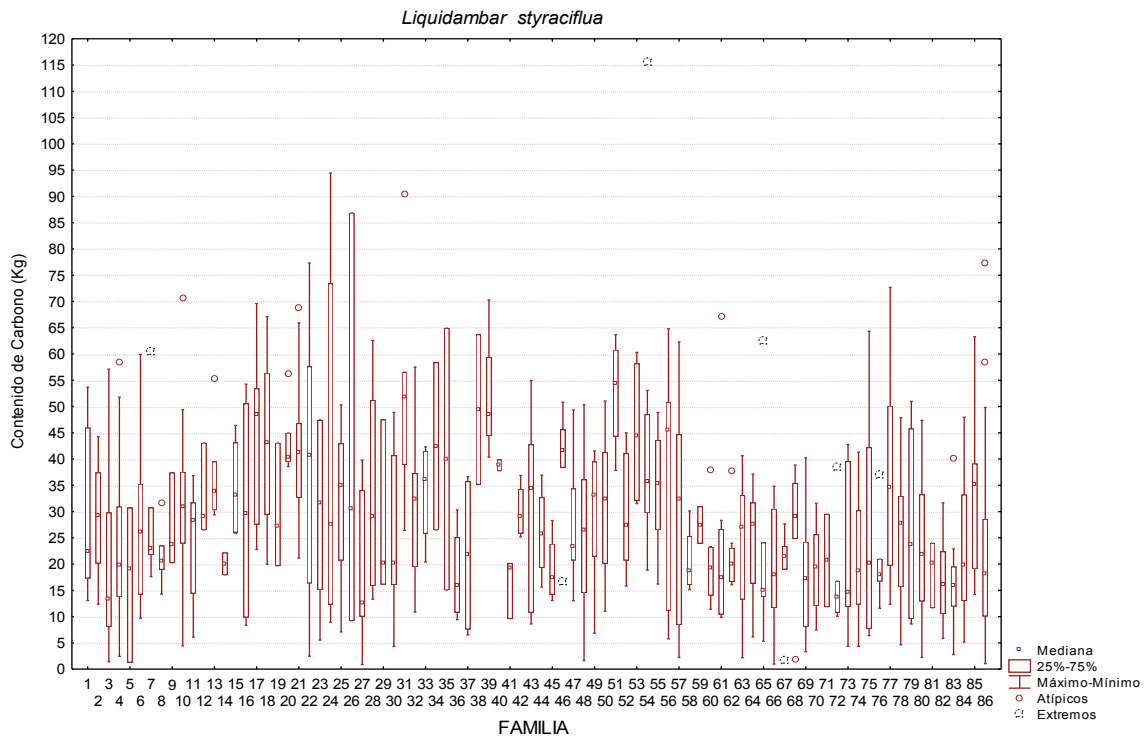


Figura 2. Contenido de carbono por familias de *Liquidambar styraciflua*

En cuanto a las familias se formaron 12 grupos continuos al realizar la comparación de medias, estando el último grupo formado por 42 familias de la mayoría de las procedencias involucradas con excepción de Zacualtipán y Tactic; este grupo abarcó los promedios desde 28.57 a 52.82 kg de carbono almacenados en la biomasa aérea.

Estudios relacionados con el almacenamiento de carbono realizados en dos especies de coníferas, *Pinus ayacahuite* y *Pinus radiata* (Pérez, 2003 y Clark, 2005) muestran resultados promedios para plantaciones, colocando a cada una con un potencial importante para el almacenamiento de carbono; sin embargo, la característica de las especies de contener una variabilidad con potencial de variación a expresarse de manera desigual por la influencia ambiental, determina que los resultados obtenidos al realizar mediciones de contenido de carbono en este ensayo de procedencias/progenie, donde los niveles de variación pueden ser separados y evaluados, demuestra que existen diferencias significativas en cuanto a la cantidad de carbono almacenado por las plantaciones en general y el promedio diferencial de procedencias, familias dentro de procedencias e individuos dentro de familias.

Conclusiones

El almacenamiento de carbono en la biomasa aérea es proporcional a la productividad de la unidad de mejoramiento por lo que se pueden y/o deben promover esquemas de selección y cruza con las mejores familias de cada procedencia con el objeto de tener mayores ganancias genéticas para la captura de carbono en la biomasa aérea, teniendo valor para las condiciones físicas, químicas, biológicas y ambientales del sitio de estudio.

La selección de una buena especie para un sitio presenta productividades diferentes de acuerdo a la unidad de mejoramiento a la que se refiera lo que significa ganancias máximas por la unidad óptima o pérdidas si se logran las ganancias mínimas por la unidad mínima.

Referencias bibliográficas

- Alba-Landa, J. 1996. Mejoramiento genético forestal en el estado de Veracruz. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Veracruzana, Instituto de Genética Forestal. Xalapa, Ver. México. 80 p.
- Bárceñas-Pazos, G. M., F. Ortega-Escalona, G. Ángeles-Álvarez, y P. Monzón-Pérez. 2005. Relación estructura-propiedades de la madera de angiospermas mexicanas. *Universidad y Ciencia* 21: 24-55.
- Clark R. A. 2005 Evaluación del almacenamiento de dióxido de carbono en una plantación de *Pinus radiata* D. Don., en Ayotoxtla, Guerrero. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo, División de Ciencias Forestales. Chapingo, México. 60 p.
- Falcón S. C. 2000. Evaluación de la variación de un ensayo de procedencias de *Liquidambar styraciflua* L. Xalapa, Ver., México. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Veracruzana, Instituto de Genética Forestal. Xalapa, Ver. México. 48 p.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 1994. The Supplementary Report to the IPCC Scientific Assessment. Cambridge University Press. Cambridge UK. 110 p.

- Ordóñez V. R., y E. Martínez-Pinillos. 1996. Características de maquinado de 32 especies de madera. *Madera y Bosques* 2 (1): 45-61.
- Pardé J., y J. Bouchon. 1994. *Dasometría*. Paraninfo. Madrid, España. 387 p.
- Pérez R. J. 2003. Determinación de la captura de carbono para plantaciones de *Pinus ayacahuite*. Diplomado en Aprovechamiento, Conservación y Restauración de Recursos Forestales. Tlaxcala, Tlaxcala. 91 p.
- Philip M. S. 1994. *Measuring Trees and Forests*. CAB International. Cambridge, UK. 310 p.
- Sotomayor C., J. R., M. A. Herrera F., y J. L. Cruz. 2003. Clasificación mecánica de la madera de 100 especies mexicanas. *In: XII World Forestry Congress*. Québec, Canadá. <<http://www.fao.org/DOCREP/ARTICLE/WFC/XII/1054-B4.HTM>>

1.15

Identificación de variables, fuentes de emisión-captura y métodos para modelar el comportamiento de gases de efecto invernadero en el Estado de México

Valdez Ma. Eugenia¹, Orozco María Estela², Mireles Patricia²

¹Universidad Autónoma del Estado de México, Centro Universitario Tenancingo, Carr. Tenancingo-Villa Guerrero, Km 1.5, Cd. Tenancingo, Estado de México, CP 52400. Autor para la correspondencia: mevaldezp@gmail.com

²Universidad Autónoma del Estado de México, Facultad de Planeación Urbana y Regional, Mariano Matamoros casi esquina Paseo Tollocan s/n, Colonia Universidad, Toluca, Estado de México, CP 50130.

Resumen

El Estado de México se localiza en la parte sur de la altiplanicie meridional de la República Mexicana, entre los paralelos 18° 20' y 20° 17' de latitud norte y los meridianos 98° 35' y 100° 37' de longitud oeste. Tiene una superficie de 22,356.8 km² que representa el 1.1% del total nacional (INEGI, 2010). Cuenta con importantes recursos forestales constituidos principalmente por bosques de coníferas, latifoliadas, mixto y mesófilo de montaña. Pineda *et al.*, (2009) concluyen que en un periodo de nueve años el Estado de México perdió 13,691 hectáreas (has), de las cuales 3,836 fueron de bosque de coníferas, 7,295 de bosque de latifoliadas, 309 de bosque mesófilo de montaña y 2,250 de bosque mixto. En el Estado, el crecimiento poblacional y el avance de la frontera agrícola son dos de los factores que más han impactado en el cambio de uso del suelo. De ahí la importancia de conocer con precisión estos cambios para estimar los flujos de gases de efecto invernadero. Este trabajo tiene el objetivo generar un modelo que permita conocer, el comportamiento de los principales gases de efecto invernadero (GEI) en el Estado de México. Para ello se presentan las fuentes de datos que se utilizarán; se describen algunos modelos estocásticos y espaciales que se han utilizado para estimar las emisiones y se definen las variables que se tomarán en cuenta para la construcción del modelo. Finalmente se muestran algunas ecuaciones alométricas que se han aplicado para estimar el contenido de biomasa y carbono en diferentes ecosistemas y que pueden ser adoptadas para este proyecto.

Palabras claves: modelo, método estocástico, ecuaciones alométricas.

Introducción

Los principales gases de efecto invernadero (GEI) son el dióxido de carbono (CO₂), el metano (CH₄) y el óxido nitroso (N₂O). El primero es el resultado, en su mayoría, de la quema de combustibles fósiles; el segundo se genera por los depósitos de desechos sólidos, por el tratamiento de aguas residuales, por fugas de petróleo y gas natural y por las

actividades agrícolas; y el tercero por la quema de combustibles fósiles y de residuos agrícolas (PNUMA, *et al.*, 2006).

México contribuye con casi el 2% de las emisiones de gases de efecto invernadero a nivel mundial. El CO₂ es el gas de efecto invernadero que más se produce en el país. Sus volúmenes de emisión ascendieron a 351 (95.6%), 514 (96.3%) y 395 (95%) en 1994, 1996 y 1998, respectivamente (PNUMA, *et al.*, 2006).

De acuerdo con los resultados del inventario de 1996, el 31% se genera por el uso del suelo, cambio de uso del suelo y silvicultura (USCUSS) y la agricultura, que incluye la captura de carbono en manejo forestal y en tierras abandonadas, emisiones directas de la tala forestal, emisiones retardadas de la limpieza de suelos y emisiones de suelos (PNUMA, *et al.*, 2006).

Entre los procesos que determinan el cambio de uso del suelo en México, se encuentra la deforestación, la degradación que implica una modificación en la vegetación natural, pero sin remplazarla totalmente, y la fragmentación, que se evidencia en el paisaje como pequeños relictos rodeados por superficies alteradas (SEMARNAT, 2008).

Materiales y métodos

El Estado de México, se localiza en la parte sur de la altiplanicie meridional de la República Mexicana, entre los paralelos 18° 20' y 20° 17' de latitud norte y los meridianos 98° 35' y 100° 37' de longitud oeste. Tiene una superficie de 22,568.97 km² que representa el 1.1% del total nacional (INEGI, 2010). Cuenta con importantes recursos forestales constituidos principalmente por bosque de coníferas, bosque de latifoliadas, bosque mixto y bosque mesófilo de montaña (Pineda, *et al.*, 2009). Es el estado más poblado del país con 15,174,272 habitantes (INEGI, 2010). El crecimiento poblacional de esta entidad y el avance de la frontera agrícola es uno de los factores que más ha impactado en el cambio de uso del suelo.

Las bases de datos espaciales sobre vegetación y uso del suelo que se utilizarán son las de INEGI serie I, serie II y serie III disponible en escala 1:250,000 y los datos de levantamiento de campo del Inventario Nacional Forestal y Suelos (CONAFOR, 2010).

La cartografía de uso del suelo y vegetación de la serie I, cuenta con información obtenida a partir de la interpretación de fotografías aéreas entre 1968 y 1986 y tiene 10,000 sitios de verificación a nivel nacional. La clasificación de la vegetación se basa en criterios de fisonomía, florística, fenología y estado de conservación de los tipos de uso del suelo.

La serie II, es una actualización de la serie anterior, que se llevó a cabo entre 1993 y 1996, a través de la interpretación visual de espacio en mapas, derivados de la composición a color de imágenes Landsat TM, combinando las bandas del infrarrojo y visible 4, 3 y 2.

El primer Inventario Nacional Forestal se realizó entre 1992 y 1994, a cargo del Instituto de Geografía de la UNAM, el cual tomó como base la información cartográfica de la serie I y las imágenes de satélite Landsat TM, realizada sólo para áreas forestales. El sistema de clasificación de la vegetación deriva del sistema FAO y comprende 29 tipos de vegetación.

En la serie III se refleja los resultados del Inventario Nacional de 2000. Éste último también lo realizó el Instituto de Geografía de la UNAM, tomando como base composiciones a color de imágenes Landsat ETM. El sistema clasificatorio está organizado

en forma jerárquica en cuatro niveles: formación, tipo, comunidad y subcomunidad (INEGI, 2003).

Adicionalmente se cuenta con una imagen de satélite Aster, con resolución de 15 metros que cubre el área de estudio, sobre la cual se aplicarán algunos procesos de análisis espacial.

Resultados y discusión

Identificación de variables

De acuerdo a la revisión de literatura los reservorios que deben muestrearse para estimar la captura y emisión del carbono son la biomasa, la hojarasca y la materia vegetal muerta, así como los suelos (Masera *et al.*, 2000 y Riofrío, 2007).

Para calcular los aportes de cada uno de estos reservorios, es preciso obtener el contenido de carbono en la vegetación, carbono en materia en descomposición y carbono en productos carbono ahorrado por sustitución de combustibles fósiles (Ordoñez y Masera, 2001). Se tomarán en cuenta las variables espaciales, éstas son: altura, pendiente, distancia a localidades, ríos y carreteras; así como datos derivados del Inventario Nacional Forestal como: área basal, cobertura, densidad, altura máxima, altura promedio, diámetro máximo, diámetro promedio y volumen.

Se han desarrollado algunas ecuaciones alométricas que calculan biomasa y carbono por especie o por ecosistema, considerando únicamente uno o dos parámetros, por ejemplo el diámetro del árbol, la altura, el volumen o la densidad, lo que resulta en datos muy aproximados para tener una visión global de los contenidos de biomasa y carbono. En el cuadro 1 se comparan modelos alométricos para el cálculo de biomasa en algunas especies forestales, así como el coeficiente de correlación que resulta de aplicar dichos modelos según los investigadores que las han propuesto.

Cuadro 1. Comparación de modelos alométricos para cálculo de biomasa

Modelo	Especie	R ²
$\ln Bt = -2,14 + 2,23 * \ln DAP$	<i>Alnus glabrata</i>	0.97
$\ln Bt = -2,4134 + 2,329 (\ln DAP)$	<i>Alnus spp</i>	0.96
$Bt = 0,6792 + 0,0446 * Ht + 0,2084 DAP^2 - 0,0026 * DAP^2 * Ht$	<i>Alnus acuminata</i>	0.99
$Bt = -92,92 + 11,79 * DAP - 0,049 * Ht^2$	<i>Alnus acuminata</i>	0.94
$\ln Bt = -1,5825 + 2,1171 * \ln DAP$	<i>Acacia mangium</i>	0.80
(a) $\ln Bt = -2,18997 + 2,42623 * \ln DAP$	<i>Acacia mangium</i>	0.96
(b) $\ln Bt = -2,36945 + 2,63028 \ln DAP - 0,0052615 * \ln (DAP)^2$	<i>Acacia mangium</i>	0.96
(c) $\ln Bt = -2,01325 + 2,53872 * \ln DAP - 0,184968 * \ln Ht$	<i>Acacia mangium</i>	0.96
$\ln Bt = \ln 0,0859 + 2,35371 * \ln DAP$	<i>Alnus glutinosa</i>	0.96
$Bt = -63,64 + 0,673 * DAP^2$	<i>Acacia melanoxylum</i>	0.93
$B = 0,0357 * DN 2.6916$	<i>Pinus patula</i>	0.98
$B = 0.0754 * DN 2.513$	<i>Abies religiosa:</i>	0.98
$B = 0.11765 * DN 2.23$	<i>Alnus sp</i>	0.97
$B = 0.1033 * DN 2.39$	<i>Quercus sp</i>	0.99

Cuadro 1. Continuación

Modelo	Especie	R ²
$B = 0.0713 \text{ DN}^{2.5104}$	<i>Abies religiosa</i> :	0.99
$B = 0.209142 * \text{DN}^{2.123976}$	<i>Juniperos flaccida</i>	0.97
$B = 1.304540 * \text{DN}^{1.730990}$	<i>Pinus montezumae</i>	0.99
$B = 0.407073 * \text{DN}^{2.026167}$	<i>Pinus patula</i>	0.98
$B = 0.128495 * \text{DN}^{2.364444}$	<i>Pinus pseudostrobus</i>	0.99
$B = 0.032495 * \text{DN}^{2.766579}$	<i>Pinus teocote</i>	0.99
$B = 0.892617 * \text{DN}^{1.846973}$	<i>Quercus germana</i>	0.95
$B = 0.970526 * \text{DN}^{1.837327}$	<i>Quercus rysophylla</i>	0.96
$B = 0.766406 * \text{DN}^{1.938435}$	<i>Quercus xalapensis</i>	0.98
$B = 0.132193 * \text{DN}^{2.495677}$	<i>Ternstroemia sylvatica</i>	0.99
$B = 0.010702 * \text{DN}^{3.050818}$	<i>Quercus sp</i>	0.97
$B = 1.316914 * \text{DN}^{1.710782}$	<i>Otras sp</i>	0.96
$B = \exp \{-1.996 + 2.32 * \ln(\text{DAP})\}$	<i>Z. climática seca</i>	0.89
$B = 10^{\{-0.535 + 0.966 \log_{10}(\text{BA})\}}$	<i>Z. climática seca (México)</i>	0.94
$B = 42.69 - 12.800(\text{DAP}) + 1.242(\text{DAP}^2)$	<i>Z. climática húmeda</i>	0.84
$B = \exp \{-2.134 + 2.530 * \ln(\text{DAP})\}$	<i>Z. climática húmeda</i>	0.97
$B = 21.297 - 6.953(\text{DAP}) + 0.740(\text{DAP}^2)$	<i>Z. climática lluviosa</i>	0.92

Bt: biomasa aérea total (kg/árbol), DAP: diámetro a la altura del pecho (cm), Ht: altura total (m),

R2: coeficiente de determinación, B: biomasa, DN: diámetro normal.

Fuente: Riofrío, 2007; Acosta, *et al.*, 2009; Díaz, *et al.*, 2007; Avendaño, *et al.*, 2009; Rodríguez, *et al.*, 2009; Maser, *et al.*, 2000; Aguirre, *et al.*, 2009.

Fuentes de emisión y captura

Mientras el carbono se encuentra constituyendo alguna estructura del árbol y hasta que es remitido (ya sea al suelo o a la atmósfera), se considera que se encuentra almacenado. En el momento de su liberación (ya sea por descomposición de la materia orgánica y/o la quema de biomasa) el carbono fluye para regresar a su ciclo, considerándolo como emisión (Ordoñez y Maser, 2001).

La captura de carbono atmosférico mediante prácticas de manejo del bosque, está en función de la acumulación y almacenamiento del mismo en la biomasa vegetal. Cualquier actividad que tenga efecto positivo sobre la capacidad de un área dada para almacenar y capturar carbono, podría ser considerada potencialmente como una opción para reducir CO₂ de la atmósfera (Pimienta, *et al.*, 2007).

Métodos para modelar el comportamiento de GEI

Los modelos surgen de un análisis de todas las variables que intervienen en un sistema y de las relaciones que se descubren existen entre ellas, lo que permite incrementar el entendimiento que se tiene del sistema y ayuda a crear modelos más cercanos a la realidad.

En general los modelos estocásticos, en donde por lo menos una variable es tomada como un dato al azar, las relaciones entre variables se toman por medio de funciones probabilísticas, sirven por lo general para realizar grandes series de muestreos, son muy utilizados en investigaciones científicas que no se conoce el resultado esperado, sino su probabilidad y existe por tanto incertidumbre (Pascuas, 2008).

De acuerdo a los objetivos que se persiguen, el diseñador del modelo debe considerar el nivel de precisión que espera de acuerdo al determinismo. La base de datos y las relaciones causales son altamente específicas y precisas respecto del fenómeno contemplado. Sólo se espera que haya uno y sólo un acontecimiento probable, que repetirá situaciones anteriores. Se tiene una identidad efectiva entre los estados *a priori* y los que realmente se producen. Los instrumentos de análisis correspondientes son: modelos de análisis de estados de los sistemas finitos; programación lineal y modelos de máximos y mínimos; análisis de la regresión, de la correlación, análisis de series temporales y espectrales, con tratamiento exógeno del error, si es que lo hay.

La estocasticidad: a) la variación de las variables y parámetros que intervienen tienen un margen pre-especificado y manejable. El error es manejado endógenamente ya que la estructura de las formulaciones es esencialmente determinista. Las técnicas de análisis correspondientes son: procesos de Markov, procesos de inferencia estadística, procesos de estimación Bayesiana, procesos de estimación dentro de un margen, técnicas de aproximación numérica (funciones de Taylor), análisis del estado del sistema finito, los econométricos y psicométricos que no tratan el error específicamente; b) acontecimientos significativamente diferentes cada uno de los cuales pueden suceder y conducir a futuros altamente diferenciados. Se emplean modelos basados en teoría de juegos, técnicas de análisis de estados de sistemas estocásticos, algoritmos de programación adaptativa o dinámica (usualmente bayesianos), modelos de redes neuronales y técnicas de simple simulación.

Indeterminismo. No se pueden establecer a priori las relaciones causales. No existen datos relevantes. Para avanzar el estudio se basa en construcciones teóricas generales que no hayan sido invalidadas por la experiencia. Se emplea un análisis deductivo, la simulación estocástica y la programación heurística para dar disciplina a las investigaciones empíricas.

Por otro lado, el modelamiento cartográfico es un conjunto de operaciones de análisis y comandos interactivos utilizando mapas que actúan como una superposición cuyo fin es procesar decisiones de tipo espacial. Estos modelos utilizan una secuencia lógica, de tratamiento de datos cartográficos para producir nueva información (Pascuas, 2008).

Para Pascuas (2008), existen tres tipos de modelos cartográficos: a) el modelo descriptivo que trata de presentar la información directamente mostrando patrones y distribuciones de rasgos o elementos espaciales; b) el modelo de simulación que crea escenarios ficticios o potencialmente reales simulando un fenómeno complejo de la naturaleza, el cual puede utilizarse para evaluar diferentes características de los datos y, c) el modelo predictivo es una técnica de sistemas de información geográfica (SIG) de gran potencial, que trata de generar escenarios futuros de acuerdo a tendencias o modelamiento estadístico a partir de datos de ocurrencia histórica, es decir de datos reales. Este modelo analiza cómo intervienen los factores en el tiempo, cómo están asociados, identifica cuáles factores son decisivos en el proceso de la solución de un problema. Por ejemplo a partir de hechos individuales obtiene conceptos o patrones generales o partiendo de conjuntos de datos específicos se deducen o concluyen hechos o soluciones específicas.

Conclusiones

La estimación de los parámetros constituye una tarea que resulta clave a la hora de aplicar el modelo. Aunque el tipo de modelo posee parámetros a los que se les puede dar un significado físico, no siempre resulta sencillo estimar un valor para los mismos. Entre otras cosas, porque para poder describir la evolución espacial y temporal de las celdas se requieren datos de una resolución acorde a lo que se quiere estudiar. Por tanto, a la hora de formular el modelo y plantear las distintas hipótesis, es necesario tener muy en cuenta cuántos parámetros se emplean y si será o no factible su estimación. Esto conducirá a que el modelo en cuestión pueda ser aplicado de forma práctica y resulte útil (Dedios, 2009).

Como herramienta de análisis el uso de modelos matemáticos permite determinar el comportamiento y el patrón temporal de la variabilidad del crecimiento, ciclos de crecimiento y asociación estacional de la vegetación, cambios temporales, reflejados espacialmente, por ejemplo.

La adecuada elección de las variables y del diseño del modelo, permitirá estimar las emisiones de gases de efecto invernadero que se producen en sistemas agrícolas, pecuarios y forestales, traduciendo el comportamiento real en variables numéricas y transformando esta información en datos espacialmente referenciados.

Para calcular el balance de gases de efecto invernadero, es preciso sumar los aportes de los sumideros de carbono: a) suelo (carbono fijado), y b) árbol (biomasa aérea), si es posible por especie; sumar las fuentes de dióxido de carbono procedentes de la descomposición de los residuos de los cultivos, los de metano procedente de la fermentación entérica y de las excretas de los animales y del uso de combustible fósil y de óxido nitroso procedente de las excretas, del nitrógeno aplicado con los fertilizantes y de la fijación biológica por parte de las plantas (Messa, 2009).

Será posible estimar la capacidad potencial de secuestro de carbono en biomasa arbórea aérea a partir de determinar los almacenes actuales de carbono en la biomasa en las especies representativas y predominantes en el bosque nativo.

Referencias bibliográficas

- Acosta-Mireles, M., F. Carrillo-Anzures, and M. Díaz, M. 2009. Determinación del carbono total en bosques mixtos de *Pinus patula Schl. Et Cham.* TERRA Latinoamericana 27 (2): 105-114.
- Aguirre-Salado, C. A., J. R. Valdez-Lazalde, G. Ángeles-Pérez, H. M. de los Santos-Posadas, R. Haapanen, y A. I. Aguirre-Salado. 2009. Mapeo de carbono arbóreo aéreo en bosques manejados de Pino patula en Hidalgo, México. *Agrociencia* 43 (2): 209-220.
- Avendaño-Hernández, D., M. Acosta-Mireles, F. Carrillo, y J. D. Etchevers. 2009. Estimación de biomasa y carbono en un bosque de *Abies religiosa*. *Fitotecnia Mexicana* 32 (3): 233-238.
- Comisión Nacional Forestal. 2010. Inventario Nacional Forestal y de Suelos 2007-2010. SEMARNAT - CONAFOR. México



- Dedios, M. N. 2009. Análisis espacial del comportamiento fenológico de la vegetación en la cuenca del río Chira usando imágenes de alta resolución espectral. *Revista Peruana Geo-Atmosférica* 1: 20-34.
- Díaz-Franco, R., M. Acosta-Mireles, F. Carrillo, E. Buendía, E. Flores, y J. D. Etchevers. 2007. Determinación de ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Pinus Patula* Schl. Et Cham. *Madera y Bosque* 13 (1): 25-34.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2003. Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso de suelos y vegetación escala 1:250,000 Serie III (Conjunto nacional). INEGI, Ags., México.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2010. México en cifras. (<http://www.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/>, Obtenida el 15 de mayo de 2011)
- Masera, O., B. de Jong, y I. Ricalde. 2000. Consolidación de la oficina Mexicana de gases de efecto invernadero. Instituto Nacional de Ecología. México
- Messa, H. 2009. Balance de gases de efecto invernadero en un modelo de producción de ganadería doble propósito con alternativas silvopastoriles en Yaracuy, Venezuela. Tesis de Maestría. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Turrialba, Costa Rica.
- Ordóñez, J. A. B., y O. Masera. 2001. Captura de carbono ante el cambio climático. *Madera y bosques*. 7 (1): 3-12.
- Pascuas, R. Y. 2008. Modelamiento matemático aplicado al modelamiento espacial. (<http://www.sociedadelainformacion.com>, Obtenida el 22 de mayo de 2010)
- Pimienta, D. De J., G. Domínguez, O. Aguirre, F. J. Hernández, y J. Jiménez. 2007. Estimación de biomasa y contenido de carbono en *Pinus cooperi* Blanco, en Pueblo Nuevo, Durango. *Madera y Bosque* 13 (1): 35-46.
- Pineda J., N. J. Bosque, M. Gómez, y W. Plata 2009. Análisis de cambio del uso del suelo en el Estado de México mediante sistemas de información geográfica y técnicas de regresión multivariantes. Una aproximación a los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas*. 69: 33-52.
- Programa de la Naciones Unidas para el Medio Ambiente. 2006. Iniciativa Latinoamericana y Caribeña para el Desarrollo Sostenible. Indicadores de seguimiento: México 2005. SEMARNAT, México
- Riofrío, G. 2007. Cuantificación del carbono almacenado en sistemas agroforestales en la estación experimental Santa Catalina. Tesis de licenciatura. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo. Riobamba, Ecuador, (<http://es.scribd.com/doc/35448943/Cuantificacion-de-Carbono-en-sistemas-agroforestales>, Consultado el 20 de mayo del 2011)
- Rodríguez, R., J. Jiménez, O. Aguirre, E. Treviño, y R. Razo. 2009. Estimación de carbono almacenado en el bosque de pino-encino en la reserva de la biósfera El Cielo, Tamaulipas, México. *Ra Ximhai* 5 (3): 317-327.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2008. Informe de la situación del medio ambiente en México. Compendio de estadísticas ambientales. SEMARNAT, México.

1.16

Estimación del carbono en el suelo, hierbas y arbustos en una plantación experimental de cuatro especies tropicales, en la Huerta, Jalisco

Acosta-Mireles Miguel¹, Benavides-Solorio J. de D.², Carrillo-Anzures Fernando¹

¹INIFAP. Campo Experimental Valle de México, Km. 13.5. Carretera Los Reyes-Texcoco. Coatlínchán, 56250. Texcoco, Estado de México. México. acosta.miguel@inifap.gob.mx

²Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental Los Colomos, Guadalajara, Jal. México

Resumen

Se realizaron las mediciones de suelo, hierbas y arbustos, en plantaciones de cuatro especies arbóreas: Rosa morada (*Tabebuia rosea*), Teca (*Tectona grandis*), Melina (*Gmelina arborea*), y Parota (*Enterolobium cyclocarpum*), ubicadas en dos plantaciones de 15 años, una plantación bajo manejo, que consistió en la eliminación de malezas, y otra sin manejo en el municipio de la Huerta, Jalisco, con el objetivo de estimar la cantidad de carbono presente en cada una. Los componentes considerados fueron suelo a dos profundidades: 0-15 y 15-30 cm, hojarasca, hierbas y arbustos, agrupados bajo dos compartimentos: aéreo (vegetación arbustiva, herbácea, hojarasca) y el subterráneo (suelo y raíces). Se establecieron seis sitios de muestreo para las condiciones de cada especie. Después de la colecta, pesado, secado y obtención de peso seco de cada muestra, y análisis de los resultados obtenidos, se determinó que las parcelas sin manejo, en todas las especies, tienen mayor concentración de carbono que aquellas bajo manejo; debido principalmente a que en las primeras sí existe vegetación herbácea y arbustiva y en las segundas no. De las cuatro especies, la parota (*Enterolobium cyclocarpum*) fue la que mayor cantidad de carbono registró con 91 Mg ha⁻¹ de carbono total. Mientras que teca (*Tectona grandis*) fue la especie con menor contenido de carbono, con 63 Mg ha⁻¹ de carbono total.

Palabras claves: plantaciones forestales, biomasa, carbono, suelo.

Introducción

El cambio climático es el mayor problema ambiental al que se ha enfrentado la humanidad, por lo que durante los últimos años ha atraído la atención a nivel internacional, sobre todo la de los países más desarrollados. Hace años se consideraba como un hecho dudoso el fenómeno del cambio climático, sin embargo, en la actualidad existe evidencia científica que demuestra que el cambio climático ya es una realidad.

A lo largo de la historia del planeta tierra, el clima ha tenido una gran variación, pero no al ritmo constante y acelerado que presenta actualmente. A partir de la revolución

industrial, en el siglo XVIII, las actividades humanas (la industria y los transportes, entre otros) han contribuido de manera dramática al aumento de los gases de efecto invernadero en la atmósfera.

El efecto invernadero se origina por la acumulación de gases en la atmósfera, que evitan que la energía solar que llega a la tierra a una determinada longitud de onda y devuelta al espacio en otra longitud de onda diferente, debido a que las partículas de los gases de efecto invernadero (GEI) son transparentes a la energía que llega desde el sol, pero no a la energía que es reenviada desde la tierra generando la acumulación de energía solar y un aumento de temperatura en la superficie del planeta. Los GEI involucrados en este proceso los más importantes son los siguientes (DGF, 2009): dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), óxidos de nitrógeno (NO_x), vapor de agua (H₂O), ozono troposférico y estratosférico (O₃) y los halocarbonos. El efecto invernadero que estos gases producen, a su vez causa el calentamiento de la tierra, este fenómeno se denomina calentamiento global (Isaza y Campos, 2007).

Los gases están atrapando una porción creciente de radiación infrarroja terrestre y se predice que podrían aumentar la temperatura de la tierra entre 1.5 y 4.5 °C. Como respuesta a esto, se estima que los patrones de todo el proceso climático global, también se alteren.

Materiales y métodos

Las especies estudiadas fueron establecidas en 1994, bajo el sistema de plantación de marco real, con una distancia de separación entre árboles de 3 x 3 m, con un diseño experimental bajo un arreglo de parcelas divididas (Benavides *et al.*, 2009). Sin embargo, para el presente estudio y con fines de evaluar el carbono almacenado y fijado en el suelo se evaluaron cuatro especies plantadas: Parota (*Enterolobium cyclocarpum*), Rosa morada (*Tabebuia rosea*), Teca (*Tectona grandis*) y Melina (*Gmelina arborea*).

La investigación se realizó en el campo experimental del INIFAP, situado en el municipio La Huerta, Jalisco, donde se evaluó la cantidad de carbono almacenado en una plantación con especies tropicales de 15 años de edad, por ello se evaluaron los compartimentos: aéreo (vegetación arbustiva, herbácea y hojarasca) y subterráneo (suelo y raíces).

La superficie seleccionada en donde se realizó el muestreo posee un área de 2 ha, en ella se encuentran diferentes especies bajo un arreglo de parcelas subdivididas: Teca (*Tectona grandis*), melina (*Gmelina arborea*), rosa morada (*Tabebuia rosea*) y parota (*Enterolobium cyclocarpum*), cabe mencionar que el principal objetivo de este trabajo fue evaluar la cantidad de carbono almacenado y fijado por las especies en el suelo y vegetación del dosel.

Las condiciones de las parcelas varían, ya que están clasificadas bajo dos manejos: en la parcela con rastro y eliminación de malezas, donde se evaluaron tres especies; teca, melina y rosa morada, estableciendo seis sitios de muestreo para cada especie. En estas parcelas no se cuenta con datos de herbáceas y arbustos ya que el manejo no permitió su desarrollo. Por otro lado, en la parcela sin manejo sí hay presencia de herbáceas y arbustos, de las cuales se obtuvieron datos de biomasa de ambos componentes.

Para la aplicación del método para estimar los almacenes de carbono, se delimitaron cuadrantes de muestreo en cada parcela. El criterio fue seleccionar sitios homogéneos o con características similares, seleccionando cuatro árboles de la misma especie, donde se realizó el muestreo (Figura 1).

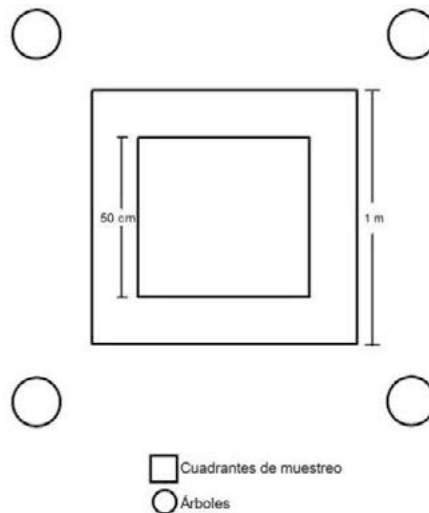


Figura 1. Diseño del muestreo en cada parcela de árboles. En el centro de los cuadrantes se realizó el muestro del suelo a dos profundidades con barrena.

Para determinar la cantidad de carbono, se establecieron seis puntos de muestreo al azar para cada especie, se utilizaron como unidad de muestreo parcelas cuadrangulares de 1x1 m (1 m²). Para futuras referencias y fácil identificación, los árboles fueron marcados. Todo el material vegetal, perteneciente a los arbustos y hierbas dentro del cuadrante, fue obtenido cortando toda la biomasa existente al nivel de suelo. De las plantas que estaban parcialmente fuera del sitio de muestreo, solo se consideraron las ramas o tallos que entraban en el cuadrante. Una vez colectada toda la biomasa de hierbas y arbustos en una bolsa de manta, fueron secadas en una estufa a 75 °C durante 48 horas para obtener el peso seco. Para convertir los datos de biomasa a carbono, se multiplicó el valor de la biomasa por hectárea obtenida por la constante de 0.5, pues en la mayoría de las especies, la mitad de la biomasa es carbono en cualquiera de sus partes.

Los sitios de muestreo establecidos para hierbas y arbustos, también se utilizaron para medir la cantidad de hojarasca; sin embargo los cuadrantes fueron de 50 cm x 50 cm. En los cuadros de esta superficie se colectó la biomasa perteneciente sólo a la hojarasca o mantillo.

Las muestras de suelo se obtuvieron en la misma área donde se realizó el muestreo de los anteriores componentes. Se utilizó una barrena de 8 cm de diámetro y se obtuvieron dos muestras de suelo para cada nivel de profundidad (0-15 y de 15-30 cm). Así, se obtuvieron doce muestras de suelo por cada especie, en los sitios de muestreo previamente establecidos al azar. Al conocer el diámetro del cilindro utilizado y su longitud, fue posible determinar el volumen fácilmente, con esta información se pueden hacer inferencias de la cantidad de carbono por unidad de superficie.

Cada muestra de suelo se molió y manualmente se removieron las raíces, piedras y otros materiales para después determinar la cantidad de carbono. El análisis de carbono se determinó utilizando el método de combustión directa a 1000 °C, con un analizador automático de carbono total, provisto de una unidad para procesar muestras sólidas.

Resultados y discusión

Haciendo una comparación de carbono almacenado en las dos plantaciones (Cuadro 1) se observa que existe diferencia significativa ($Pr < 0.05$), es decir el manejo influye en la acumulación de carbono en suelo, esto principalmente por la reducción de la cobertura vegetal en el estrato arbustivo y herbáceo. Aunque esta variación puede no tener mucha importancia debido a que no se evaluaron las mismas especies en las dos plantaciones. Respecto a la cantidad de carbono en las hierbas y arbustos, sólo se evaluó en la plantación sin manejo y el resultado promedio fue de 1.88 Mg ha⁻¹, mientras que el resultado del carbono de la hojarasca fue de 3.45 Mg ha⁻¹.

Cuadro 1. Contenido de Carbono (Mg ha⁻¹) en el suelo por plantación en el sitio experimental de INIFAP, La Huerta, Jalisco.

Plantación	n	Media(Mg Ha ⁻¹)	Agrupación Tukey
Con manejo	36	30.478	b
Sin manejo	24	39.707	a

$Pr > F = 0.0001 < \alpha 0.05$. Valores con letras diferentes en cada columna son estadísticamente diferentes
con un $\alpha=0.05$. n= número de muestras obtenidas en cada plantación.

Después de observar los valores de los análisis, queda claro que las plantaciones bajo manejo contienen menos carbono, debido la escasez de vegetación herbácea y arbustiva; que se elimina en las labores culturales y mantenimiento del lugar, lo que elimina buena parte de la biomasa aportada por las especies arbustivas y herbáceas.

Al realizar el análisis estadístico para raíces a diferentes profundidades en las plantaciones, se encontró que no se presentan diferencias estadísticas significativas (Cuadro 2) a pesar de que la contribución es mínima, es importante recalcar que este componente requiere de un muestreo más detallado para obtener resultados confiables y se recomienda recurrir a métodos de muestro más complejo que pudieran intensificar el muestreo o involucrar un mayor volumen del suelo por cada muestra, porque era de esperarse que a menor profundidad (0-15 cm) se podría obtener mayor cantidad de carbono comparado con la profundidad de 15-30 cm.

Cuadro 2. Contenido de carbono en las plantaciones por profundidad y manejo en el sitio experimental de INIFAP, La Huerta, Jalisco.

Plantación	Profundidad (cm)	Raíces	
		Media Mg ha ⁻¹	Agrupación Tukey
Sin Manejo	10-15	1.035	a
	15-30	1.214	a
Con Manejo	10-15	0.796	a
	15-30	1.257	a

Valores con letras iguales en cada columna son estadísticamente iguales con un $\alpha=0$

Después de realizados los análisis de concentración de carbono en los suelos de las diferentes plantaciones, se puede afirmar que a mayor profundidad, el contenido de carbono va disminuyendo.

Del análisis del contenido de carbono entre las especies estudiadas a diferentes profundidades en las dos plantaciones, se encontró que el contenido de carbono es mayor en los primeros 15 cm de profundidad con 43.00 Mg ha⁻¹, y disminuye a 36.42 Mg ha⁻¹ a la profundidad de los 15 a los 30 cm. Tal diferencia se acentúa más entre estas dos profundidades en las plantaciones con manejo y es de 35.76 Mg ha⁻¹ en la profundidad superficial (0-15 cm) y 25.19 Mg ha⁻¹ en la mayor profundidad (15-30 cm). Lo anterior se puede deber a que el movimiento del humus en el perfil del suelo es descendente y su concentración disminuye conforme aumenta la profundidad del suelo, aparte de que la mayor actividad microbiana ocurre en la superficie del suelo.

En cuanto a la información obtenida del análisis de varianza entre especies, se observa que la plantación de Melina con manejo a una profundidad de 0 a 15 cm presentó un valor mayor a las demás especies, con 37.54 Mg ha⁻¹. Para la profundidad de 15 a 30 cm, la especie con mayor concentración fue Rosa morada con 28.81 Mg ha⁻¹ y para el carbono acumulado en el perfil muestreado (0 a 30 cm), la especie con mayor contenido de carbono es Rosa morada con 63.10 Mg ha⁻¹.

En cuanto a la plantación sin manejo en la profundidad de 0-15 cm, la Parota obtuvo el mayor contenido de carbono con 44.13 Mg ha⁻¹, mientras que Rosa Morada sobresale en la profundidad 15-30 cm con 37.03 Mg ha⁻¹, y para la profundidad de 0-30 cm la especie Parota presenta un valor ligeramente superior. Ocurre lo contrario con el contenido de carbono de las raíces ya que es mayor conforme aumenta la profundidad, pues tanto en la plantación bajo manejo como en la que no tiene manejo, el contenido de carbono en raíces es mayor a la profundidad de 15 a 30 y fue de 1.21 Mg ha⁻¹ en la plantación sin manejo y de 1.26 Mg ha⁻¹ en la plantación bajo manejo. Finalmente, en el análisis del contenido total de carbono, se encontró que en todas las plantaciones y los tipos de manejos, es en la parte subterránea donde se encuentra el mayor contenido de carbono, siendo la Parota sin manejo la especie con mayor contenido de carbono, que tuvo 82.09 Mg ha⁻¹, y 91 Mg ha⁻¹ si se añade el contenido de carbono en la parte aérea, tal cantidad supera a la de Teca que solo obtuvo 63 Mg ha⁻¹ en total. Esto podría explicarse porque el carbono en las plantas se encuentra altamente relacionado con el nitrógeno, ya que éste integra las cadenas de aminoácidos necesarias para formar las complejas proteínas que darán origen a los tejidos

de las plantas. Para obtener el nitrógeno necesario del suelo, algunas plantas, como la Parota, que es una leguminosa, mantienen relaciones simbióticas con microorganismos del suelo que les permiten fijar este elemento en sus raíces. Gracias a este tipo de relaciones, las plantas presentan una mayor eficiencia en la realización de sus procesos metabólicos, por consiguiente aumenta su tasa fotosintética lo cual permite una mayor acumulación de carbono en los órganos de las plantas.

Conclusiones

En las parcelas sin manejo, en todas las especies, existe mayor concentración de carbono que aquellas bajo manejo; debido principalmente a que en las primeras sí existe vegetación herbácea y arbustiva y en las segundas no, lo que disminuye la biomasa disponible para fijar carbono, y por tanto disminuye la cantidad total de carbono presente en el sitio de muestreo.

De entre las cuatro especies analizadas, *Enterolobium cyclocarpum* es la que se revela como la mayor concentradora de CO₂, conteniendo 91 Mg ha⁻¹ de carbono total en la plantación sin manejo, mientras que *Tectona grandis* bajo manejo, es la especie con menor capacidad de contener carbono, con 63 Mg ha⁻¹ de carbono total; la diferencia entre la plantación bajo manejo y la que no lo tuvo, es tangible comparando los valores de carbono total obtenidos por *Tabebuia rosea*, la plantación bajo manejo obtuvo 68 Mg ha⁻¹ y sin manejo fueron 87 Mg ha⁻¹.

Referencias bibliográficas

- Benavides, J. de D., G. Benavides, y A. Rueda. 2009. Evaluación del crecimiento en altura y diámetro de una plantación experimental en seis especies tropicales en la Huerta, Jalisco. INIFAP-SAGARPA. Folleto Técnico 2. 63 p.
- DGF (Departamento de Geofísica). 2009. Gases de Efecto Invernadero de origen antrópico. Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas de la Universidad de Chile, (<http://www.atmosfera.cl/>), consultado el 10 de agosto de 2010)
- Isaza, D. J. F. y D. Campos R. 2007. Cambio climático. Glaciaciones y calentamiento global. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo. Bogotá. 294p. (http://www.portalplanetasedna.com.ar/efecto_invernadero1.htm)

1.17

Estimación de biomasa total en dos especies de encino en áreas bajo aprovechamiento forestal

Acosta-Mireles Miguel¹, Carrillo-Anzures Fernando¹

¹INIFAP Campo Experimental Valle de México, Km. 13.5 carretera Los Reyes-Texcoco. Coatlinchán, 56250, Texcoco Estado de México. México. acosta.miguel@inifap.gob.mx

Resumen

Se generaron dos ecuaciones alométricas para estimar la biomasa en dos especies de encino *Quercus rugosa* y *Quercus laurina*. Para generar las ecuaciones se midieron y pesaron 18 árboles en campo de cada especie de diferentes tamaños; para *Q. rugosa* los árboles derribados y medidos variaron de 11.3 a 32.3 cm de diámetro normal (DN) y de 7 a 13 m de altura. Los árboles de *Q. laurina* variaron de 9.3 a 31.3 cm de DN y de 5 a 21 m de altura total. Una vez que los árboles muestreados se midieron y pesaron en campo, se transportaron muestras del tronco, ramas y del follaje de cada especie para secarlas en un invernadero hasta obtener el peso seco, el objetivo era que en base a las muestras secadas determinar la cantidad de agua que contenían cada parte del árbol en campo. Con esa información se descontó el peso de lo que se obtuvo en campo y se determinó la cantidad de biomasa para cada individuo. Una vez calculada la cantidad de biomasa por cada individuo, se generaron las ecuaciones alométricas una para cada especie, en donde en el eje de las “X” en un sistema de ejes cartesianos se indicaron los valores para el DN en cm y en el eje de las “Y” la cantidad de biomasa en kg. De los resultados, se obtuvo la siguiente ecuación para *Q. rugosa*: $B=0.025DN^{2.7604}$ y para *Q. laurina* $B=0.0286DN^{2.7339}$, ambas ecuaciones con una $R^2=0.96$.

Palabras claves: *Quercus laurina*, *Quercus rugosa*, carbono y ecuaciones alométricas.

Introducción

El efecto invernadero se origina por la acumulación de gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera debido a que las partículas de esos gases dejan pasar los rayos solares, ya que estas partículas viajan en una longitud de onda corta por lo que son “transparentes” a los GEI. Sin embargo, una vez que entran a la tierra parte de esa energía se refleja en diferentes proporciones dependiendo del lugar que la refleje, por ejemplo los océanos y los desiertos reflejan mayor cantidad de luz que las áreas provistas de vegetación. Una vez que la luz del sol se refleja, las partículas de calor viajan a longitudes de onda más largas y entonces la capa de los GEI las atrapan y las devuelven a la tierra,

realizando así el fenómeno físico conocido como efecto invernadero. De no ocurrir este fenómeno físico de efecto invernadero, el planeta tierra sería cerca de 30 °C más frío de lo que es ahora (Isaza y Campos, 2007), situación que haría prácticamente imposible que hubiera vida en la Tierra; sin embargo, debido a este fenómeno físico existe una gran diversidad de vida en la Tierra.

Los GEI más importantes involucrados en este proceso son: dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), óxidos de nitrógeno (NO_x), vapor de agua (H₂O), ozono troposférico y estratosférico (O₃) y los halocarbonos (DGF, 2009). El efecto invernadero que estos gases producen, a su vez causa el calentamiento de la tierra, este fenómeno se denomina calentamiento global (Isaza y Campos, 2007).

El cambio climático es el mayor problema ambiental al que se ha enfrentado la humanidad, por lo que durante los últimos años ha atraído la atención a nivel internacional, sobre todo la de los países más desarrollados. Hace años se consideraba como un hecho dudoso el fenómeno del cambio climático, sin embargo, en la actualidad existe evidencia científica que demuestra que el cambio climático ya es una realidad.

A lo largo de la historia del planeta Tierra, el clima ha tenido una gran variación, pero no al ritmo constante y acelerado que presenta actualmente. A partir de la Revolución Industrial, en el siglo XVIII, las actividades humanas (la industria y los transportes, entre otros) han contribuido de manera dramática al aumento de los gases de efecto invernadero en la atmósfera.

Los gases están atrapando una porción creciente de radiación infrarroja terrestre y se predice que podrían aumentar la temperatura de la tierra entre 1,5 y 4,5 °C. Como respuesta a esto, se estima que los patrones de todo el proceso climático global, también se alteren.

Materiales y métodos

Para realizar la determinación de las ecuaciones alométricas, se midieron, derribaron, pesaron y secaron 18 árboles de diferentes tamaños de dos especies de encino (*Quercus rugosa* y *Quercus laurina*), en el Ejido de San Pablo Ixayoc, aprovechando que existe un programa de aprovechamiento forestal vigente y que es posible derribar los árboles y descontarlos del volumen autorizado por parte de la SEMARNAT, para su aprovechamiento y descontado para esa anualidad. Los árboles de *Quercus rugosa* de un tamaño desde 11.3 hasta 32.3 cm de DN y desde 6 hasta 13 m de altura total. Los árboles que se muestrearon de *Q. laurina* tuvieron un tamaño desde 10.2 hasta 31.3 cm de DN y de una altura desde 5 a 21 m. Una vez que los árboles se midieron, se derribaron y pesaron en campo, se tomaron muestras de cada una de las partes del árbol, de esta manera, se tomaron muestras del tronco o fuste principal, de acuerdo al número de trozas en que se dividió el tronco, o sea, una rodaja por cada troza.

Otras muestras se tomaron de las ramas y otras del follaje. Esas mismas muestras se pesaron en el campo y se trasladaron a un invernadero para secarlas hasta obtener su peso seco, una vez obtenido su peso seco nuevamente se pesaron para determinar la cantidad de humedad que perdieron desde su peso original registrado en campo. De esta manera se hicieron los cálculos para determinar la biomasa total por cada árbol individual, de ambas especies.

Resultados y discusión

En los Cuadros 1 y 2 se muestran los tamaños de los árboles que se midieron, derribaron y pesaron en campo para *Q. rugosa* y para *Q. laurina*, respectivamente, como se puede observar, para ambas especies se intentó abarcar la mayor parte de las categorías de los tamaños de los árboles, para que estuvieran representadas ambas especies una vez que se obtenga el modelo para estimar su biomasa (Figuras 1 y 2) en función de una variable fácil de obtener en campo como es el diámetro normal (DN).

Conclusiones

Después de medir, derribar y pesar 18 árboles de *Q. rugosa* y 18 árboles de *Q. laurina*, se obtuvieron las ecuaciones alométricas para determinar la cantidad de biomasa que puede tener un árbol de estas especies con solo medir su diámetro normal en cm y aplicar la fórmula que para cada uno se obtuvo. En caso de querer estimar la cantidad de carbono en los árboles, es válido que la cantidad de carbono se multiplique por 0.5, ya que para la mayoría de la biomasa de los componentes de una especie vegetal, el 50% es carbono.

Las ecuaciones obtenidas tuvieron coeficientes de determinación (r^2) mayores a 0.96, lo que los hace confiables en la estimación de la cantidad de biomasa y carbono al aplicar la ecuación obtenida.

Cuadro 1. Datos de los árboles muestreados de *Q. rugosa* en el Ejido de San Pablo Ixayoc, para obtener la ecuación alométrica que determina la biomasa en función del diámetro normal.

No. de árbol	DN (cm)	Altura (m)	Biomasa (Kg.)
1	19.3	8	82.389
2	21.3	9	121.280
3	11.3	7	15.616
4	17.3	7	62.298
5	25.0	10	210.176
6	15.3	7	58.096
7	19.0	9	84.968
8	32.3	11	335.924
9	13.0	6	25.498
10	23.3	12	175.624
11	30.3	13	305.068
12	9.0	5	11.785
13	18.3	12	72.096
14	13.3	6	36.568
15	15.3	7	42.808
16	15.0	6	15.208
17	17.0	9	62.298
18	29.3	11	275.56

Cuadro 2. Datos de de los árboles muestreados de *Quercus laurina* en el Ejido de San Pablo Ixayoc, para obtener la ecuación alométrica que determina la biomasa en función del diámetro normal.

No. de árbol	DN (cm)	Altura (m)	Biomasa (Kg.)
1	10.2	5	16.415
2	21.3	10	119.569
3	17.0	12	63.912
4	26.0	17	206.196
5	28.3	19	265.128
6	31.3	21	275.192
7	21.3	18	119.569
8	12.3	6	28.032
9	10.3	6	25.120
10	14.3	8	42.264
11	24.2	15	219.536
12	12.3	8	33.048
13	15.0	8	52.508
14	9.3	5	11.084
15	18.3	7	78.965
16	17.3	8	53.846
17	13.0	7	33.968
18	19.3	9	141.176

Biomasa de *Quercus rugosa*

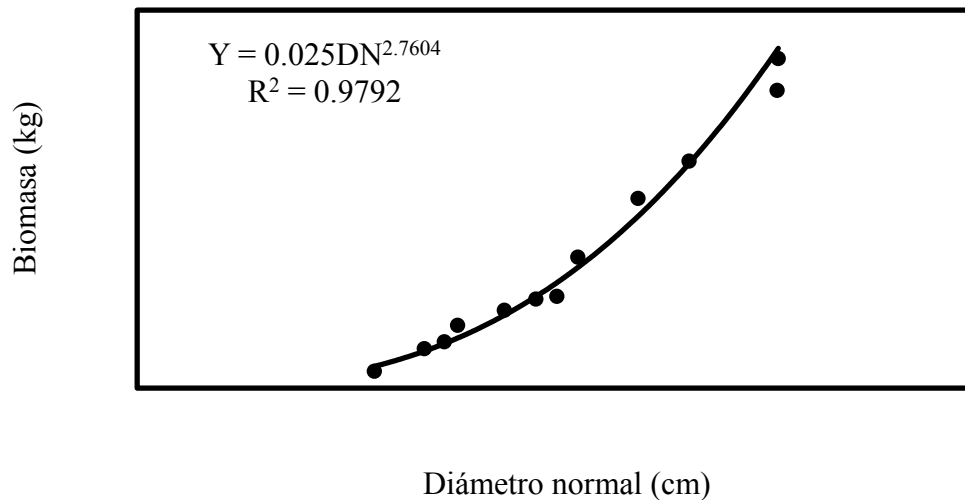


Figura 1. Dispersión de puntos de biomasa (Kg.) de acuerdo al diámetro normal (DN) en cm, de los árboles muestreados de *Quercus rugosa* en San Pablo Ixayoc, para obtener la ecuación alométrica, la cual se presenta en la misma gráfica, así como su coeficiente de determinación (r^2).

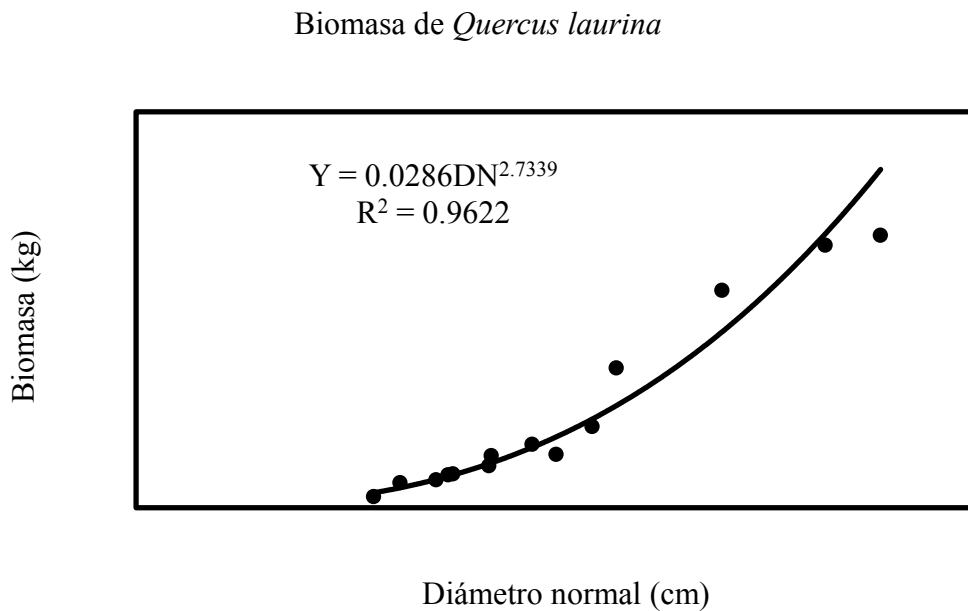


Figura 2. Dispersión de puntos de biomasa (Kg.) de acuerdo al diámetro normal (DN) en cm, de los árboles muestreados de *Quercus laurina* en San Pablo Ixayoc, para obtener la ecuación alométrica, la cual se presenta en la misma gráfica, así como su coeficiente de determinación (r^2).

Referencias bibliográficas

- DGF (Departamento de Geofísica). 2009. Gases de Efecto Invernadero de origen antrópico. Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas de la Universidad de Chile, (<http://www.atmosfera.cl/>), consultado el 10 de agosto de 2010)
- Isaza, D. J. F. y D. Campos. 2007. Cambio climático. Glaciaciones y calentamiento global. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo. Bogotá. 294 p. (http://www.portalplanetasedna.com.ar/efecto_invernadero1.htm)

1.18

Potencial de captura de carbono en suelos de ladera en la subcuenca del Río Piricua en Tuxpan, Michoacán

Gueye Kinne¹, Siebe Christina², Skutsch Margaret¹

1. Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, UNAM

2. Instituto de Geología, UNAM.

Resumen

El carbono orgánico del suelo (COS) es un elemento clave en el ciclo global del carbono; sin embargo, la magnitud y el patrón de captura de COS derivada de la regeneración de los bosques secundarios y su relación con los cambios de cobertura y uso de suelo en países tropicales es un tema controversial. El objetivo de este trabajo fue entender la dinámica del COS en la regeneración de bosques tropicales y conocer la tasa de captura de COS en relación al cambio de cobertura vegetal en laderas de montaña en el centro de México. Se encontró una correlación positiva entre la edad del bosque y el almacén de COS a 30 cm de profundidad ($\text{COS}_{0-30\text{cm}}$). Las tasas anuales de captura de $\text{COS}_{0-30\text{cm}}$ en los primeros 20 años de regeneración de un bosque de pino encino (BPE) y una selva baja caducifolia (SBC) fueron 3.7 y $2.5 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, respectivamente. A partir de esa edad las tasas disminuyen a $0.5 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en el BPE y $0.3 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en la SBC. En el área de estudio, entre 1986 y 2001 se generó una pérdida del $\text{COS}_{0-30 \text{ cm}}$ a una tasa de $-0.13 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, mientras que en el periodo 2001-2010 se generó una captura de $\text{COS}_{0-30 \text{ cm}}$ a una tasa de $0.3 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, asociado con la regeneración del bosque. Según los escenarios de cambio tendencial, de conservación forestal y de deforestación para el año 2035, se pronostican tasas de 0.29 , 1.38 y $-1.01 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ respectivamente. Los resultados generados dan idea de la magnitud de la captura de COS en relación al cambio de cobertura vegetal. Estos resultados podrían ser de utilidad para la implementación de políticas climáticas como REDD en la SRP.

Palabras claves: COS, BPE, SBC, REDD.

Introducción

El incremento en la concentración de CO_2 atmosférico y su relación con el cambio climático, han promovido un interés en el estudio de la fijación de carbono en los ecosistemas terrestres (Houghton, 1996). La deforestación y la degradación forestal en los trópicos ha generado la liberación de cantidades significativas del carbono contenido en la biomasa aérea y subterránea contribuyendo al cambio climático (IPCC, 2001). Sin embargo, se considera que la reconversión de tierras agrícolas a forestales puede promover

nuevamente la acumulación de carbono en los ecosistemas terrestres y contribuir parcialmente en la disminución del CO₂ atmosférico (Dixon *et al.*, 1994). En este contexto, existen políticas internacionales como el mecanismo de desarrollo limpio (MDL), que considera la forestación y reforestación como prácticas generadoras de créditos de carbono. Sin embargo, este mecanismo aun no ha sido exitoso en este campo (UNFCCC, 2010). En la actualidad se presentan políticas como REDD (Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación forestal) con lineamientos más sencillos de seguir, que prometen compensar monetariamente a los países en desarrollo que eviten la deforestación y degradación de los bosques y que promuevan la regeneración forestal (Strassburg *et al.*, 2009).

El desarrollo de bosques secundarios sobre tierras agrícolas abandonadas se ha convertido en uno de los cambios de cobertura y uso de suelo predominantes en zonas rurales marginadas en países tropicales (Aide y Grau, 2004). En paisajes rurales del centro de México es común encontrar en las laderas medias de montaña, bosques secundarios en varios estados de regeneración como resultado de la migración campesina y de las políticas gubernamentales de las últimas décadas (López *et al.*, 2006). El crecimiento de los bosques secundarios podría funcionar como un mecanismo sencillo y económico de captura de carbono y mitigación de la emisión de CO₂ (Rhoades *et al.*, 2000).

Se ha demostrado que la captura de carbono en la biomasa aérea por el crecimiento de los bosques secundarios es considerable (Houghton, 1996). Sin embargo, el incremento de carbono orgánico del suelo (COS) es controversial. Algunos autores apuntan que el aumento de COS en la regeneración forestal de zonas tropicales es significativo (Brown y Lugo, 1990; Silver *et al.*, 2000; Guo y Gifford, 2002; Vaccaro *et al.*, 2003), mientras que otros indican lo contrario (Smith *et al.* 1997; Hughes *et al.*, 1999). Considerando esta controversia, políticas como REDD aun no aceptan la captura de COS como una actividad generadora de créditos de carbono (Plugge, 2010).

Para el desarrollo de planes de manejo relacionados con políticas climáticas se requiere ampliar la información sobre la dinámica de COS en relación al cambio de cobertura y uso de suelo (Feng, 2005; Yin *et al.*, 2007). Por lo tanto el objetivo de este trabajo fue por un lado, entender la dinámica del COS en la regeneración de ciertos tipos de bosques tropicales; bosque de pino-encino (BPE) y selva baja caducifolia (SBC) y por otro, conocer la tasa de captura de COS en relación al cambio de cobertura vegetal en laderas de montaña en la subcuenca del Río Piricua (SRP) en el estado de Michoacán (Figura 1).

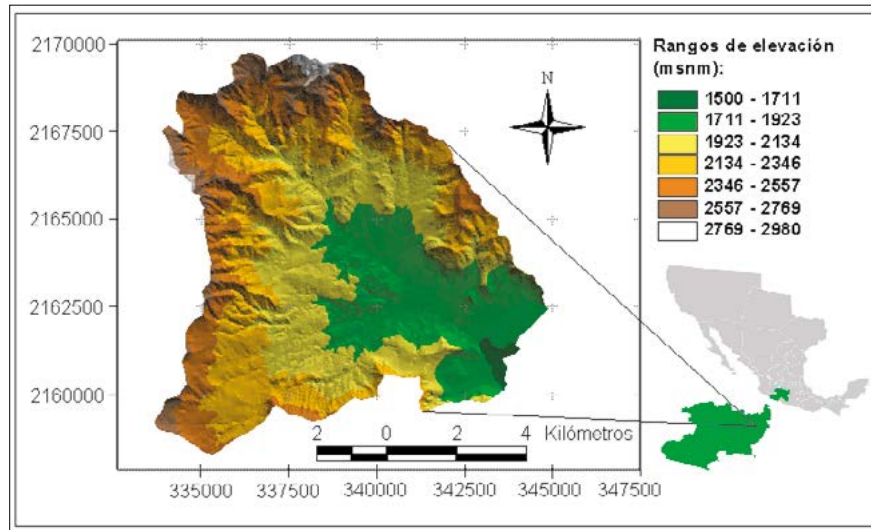


Figura 1. Localización de la subcuenca del Río Piricua (SRP), dentro del municipio de Tuxpan en el estado de Michoacán, México. Elaboración propia.

Materiales y métodos

Se trabajó en unidades de ladera de montaña entre 2000-3000 msnm con pendientes entre 35-50°, en la subcuenca del Río Piricua (SRP) en Tuxpán, Michoacán (Figura 1).

Primero, para establecer el contenido de COS bajo diferentes coberturas vegetales y bosques en diferente estado de regeneración dentro de la SRP, se usaron datos de Konen, 2009. Este autor describió 20 perfiles de acuerdo a Siebe *et al.* (2006) y determinó en el laboratorio el contenido de COS en diferentes profundidades. Así mismo, estableció la edad de los bosques mediante entrevistas a los pobladores. En base a estos resultados se estableció el COS en: mantillo (horizontes L, Of Oh) (CO_{Mantillo}), suelo mineral a 30 cm de profundidad ($COS_{0-30 \text{ cm}}$) y totalidad del perfil (mantillo más todos los horizontes minerales) (COS_{total}). Se utilizó la corrección de la densidad aparente del suelo tomando como referencia la masa del suelo muestreado en los bosques primarios en un volumen determinado de 30 cm de profundidad.

Segundo, se buscó establecer el cambio de cobertura vegetal en la SRP entre 1986 y 2010 y el proyectar el cambio de cobertura probable para el 2035 en la SRP. Se usaron imágenes satelitales LANDSAT de los años 1986, 2001 y 2010 (NASA, 2003a y 2003b; USGS, 2010). En primera instancia se clasificó la cobertura vegetal de manera supervisada (algoritmo Maxlike con probabilidad para cada firma espectral = 0.125). Adicionalmente a los valores espectrales de las imágenes, se usaron los valores de NDVI para la clasificación de seis coberturas: 1) cultivo de temporal (CT), 2) pastizal (P), 3) bosque secundario herbáceo ($BPE_{\text{VS-HERB}}$), 4) bosque secundario arbustivo ($BPE_{\text{VS-ARBU}}$), 5) bosque secundario arbóreo ($BPE_{\text{VS-ARBO}}$) y 6) bosque primario (BPE-C). Mediante matrices de Markov de primer y segundo orden (Bocco *et al.*, 2001) se establecieron los cambios de cobertura entre los tres años de estudio y siguiendo el modelo markoviano y se determinó la cobertura para el 2035 según tres escenarios: tendencial, deforestación y conservación.

Tercero, se buscó establecer la correlación entre el $\text{COS}_{0-30 \text{ cm}}$, variable fuertemente correlacionada con la cobertura, y la edad de bosques secundarios y primarios de BPE y de la SBC.

Se ajustó al modelo de crecimiento de Michaelis-Menten. Se consideró como variable independiente la edad de los bosques y como variable dependiente el contenido de $\text{COS}_{0-30 \text{ cm}}$. Por otro lado, como medida complementaria, mediante un análisis de regresión se determinó la correlación entre el $\text{COS}_{0-30 \text{ cm}}$ y el NDVI, ajustando igualmente al modelo de Michaelis-Menten.

Finalmente, asociando los valores de $\text{COS}_{0-30 \text{ cm}}$ con las diferentes coberturas vegetales y con la información generada sobre el cambio de cobertura, se determinaron los almacenes y tasas de captura de $\text{COS}_{0-30 \text{ cm}}$ para el periodo de 1986-2010 y para el periodo 2010-2035.

Resultados y discusión

No se encontraron diferencias significativas en el contenido de $\text{CO}_{\text{mantillo}}$ y $\text{COS}_{\text{total}}$ en las diferentes coberturas vegetales, salvo para el BPE-C ($p \leq 0.05$ y $F=9.62$, $p \leq 0.05$ y $F=7.14$ respectivamente). El BPE-C mostró el mayor contenido de $\text{CO}_{\text{mantillo}}$, $\text{COS}_{0-30 \text{ cm}}$ y $\text{COS}_{\text{total}}$ en comparación con las demás coberturas vegetales. En el BPE-C y la $\text{BPE}_{\text{VS-ARBO}}$ prácticamente 75% del carbono en todo el perfil se localizó en el mantillo y en los primeros 30 cm de profundidad del suelo. Sin embargo en la $\text{BPE}_{\text{VS-ARBO}}$ el $\text{CO}_{\text{mantillo}}$ sólo representó el 15% del $\text{COS}_{\text{total}}$, mientras que en el BPE-C constituyó un poco más del 25%. En los CT cerca del 50% del $\text{COS}_{\text{total}}$ se encontró en los primeros 30 cm de profundidad, a diferencia de lo que se esperaba. En los PAST y la $\text{BPE}_{\text{VS-HERB}}$ la mayor parte del almacén de COS se localiza bajo los 30 cm de profundidad del suelo, sólo cerca del 30% del $\text{COS}_{\text{total}}$ se presentó en el mantillo, horizontes orgánicos y los primeros 30 cm de profundidad del suelo (Cuadro 1).

Las coberturas dominantes en 1986 eran el BPE-C, la $\text{BPE}_{\text{VS-ARBO}}$ y $\text{BPE}_{\text{VS-HERB}}$ (alrededor de 300 ha cada cobertura), mientras que los CT y PAST sólo ocupaban 57 ha en conjunto. En el periodo 1986-2001 los cambios más notables fueron el incremento del 29% de la $\text{BPE}_{\text{VS-ARBU}}$ y la disminución del 32% de la $\text{BPE}_{\text{VS-ARBO}}$. Para el periodo 2001-2010 las transiciones más significativas fueron el aumento del 18% del BPE-C que llegó a ocupar mayor superficie que en el año 1986, el aumento del 38% de la $\text{BPE}_{\text{VS-ARBO}}$ y la disminución del 31% de la $\text{BPE}_{\text{VS-ARBU}}$ (Figura 2).

En cuanto a las tasas de captura de COS, para el BPE y la SBC, se encontró una correlación positiva entre la edad de los bosques y el almacén de $\text{COS}_{0-30 \text{ cm}}$. Para el BPE se encontró que la mayores tasas de captura de carbono se presentaban en los primeros 15 años de regeneración, a partir de esa edad, la tasa de carbono disminuía radicalmente y el límite de acumulación máxima de COS a esa profundidad, oscilaba alrededor de 173 MgC ha^{-1} . Para la SBC se encontró que la mayores tasas de captura de carbono se presentaban en los primeros 12 años de regeneración, a partir de esa edad, la tasa de carbono disminuía radicalmente y el límite de acumulación máxima de COS a esa profundidad, oscilaba alrededor de 116 Mg ha^{-1} .

En el área con potencial de captura de carbono, correspondiente a las laderas con pendientes entre 35 y 50° , entre 1986 y 2001 se generó una pérdida del $\text{COS}_{0-30 \text{ cm}}$ a una tasa

de $-0.13 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, mientras que en el periodo 2001-2010 la regeneración de la cobertura forestal generó una captura de $\text{COS}_{0-30 \text{ cm}}$ a una tasa de $0.3 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Según los escenarios de cambio tendencial, de conservación forestal y de deforestación para el año 2035, se pronostican tasas de captura/pérdida de COS de 0.29, 1.38 y $-1.01 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ respectivamente (Cuadro 2).

Cuadro 1. Contenido de carbono orgánico en suelos (Mg ha^{-1}) bajo diferentes coberturas vegetales de laderas de montaña en Tuxpan, Michoacán.

Altitud de muestreo (msnm)	Cobertura vegetal	Número de muestras	$\text{CO}_{\text{mantillo}}$	$\text{COS}_{0-30 \text{ cm}}$	$\text{COS}_{\text{total}}$
2000-3000	Bosque de pino-encino cerrado (BPE-C)				
	Promedio \pm desviación estándar	7	$103 \pm 38 \text{ A}^*$	$150 \pm 22 \text{ C}^*$	$367 \pm 62 \text{ F}^*$
	Coefficiente de variación (%)		37.1	14.8	16.9
	Vegetación secundaria arbórea de BPE ($\text{BPE}_{\text{VS-ARBO}}$)				
	Promedio \pm desviación estándar	2	$32 \pm 33 \text{ B}$	$121 \pm 31 \text{ C D}$	$220 \pm 49 \text{ G}$
	Coefficiente de variación (%)		105.6	25.3	22.2
	Vegetación secundaria arbustiva de BPE ($\text{BPE}_{\text{VS-ARBU}}$)				
	Promedio \pm desviación estándar	5	$18 \pm 21 \text{ B}$	$65 \pm 26 \text{ E}$	$145 \pm 48 \text{ G}$
	Coefficiente de variación (%)		114.6	40.7	33.4
	Vegetación secundaria herbácea de BPE ($\text{BPE}_{\text{BPEVS-HERB}}$)				
	Promedio \pm desviación estándar	5	$19 \pm 31 \text{ B}$	$53 \pm 14 \text{ E}$	$205 \pm 103 \text{ G}$
	Coefficiente de variación (%)		159.3	25.8	50.2
	Pastizal inducido (PAST)				
	Promedio \pm desviación estándar	6	$8 \pm 8 \text{ B}$	$52 \pm 20 \text{ E}$	$171 \pm 78 \text{ G}$
	Coefficiente de variación (%)		102.6	38.7	45.7
	Cultivos de temporal (CT)				
	Promedio \pm desviación estándar	3	$2 \pm 2 \text{ B}$	$69 \pm 28 \text{ E}$	$148 \pm 59 \text{ G}$
	Coefficiente de variación (%)		88.4	40.4	40.1

* Las letras corresponden a diferencias significativas entre el mismo tratamiento, las clases no conectadas con la misma letra son significativamente diferentes.

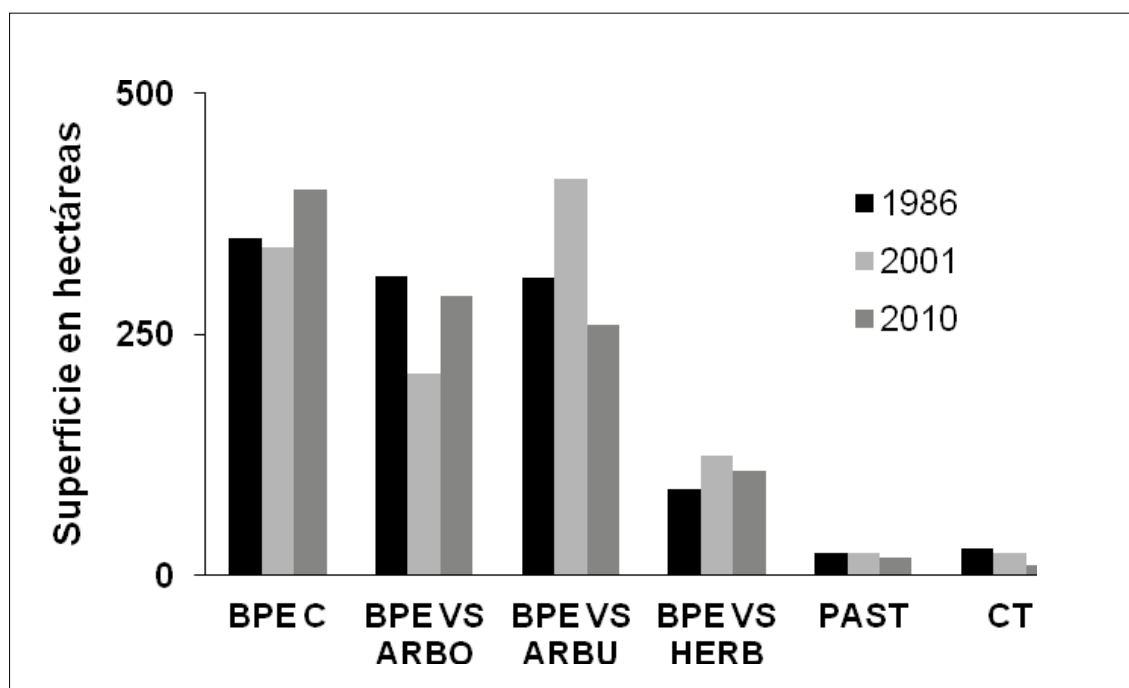


Figura 2. Superficie en hectáreas de las coberturas vegetales en laderas de montaña en Tuxpan, Michoacán en tres años; 1986, 2001 y 2010. BPE-C= Bosque de pino-encino cerrado, BPE_{VS-ARBO}= Vegetación secundaria arbórea de BPE, BPE_{VS-ARBU}= vegetación secundaria arbustiva de BPE, BPE_{VS-HERB}= vegetación secundaria herbácea de BPE, PAST= pastizales inducidos y CT= Cultivos de temporal.

Cuadro 2. Procesos de cambio de cobertura y los correspondientes cambios en el almacén de CO₂ en el periodo de 2010-2035, según tres escenarios de cambio de coberturas vegetales en laderas de montaña en Tuxpan, Michoacán.

Proceso de cambio	Escenario tendencial	Escenario de conservación forestal	Escenario de deforestación
Permanencia forestal	998	+1 595	299
Degradación forestal	-12 347	0	-25 707
Regeneración forestal	+19 929	+38 021	+5 979
Deforestación	-295	0	-9 890
Permanencia de cultivos y pastizales	59	0	184
Balance general	+8 343	+39 616	-29 135
Tasa general de captura de CO ₂ en el periodo de 2010-2035 (Mg/ha/año)	0.29	1.38	-1.01

El signo “-” representa pérdida y el signo “+” representa ganancia.

Conclusiones

Se concluye que la regeneración del bosque de pino-encino en la SRP conduce a la acumulación de $\text{COS}_{0-30 \text{ cm}}$ a las mismas tasas que se reportan para bosques de América del Norte. A nivel cuenca, sólo bajo el escenario de conservación forestal la magnitud de $\text{COS}_{0-30 \text{ cm}}$ capturada sería significativa. Los resultados generados dan idea de la magnitud de la captura de COS por la regeneración de un bosque tropical y de los cambios en el almacén de COS en relación al cambio de cobertura vegetal a nivel parcela. Estos resultados podrían ser de utilidad para la implementación de políticas climáticas como REDD en la SRP.

Referencias bibliográficas

- Aide, T. M., and H. R. Grau. 2004. Globalization, migration, and Latin American ecosystems. *Science* 305 (5692): 1915-1916.
- Bocco, G., M. Mendoza, y O. Masera. 2001. La dinámica del cambio de uso de suelo en Michoacán, una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas*. 44: 18-38.
- Brown, S., and E. Lugo. 1990. Effects of forest clearing and succession on the carbon and nitrogen content of soils in Puerto Rico and US Virgin Islands. *Plant and Soil* 124 (1): 53-64.
- Dixon, R. K., A. M. Solomon, S. Brown, A. M. Houghton, M. C. Trexler, and J. Wisniewski. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science* 263 (5144): 185-190.
- Feng, H. 2005. The dynamics of carbon sequestration and alternative carbon accounting, with an application to the upper Mississippi River Basin. *Ecological Economics* 54 (1): 23-35.
- Guo, L. B., and R. M. Gifford. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* 8 (4): 345-360.
- Houghton, R. A. 1996. Converting terrestrial ecosystems from sources to sinks of carbon. *Ambio* 25 (4): 267-272.
- Hughes, R. F., J. B. Kauffman, and V. J. Jaramillo. 1999. Biomass, carbon, and nutrient dynamics of secondary forests in a humid tropical region of Mexico. *Ecology* 80 (6): 1892-1907.
- IPCC. 2001. The climate change: the scientific basis. Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (<http://www.grida.no/publications/other/ipcc_tar/>)
- Konen, L. 2009. Kohlenstoffspeicherung (Carbon sequestration) in Boeden Zentralmexikos (Tuxpan, Michoacán) in Abhängigkeit von der Landnutzung. Master thesis. Fachhochschule Osnabrueck. Germany.
- López, E., G. Bocco, M. Mendoza, A. Velázquez, and J. R. Aguirre-Rivera. 2006. Peasant emigration and land-use change at the watershed level: a GIS-based approach in Central Mexico. *Agricultural Systems* 90 (1-3) 62-78.
- NASA Landsat Program. 2003a. Landsat TM scene p027r046_5dt19860314, Orthorectified, USGS, Sioux Falls, 14/03/1986.

- NASA Landsat Program. 2003b. Landsat ETM+ scene p027r046_7t20011126, Orthorectified, USGS, Sioux Falls, 26/11/2001.
- Plugge, D., T. Baldauf, H. Rakoto-Ratsimba, G. Rajoelison, and M. Köhl. 2010. Combined biomass inventory in the scope of REDD (Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation). *Madagascar Conservation and Development* 5: 23-34.
- Rhoades, C. C., G. E. Eckert, and D. C. Coleman. 2000. Soil carbon differences among forest, agriculture, and secondary vegetation in lower montane Ecuador. *Ecological Applications* 10 (2): 497-505.
- Silver, W. L., R. Ostertag, and A. E. Lugo. 2000. The potential for carbon sequestration through reforestation of abandoned tropical agricultural and pasture lands. *Restoration Ecology* 8 (4): 394-407
- Smith, J., C. Sabogal, W. de Jong, and D. Kaimowitz. 1997. Bosques secundarios como recurso para el desarrollo rural y la conservación ambiental en los trópicos de América Latina. Center for international Forestry Research (CIFOR). Ocasional Paper 3. 31 p.
- Strassburg, B., R. K. Turner, B. Fisher, R. Schaeffer, and A. Lovett. 2009. Reducing emissions from deforestation: the "combined incentives" mechanism and empirical simulations. *Global Environmental Change* 19 (2): 265-278.
- UNFCCC. 2010. Distribution of registered projects activities by scope (<<http://cdm.unfccc.int/Statistics/Registration/RegisteredProjByScopePieChart.html>>)
- USGS. 2010. United States Geological Survey. (<http://earthexplorer.usgs.gov/> Landsat TM scene L5027046_04620100212, 12/02/2010)
- Vaccaro, S., M. F. Arturi, J. F. Goya, J. L. Frangi, y G. Piccolo. 2003. Almacenaje de carbono en estadios de la sucesión secundaria en la provincia de misiones, Argentina. *Interciencia* 28 (9): 521-527.
- Yin, Y., W. Xu, and S. Zhou. 2007. Linking carbon sequestration science with local sustainability: an integrated assessment approach. *Journal of Environmental Management* 85 (3): 711-721.

1.19

Estimación del carbono almacenado en *Pinus hartwegii* en el Parque Nacional Izta-Popo, Zoquiapan

Ordoñez Díaz José Antonio Benjamín¹, Caballero García Martha Edith¹, Jiménez Álvarez Itsel Fernanda^{1,2}, Carmona Hernández Jhoana Verenise², Galicia Naranjo Adolfo³, Fidel Calvo Hernández², María Lucila Balam de la Vega², Rocío Gricel Rojas Briseño^{1,2}, Jesús Fernando Jiménez Valdivia¹.

¹ Pronatura México A.C. Aspérgulas 22 Colonia San Clemente CP 01740. México D.F. México. Autor para correspondencia: jabordonez@gmail.com

²Facultad de Ciencias, UNAM.

³Facultad de Estudios Superiores, Campus Iztacala, UNAM.

Resumen

La distribución espacial de diferentes especies forestales está asociada a factores físicos, químicos, biológicos y a su relación con el ecosistema; en particular el *Pinus hartwegii* está asociado a un gradiente altitudinal que va de los 3,000 a 4,000 msnm llegando casi al límite de la distribución de la vegetación que es 4,200 msnm; esta especie forestal tiene una densidad en su madera de 0.438 g cm^{-3} que nos permite sugerir que, la diferencia del peso fresco menos la densidad, almacena 56.2% de agua y durante su desarrollo fija dióxido de carbono a través de la fotosíntesis. Los bosque de *Pinus hartwegii* se distribuyen en las montañas más altas, y se han convertido en un foco de atención e investigación para instituciones como la nasa por su capacidad de crecer en condiciones extremas; el parque nacional Izta-Popo Zoquiapan se encuentra ubicado en los estados de Morelos, Puebla y el Estado de México. Es un área importante de la recarga de acuífero, alberga organismos endémicos como el teporingo y el tlaconete leproso. En sus diferentes coberturas vegetales, absorbe el CO₂ mitigando las emisiones de dicho gas, generadas en las áreas urbanas periféricas (al P.N. Izta-Popo Zoquiapan) como la ciudad de México; en dicho parque, se han establecidos estrategias de restauración para recuperar sus masas forestales en particular la de *P. hartwegii*. El objetivo del presente estudio es determinar el contenido de carbono almacenado en el bosque de *P. hartwegii*. Para ello se identificaron dos tipos de cobertura de *P. hartwegii*: abierta y cerrada; En la cobertura abierta el carbono almacenado tiene un promedio de 6.44 Mg ha^{-1} con una máximo de 12.76 Mg ha^{-1} y un mínimo de 2.33 Mg ha^{-1} . En la cobertura de *P. hartwegii* cerrada, se tiene almacenado en promedio $113.16 \text{ MgC ha}^{-1}$, con un máximo de $193.84 \text{ MgC ha}^{-1}$ y un mínimo de $51.25 \text{ MgC ha}^{-1}$. El bosque de *P. hartwegii* se encuentra en diferentes etapas sucesional que brindan servicios ambientales de soporte y de regulación.

Palabras clave: biomasa, bosque, CO₂, parque nacional Izta-Popo Zoquiapan

Introducción

El cambio climático global se define como las modificaciones termodinámicas que ocurren en la atmósfera a escala global, como consecuencia del incremento de las concentraciones de gases de efecto invernadero (GEI) provocando el calentamiento del planeta (IPCC, 2007). El cambio climático es un proceso natural de la historia evolutiva del planeta tierra; sin embargo, en el último siglo las actividades humanas han contribuido de manera significativa a acelerar este proceso con el aumento en la emisión de GEI.

Las principales actividades de emisión identificadas son: a) uso combustibles fósiles, b) el cambio de uso de la tierra, y la deforestación. El IPCC (2001) estimó que la cantidad neta de C en la atmósfera aumenta en 3.3 GtC año^{-1} , por lo cual para el 2,100 se predice que llegaran a ser de 26 GtC año^{-1} (USDOE, 1999).

Bajo este contexto, actualmente se hace necesario implementar actividades de mitigación, compensación y reducción de emisiones de GEI (IPCC, 2001). Algunas de las medidas que se toman para la captura de carbono en ecosistemas terrestres son: la protección de los ecosistemas (conservación y manejo de bosques) y el manejo del ecosistema (plantaciones forestales) para aumentar la captura de C más allá de las condiciones actuales (USDOE, 1999).

Servicios ambientales y captura de carbono en el parque nacional Izta-Popo, Zoquiapan.

Los servicios ambientales son un conjunto de condiciones y procesos naturales que, dada su existencia, benefician a todos los seres vivos del planeta (Daily, 1997).

Durante el tiempo en que el carbono (C) constituye alguna estructura de la biomasa de un árbol (follaje, ramas, raíces y fuste) y hasta que es descompuesto, se considera almacenado. La captura de carbono es un servicio de regulación cuyo concepto integra la idea de conservar los contenidos de este elemento, así como el aumento de los sumideros de carbono a través del establecimiento de áreas en las que la vegetación es usada como reservorio (Torres y Guevara, 2002). El IPCC (2007) estima que, combinando estrategias de conservación forestal es posible reducir de 20 a 50% las emisiones de CO_2 a la atmósfera como acción de mitigación al cambio climático.

El presente estudio evalúa el potencial de captura de carbono y otras cualidades del bosque de *Pinus hartwegii* del Parque Nacional Izta-Popo, Zoquiapan, donde la captura de carbono se considera como la transformación de CO_2 atmosférico en biomasa vegetal, en cuyo proceso interviene la fotosíntesis. El Parque Nacional Izta-Popo, Zoquiapan es el remanente más importante de bosque, su importancia radica en su estado de conservación y los servicios ambientales que presta como son: la captura de carbono, la captación de agua y refugio de la biodiversidad (CONANP, 2008).

Materiales y métodos

Los individuos de *P. hartwegii* fueron agrupados según su diámetro en 20 clases diamétricas, de 0 a 100cm, para obtener la distribución de frecuencias. Se seleccionaron 21 puntos de muestreo al azar, ubicados en un mapa proporcionado por Natura para el área del

Parque Nacional, dentro de las 668.21 ha a cargo de Pronatura A.C. La medición del diámetro normal de los individuos en campo se realizó por medio de forcípulas y verniers, siguiendo un método de muestreo anidado, jerárquico, estratificado, con distribución sistemática (Figura 1). A partir de ecuaciones alométricas se calculó la densidad, contenido y la captura potencial de carbono, así como el contenido y la captura potencial de carbono CO_{2e} (Cuadro 1).

Cuadro 1. Ecuaciones alométricas para el cálculo de las estimaciones.

Volumen	$V = (AB) (h) (0.7)$	AB =área basal h = altura 0.7=coef. mórfico
Área basal	$AB=p(DN^2/4)$	$p = 3.1416$ DN = diámetro normal
Altura	$h = 3.4618 (\ln DN) + 2.1803$	DN = diámetro normal
Biomasa	$B = (V) (d)$	d = densidad de la madera (0.45) V = volumen
Captura de carbono	$CAER = (ER)(d)(CC)$	ER = existencias reales CC = contenido de carbono (0.45)
Contenido de CO_{2e}	$CO_{2e} = CAER (44/12)$	
Potencial de captura	$PC = (ICA) (d)(CC)$	ICA = incremento corriente anual

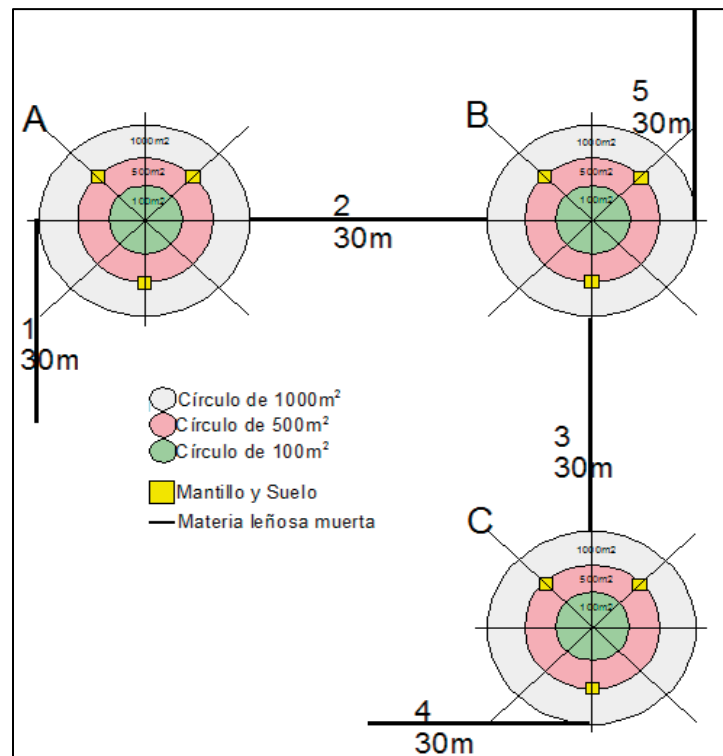
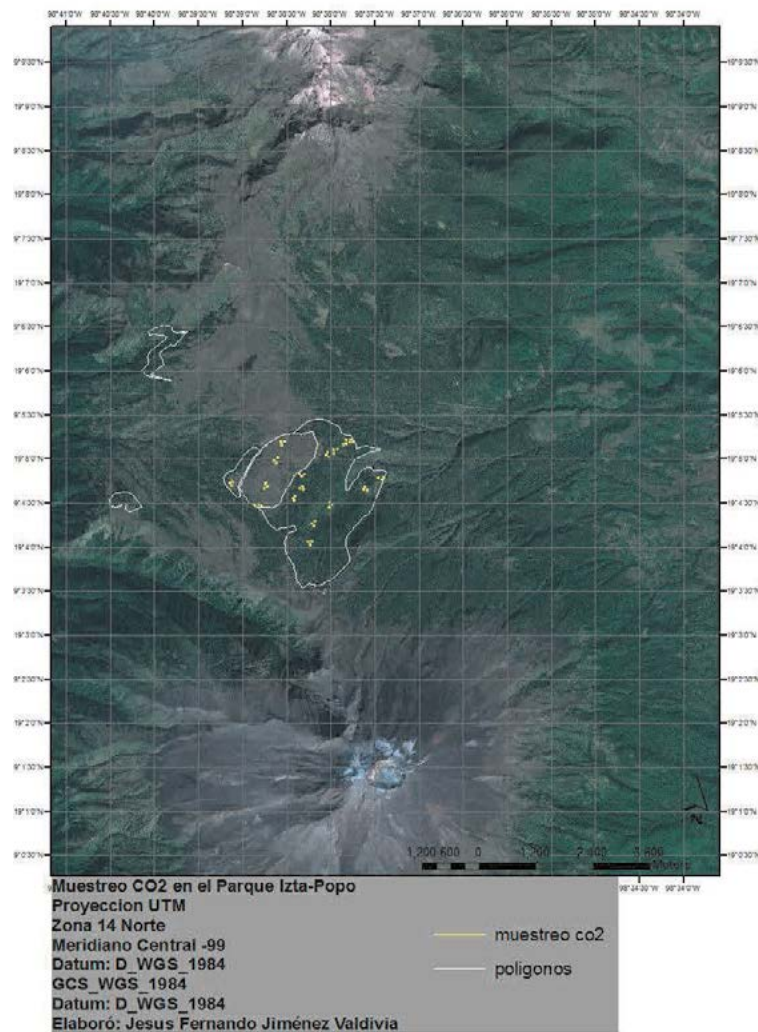


Figura 1. Método de muestreo, anidado, jerárquico estratificado, con distribución sistemática.

Resultados y discusión

La evaluación integral del área de estudio permitió identificar una obertura abierta y una cerrada para *Pinus hartwegii* en el Parque Nacional Izta-Popo (Figura 2), donde la cobertura cerrada, contiene al mayor almacén y captura de carbono y CO₂.

Los sitios 1 al 5 presentan un estimado menor a 50 MgC/ha mientras que del 6 al 21 tienen un estimado de contenido de carbono mayor. La cota máxima y mínima se encuentra en el sitio 5 y 19, respectivamente. Para el contenido de CO₂ en los sitios de muestreo 1 al 5 tenemos menos de 100 MgCO₂ y para los sitios 6 al 21 estimados mayores de contenido de CO₂ de 100 MgCO₂/ha. Al igual que para los resultados de contenido de carbono, los sitios 5 y 19 presentaron la cota máxima y mínima. Es posible apreciar que ambos valores (C y CO₂ almacenado) se encuentran relacionados con la cantidad de biomasa almacenada en los individuos (Figura 3).



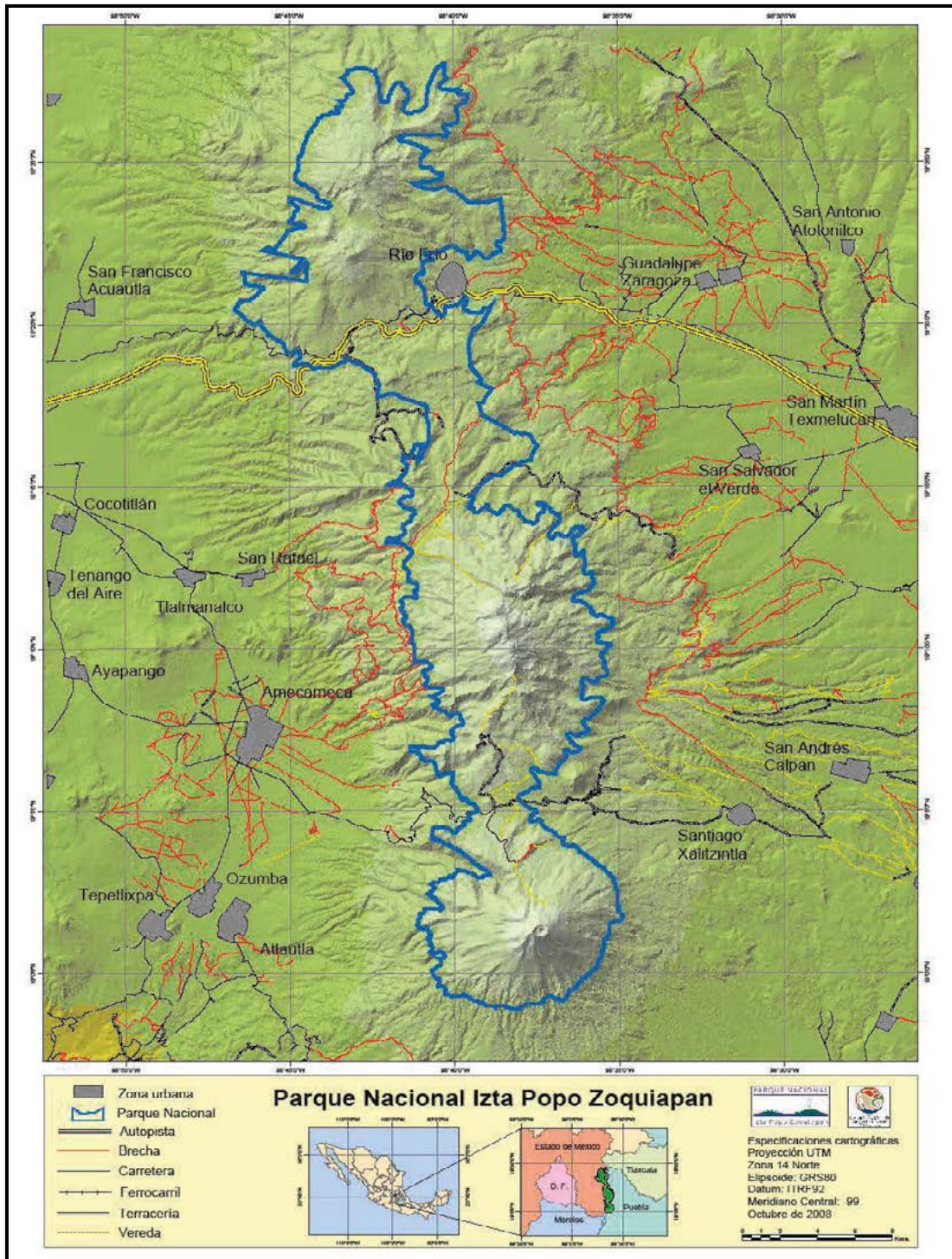


Figura 2. Mapa de Ubicación del Parque Nacional. Puntos de muestreo. Polígono de cobertura abierta y polígono de cobertura cerrada.

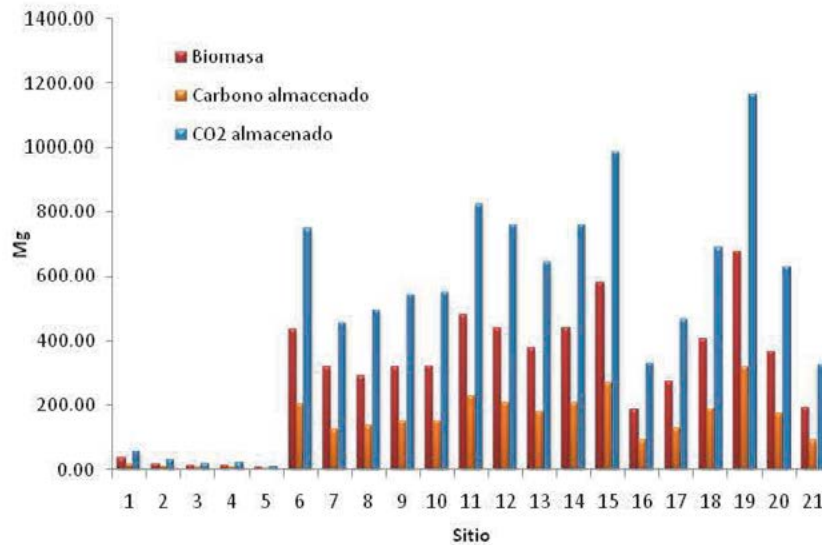


Figura 3. Grafica que muestra el contenido de biomasa, carbono y CO₂ en los diferentes sitios.

Así mismo, la cantidad de biomasa de los sitios 1 al 5 fue menor a 50 Mg ha⁻¹; sin embargo, el sitio 19 presentó la mayor cantidad de biomasa, siendo mayor a 500 Mg ha⁻¹. Cabe señalar que aunque los sitios 1 al 5 presentan poca biomasa debido a individuos con diámetros de 0 a 10 cm (menor edad), la abundancia de estos es comparable con otros sitios que corresponden a individuos de mayor edad. La captura potencial está directamente relacionada con el Incremento corriente anual de la especie *P. hartwegii*, es decir, con su crecimiento anual, que permite que se incorpore nueva biomasa, y con ello se almacene materia orgánica en forma de C (Figura 4).

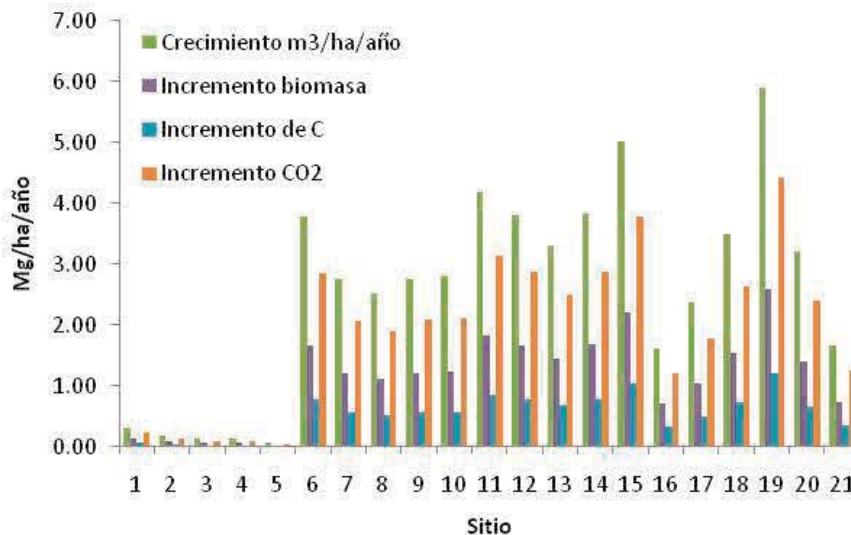


Figura 4. Valores de captura potencial de carbono y CO₂, en función del aumento de biomasa por año.

Se estimó una captura potencial de carbono de $12.12 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para dosel abierto y 2.09 Mg/ha/año para dosel cerrado, teniendo valores máximos de 0.23 y $3.57 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, y mínimos de 0.04 y $0.96 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, respectivamente.

En base a lo anterior, se estimó la valoración del servicio ambiental de captura de carbono, que para una superficie de 668.21 hectáreas es de US \$13,300.35, que equivale a \$154,652.45 pesos mexicanos (\$11.6277 valor del dólar). Sin embargo, mientras no se cuente con los canales jurídicos adecuados, no se puede vender este servicio ambiental puesto que el área es propiedad federal.

La distribución de frecuencias del diámetro normal (DN) de *Pinus hartwegii*, se hizo en función de 20 clases, que van desde cero hasta 100 cm, se resalta la gran cantidad de renuevos con diámetros de cero a 10 cm en más de mil individuos. Se obtuvieron menos de 50 individuos con diámetros de 95 a 100 cm (Figura 5).

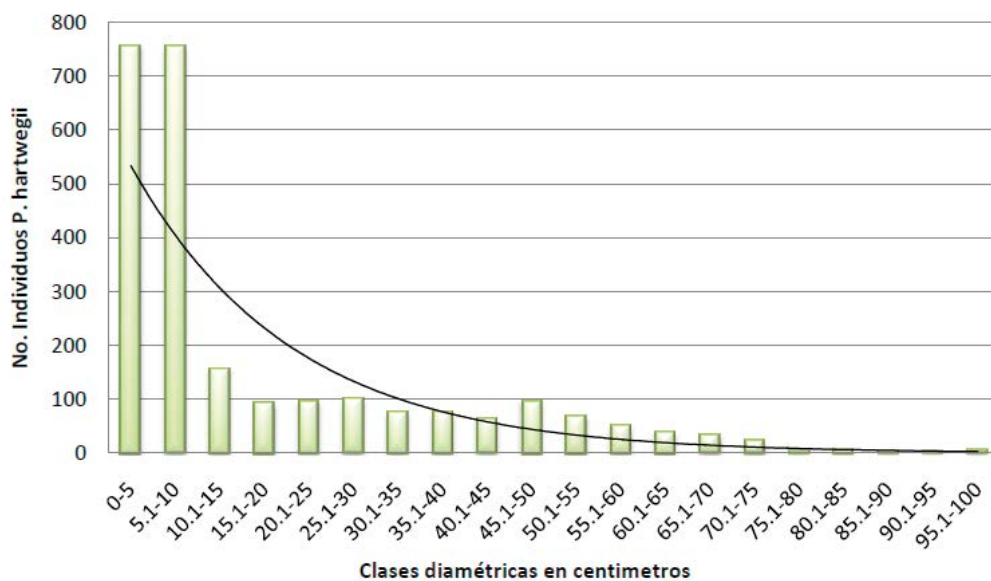


Figura 5. Distribución de frecuencias del DN de *Pinus hartwegii*

Los diámetros y alturas de individuos nos da indicio de las edades de los árboles del Parque, ésta distribución muestra que son más abundantes las clases diamétricas pequeñas, es decir, aquellas que corresponden a los árboles de renuevo plantados durante el programa de reforestación de los últimos 10 años y aquellos que pertenecen al renuevo natural del bosque, particularmente las clases que incluyen los diámetros 0 a 5 cm y 5.1 a 10 cm, mientras que los árboles más maduros constituyen la minoría. Se estimó que el promedio de individuos por hectárea es de 298, con una gran heterogeneidad en la abundancia por sitio muestreado (masa de bosque no coetánea). De los sitios muestreados, el sitio 12 se encontró más densamente poblado, mientras que en el sitio 21 tuvo el menor número de individuos por hectárea.

La cantidad de árboles que han tenido éxito en la reforestación no es significativa, debido a la falta de suelos, consecuencia de una gruesa capa de ceniza volcánica que limita

la deposición de los nutrientes adecuados, así como la fijación de las raíces al sustrato que impide su crecimiento, lo que afecta la sobrevivencia de las plántulas de *Pinus hartwegii*. Por otro lado, la presencia de madrigueras de tuzas daña la regeneración. Las prácticas implementadas durante la reforestación pudieron no ser las mejores, pues la remoción de tierra hecha por el tractor facilitó el acceso a las raíces de los renuevos.

Conclusiones

Se encontró un contenido y captura potencial de carbono y CO₂ diferencial de *Pinus hartwegii*, tanto para la cobertura abierta como cerrada. El bosque de *P. hartwegii* cerrado, es la cobertura vegetal que captura mayor cantidad de carbono. Para asegurar el éxito de futuras reforestaciones es de suma importancia el establecimiento de un vivero *in-situ* y selección de especies nativas, donde se lleve a cabo una selección artificial, ya que, en los estratos abiertos la calidad del suelo es deficiente. Los beneficios de las reforestaciones y la contribución de la captura de carbono en el bosque de *Pinus hartwegii*, se reflejarán en la conservación y estabilidad de ciclos naturales, así como en las comunidades aledañas que dependen de los servicios naturales.

Referencias bibliográficas

- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2008. Dirección del Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl. (<http://iztapopo.conanp.gob.mx/descripcion.php>, Consultado el 25 de abril del 2011).
- Daily, G., S. Alexander, P. Ehrlich, L. Goulder, J. Lubchenco, P. Matson, H. Mooney, S. Postel, S. Schneider, D. Tilman, y G. Woodwell. 1997. Ecosystem Services: Benefits Supplied To Human Societies By Natural Ecosystems. *Issues in Ecology* 2: 1-16.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2001. Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Houghton, J. T. Y., D. Ding, M. Griggs, P. Noguer., X. van der Linden, K. Dai, and C.A. Johnson (eds). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 881p.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2007: Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Pachauri, R. K., y A. Reisinger (eds). Ginebra, Suiza, 104 p.
- Torres-Rojo, J. M., y A. Guevara. 2002. El potencial de México para la producción de servicios ambientales: captura de carbono y desempeño hidráulico. *Gaceta Ecológica*, abril-junio (63): 40-59.
- USDOE (U.S. Departamento de Energía). 1999. Carbon Sequestration: Research and Development. Office of Science/Office of Fossil Energy. *In: Report on the DOE Workshop on Research and Development Priorities for Carbon Sequestration*. September 14–15, 1999. Gaithersburg, Maryland.

1.20

Estimación del contenido y captura potencial de carbono en biomasa aérea, en la reserva de la biósfera Marismas Nacionales, Nayarit, México

Rojas Briseño Rocío Grisel¹, Ordóñez Díaz José Antonio Benjamín²; Torres Origel Juan Francisco³; Jiménez Álvarez Itsel Fernanda¹; Galicia Naranjo Adolfo⁴; Carmona Hernández Jhoana Verenise¹, Oscar Aguado Bautista¹, Irma E. García Sánchez¹, Vanessa Sepúlveda Jiménez¹.

¹Facultad de Ciencias, UNAM. *gricel_rb@hotmail.com*.

²Pronatura México A.C. Calle de Aspergulas (antes pino) No 22 Colonia San Clemente, Delegación Álvaro Obregón, C.P. 01740, México Distrito Federal

³Consultor privado. Acanto No 45 int. 206 Cond. Antigua Ajusco. Col. Ampliación Miguel Hidalgo. Del Tlalpan C.P. 14250

⁴Facultad de Estudios Superiores, (FES Iztacala). UNAM.

Resumen

Entre los cambios globales inducidos por el ser humano en el planeta, resalta el incremento de gases de efecto invernadero en la atmósfera (e.g. dióxido de carbono, metano, óxido nitroso, hidrofluorocarbonos, perfluorocarbonos, hexafluoruro de azufre), mismos que modifican su composición química y termodinámica, la temperatura del aire y en conjunto los patrones climáticos del planeta, dando lugar al fenómeno conocido como: cambio climático global. Los efectos del cambio climático global son temas de relevancia para México; los escenarios de sus consecuencias en nuestro país incluyen la desaparición de bosques, pérdida de cosechas, cambios en la vegetación, desertificación y sequías, crisis de agua e inundaciones, entre los principales. Bajo este contexto una solución al problema del cambio climático es favorecer la captura de carbono (C) por un mecanismo reconocido actualmente: la fotosíntesis. El objeto del presente estudio es estimar el contenido y captura potencial de carbono en biomasa vegetal aérea, en el Área Natural Protegida Marismas Nacionales, Nayarit, México. Adicionalmente se valoró el costo de la captura en el mercado voluntario de carbono, como alternativa para promover la conservación de la vegetación, y contribuir al desarrollo sustentable de las poblaciones rurales. La Reserva de la Biósfera Marismas Nacionales, representa una fuente de diversos servicios ecosistémicos brindados por sus interacciones ecosistémicas, en particular, la captura de carbono. Se registra que la selva mediana aporta el mayor contenido de carbono almacenado por hectárea con 120 MgC ha^{-1} y una captura potencial de $8.8 \text{ MgCO}_2\text{e ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, seguido del manglar con un almacén de 102 MgC ha^{-1} y captura de $6.9 \text{ tCO}_2\text{e ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, la selva baja espinosa tiene un almacén de $50.61 \text{ MgC ha}^{-1}$ con potencial de $1 \text{ MgCO}_2\text{e ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y el palmar de $42.75 \text{ MgC ha}^{-1}$ cuyo potencial de captura es $0.8 \text{ MgCO}_2\text{e ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, mientras que los ecosistemas como el pastizal y la vegetación halófilos presentaron un almacén de carbono de 9 MgC ha^{-1} y capacidad de almacenar $0.43 \text{ tCO}_2\text{e ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, y aquellos con

algún grado de alteración como la selva baja con vegetación secundaria y el pastizal inducido mostraron 8.03 MgC ha^{-1} y 7 MgC ha^{-1} respectivamente, con su potencial de captura de 0.33 y $0.61 \text{ tCO}_2\text{e ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

Palabras clave: cambio climático, ecosistemas, servicios ambientales.

Introducción

Cambio climático y efecto invernadero

El clima de la Tierra está dado por el balance en la entrada y salida de energía en forma de radiación solar (equilibrio radioactivo), de su actividad radiactiva y de la abundancia de gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera, nubes y aerosoles (IPCC, 1990); el 19% de la energía es absorbida por la atmósfera (depleción), 51% por la superficie de la tierra (insolación) y el 30% restante es reflejada al espacio exterior (Magaña, 1994).

El cambio climático global, se define como las modificaciones termodinámicas que ocurren en la atmósfera a escala global, como consecuencia del incremento de las concentraciones de GEI provocando el calentamiento del planeta (IPCC, 2007) y es derivado del incremento en las emisiones de GEI: bióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O), derivados fluorados del metano y etano (HFC), los perfluorocarburos (PFC) y el hexafluoruro de azufre (SF_6) que provienen de diversas fuentes, entre las que destacan: la generación de energía, los procesos industriales, la agricultura y el cambio de uso de suelo, la generación de desechos, los combustibles del transporte internacional aéreo y marítimo, y las emisiones de CO_2 por quema de biomasa (IPCC, 2007).

El efecto invernadero se debe a que algunos gases atmosféricos en particular permiten que la mayor parte de la radiación solar incidente penetre a través de la atmósfera, una parte de esa radiación es absorbida por la superficie terrestre propiciando que se caliente y otra es reflejada hacia espacio exterior; cuanto mayor es la concentración de los GEI en la atmósfera, menor es la cantidad de radiación infrarroja que el planeta re-emite libremente al espacio exterior; de esta manera se incrementa la cantidad de calor atrapado en la atmósfera, dando origen a que se eleve anormalmente la temperatura superficial del planeta (IPCC, 1990; Masera, 2006).

Según las proyecciones del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, 2001), a medida que la concentración de CO_2 continúe aumentando, la modificación de la temperatura podría resultar en un incremento entre 1.5 a 3.5°C , estas y otras alteraciones climáticas y ambientales traería perturbaciones de tipo, biológico, social y económico.

Servicio ecosistémico: Captura de Carbono

Los servicios ecosistémicos se definen como un conjunto de condiciones y procesos naturales cuya existencia, brinda beneficios a la sociedad, que los aprovecha de diferentes formas y que les permiten cubrir sus necesidades básicas para subsistir (Daily *et al.*, 1997). La captura de carbono es un servicio de regulación cuyo concepto integra la idea de

conservar los contenidos de este elemento, así como el aumento de los sumideros de carbono a través del establecimiento de áreas en las que la vegetación es usada como reservorio (Torres y Guevara, 2002).

Los bosques del mundo capturan y conservan más carbono que cualquier otro ecosistema terrestre (Montoya et. al., 1995). La FAO (2010) calcula que los bosques del mundo almacenan aproximadamente 289 gigatoneladas (Gt) de carbono solo en su biomasa, de las cuales Vega (2008), estima que México posee en sus ecosistemas 21,683 GtCO₂ (Cuadro 1).

El IPCC (2007) estima que, combinando estrategias de conservación forestal con proyectos de reforestación en el mundo, los bosques podrían resultar en un sumidero neto de carbono durante los próximos cien años, permitiendo reducir de 20 a 50% las emisiones de CO₂ a la atmósfera como acción de mitigación al cambio climático.

La Reserva de la Biosfera Marismas Nacionales incluye al manglar más extenso del Pacífico mexicano ocupando el 2.83% de los 4.8 millones de hectáreas destinados a la conservación de zonas marinas en el territorio del país, que en conjunto capturan 1.9% del carbono almacenado en los ecosistemas de México. Es decir, estas áreas a pesar de estar representadas en poca superficie, capturan de manera más eficiente el CO₂ en comparación con otros tipos de cobertura más extensos como el matorral xerófilo o el bosque de coníferas (Vega, 2008).

En adición los ecosistemas costeros contribuyen con otros servicios ecosistémicos además de la captura de carbono, como son: el control de la erosión, alta productividad primaria, son almacenes de nutrientes alóctonos y sedimentos, filtración de agua, protección de la línea de costa y protección frente a ciclones y tormentas, regulación del clima, ciclaje de nutrientes, su fauna contribuye al control biológico, albergan una increíble diversidad de especies de importancia ecológica y comercial, contribuyen a la recreación y disfrute de la belleza escénica, y finalmente su condición como ecotonos y frontera entre el mar y la corteza les confiere de un papel fundamental en el equilibrio ecológico de la naturaleza.

Cuadro 1. CO₂ almacenado en ecosistemas terrestres de México (Vega, 2008)

Ecosistema	hectáreas	%	CO₂ almacenado	%
Bosque de coníferas	16,781,749	12.2	4,312,909,493	19.9
Bosque de Quercus	15,548,762	11.3	3,669,507,832	16.9
Bosque tropical perennifolio	9,465,901	6.9	2,887,099,805	13.3
Bosque tropical caducifolio	23,470,314	17.1	3,614,428,356	16.7
Bosque mesófilo de montaña	1,825,204	1.3	784,837,720	3.6
Matorral xerófilo y vegetación semiárida	52,879,694	38.4	4,230,375,520	19.5
Pastizal natural, halófilo y gipsófilo	14,954,590	10.9	1,450,595,230	6.7

Cuadro 1. Continuación

Vegetación acuática y subacuática	2,600,745	1.9	733,410,090	3.4
Total	137,526,959	100	21,683,164,046	100

Materiales y Métodos

Se seleccionaron 12 puntos de muestreo a partir del mapa de uso de suelo y vegetación elaborado por Torres *et al.* (2010) para el área de Marismas Nacionales. La medición del diámetro normal de los individuos en campo se realizó siguiendo un método de muestreo anidado, jerárquico, estratificado, con distribución sistemática, propuesto por Ordóñez *et al.* (2008), (Figura 1).

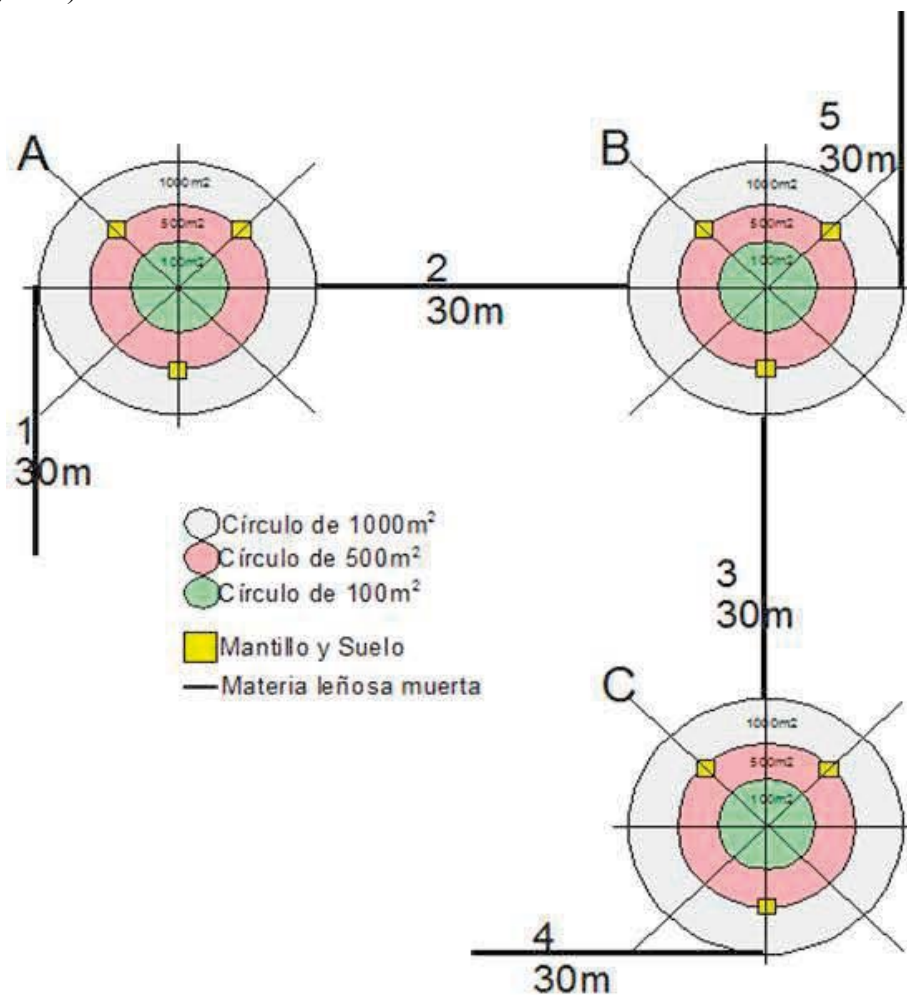


Figura 1. Método de muestreo (Ordóñez *et al.*, 2008).

A partir de ecuaciones alométricas se calculó el contenido y la captura potencial de carbono ó el contenido y la captura potencial de carbono CO_{2e} (Cuadro 2).

Cuadro 2. Ecuaciones alométricas para el cálculo de las estimaciones

Parámetro	Fórmula	Descripción
Volumen	$V = (AB) (h) (0.7)$	AB=área basal h= altura 0.7=coef.mórfico
Área basal	$AB = \pi(DN^2/4)$	$\pi = 3.1416$ DN= diámetro normal
Altura	$h = 3.4618 (\ln DN) + 2.1803$	DN = diámetro normal
Biomasa	$B = (V) (\delta)$	δ = densidad de la madera (0.45) V = volumen
Captura de carbono	$CAER = (ER)(\delta)(CC)$	ER = existencias reales CC = contenido de carbono (0.45)
Contenido de CO_{2e}	$CO_{2e} = CAER (44/12)$	
Potencial de captura	$PC = (ICA)(\delta)(CC)$	ICA= incremento corriente anual

Resultados y Discusión

Se calculó que el área ocupada por cada una 12 clases de cobertura vegetal y uso del suelo presentes, se distribuye con: el manglar como dominante con más del 44% del total de la superficie, seguido de los cuerpos de agua con el 25 %, la vegetación halófila representada con 9%, el pastizal halófilo y la selva baja espinosa con vegetación secundaria el 5%, la sección con manglar seco que ocupa el 4% de la superficie total, y las clases restantes cuentan con menos del 1% de la superficie total.

La selva mediana aporta el mayor contenido de carbono almacenado por hectárea con 120 tC ha⁻¹ y una captura potencial de 8.8 tCO_{2e} ha⁻¹ año⁻¹, seguido del manglar con un almacén de 102 tC ha⁻¹ y captura de 6.9 tCO_{2e} ha⁻¹ año⁻¹, la selva baja espinosa tiene un almacén de 50.61 tC ha⁻¹ y 1 tCO_{2e} ha⁻¹ año⁻¹ y el palmar de 42.75 tC ha⁻¹ cuyo potencial de captura es 0.8 tCO_{2e} ha⁻¹ año⁻¹, mientras que los ecosistemas como el pastizal y la vegetación halófilos presentaron un almacén de carbono de 9 tC ha⁻¹ y capacidad de almacenar 0.43 tCO_{2e} ha⁻¹ año⁻¹, y aquellos con algún grado de alteración como la selva baja con vegetación secundaria y el pastizal inducido mostraron 8.03 tC ha⁻¹ y 7tC ha⁻¹ respectivamente, con un potencial de captura de 0.33 y 0.61 tCO_{2e} ha⁻¹ año⁻¹ (Figura 2 y 3).

Considerando la extensión geográfica de las coberturas, es posible advertir claramente que el manglar es el tipo de cobertura que más contribuye a la captura, por ser la que mayor área ocupa dentro de la Reserva de la Biosfera Marismas Nacionales.

En los ecosistemas costeros los promedios de fotosíntesis son más altos y la descomposición es más lenta como resultado de la ausencia de oxígeno en el suelo, de manera que se acumulan grandes cantidades de materia orgánica (Moreno *et al.*, 2006), lo que resalta la importancia de esta reserva como sumidero que contribuye en la mitigación del cambio climático global y la generación de otros servicios ecosistémicos como son: el

control de la erosión, alta productividad primaria, almacén de nutrientes, filtración de agua, protección de la línea de costa, protección frente a ciclones y tormentas, regulación del clima, ciclaje de nutrientes, control biológico, albergue de biodiversidad de importancia ecológica y comercial, recreación y disfrute de la belleza escénica, y finalmente su condición como ecotonos y frontera entre el mar y la corteza les confiere de un papel fundamental en el equilibrio ecológico de la naturaleza.

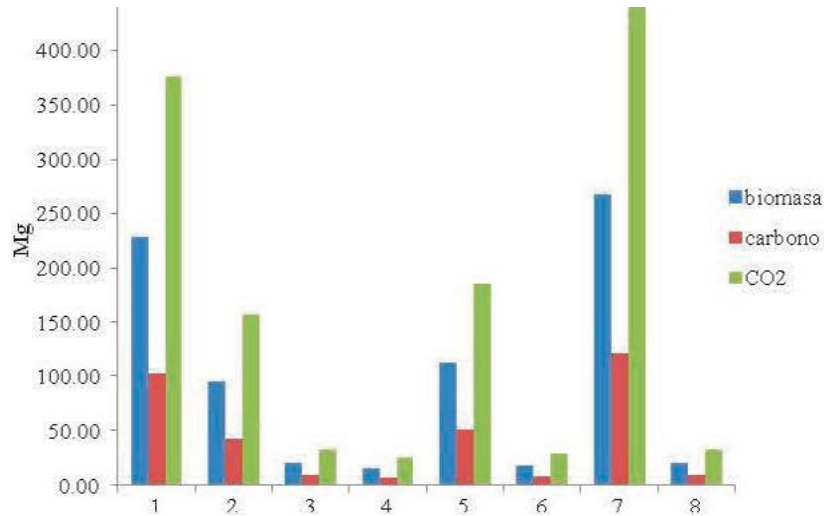


Figura 2. Contenido de biomasa, carbono y CO_{2e} por hectárea en cada cobertura vegetal. 1. Manglar 2. Palmar 3. Pastizal 4. Pastizal inducido 5. Selva baja espinosa 6. Selva baja espinosa/vs 7. Selva mediana subperennifolia 8. Vegetación halófila

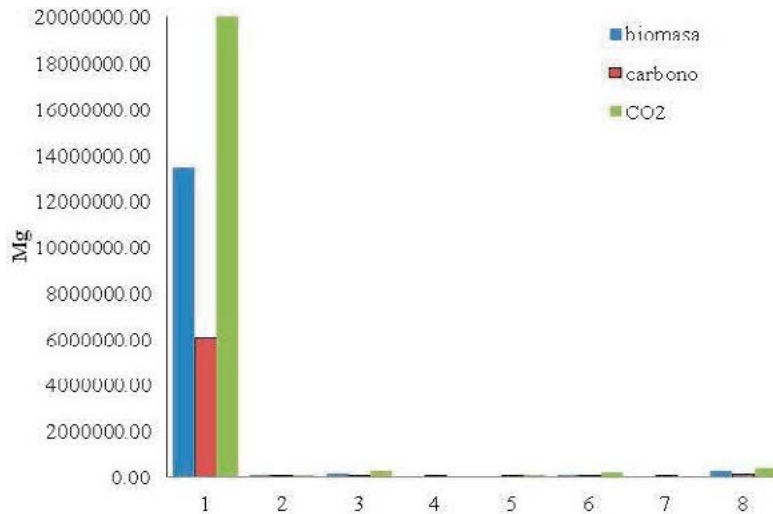


Figura 3. Contenido de biomasa, carbono y CO_{2e} por cobertura vegetal. 1. Manglar 2. Palmar 3. Pastizal 4. Pastizal inducido 5. Selva baja espinosa 6. Selva baja espinosa/vs 7. Selva mediana subperennifolia 8. Vegetación halófila

El aprovechamiento de algunos de estos servicios impactan negativamente los ecosistemas de la reserva; las actividades productivas que los propietarios desarrollan en su predio y en las vecindades dentro de las coberturas vegetales, afectan los almacenes de carbono y su potencial de captura, advirtiendo la pérdida de biomasa particularmente en aquellos que tienen ganado, donde se promueve el turismo y el cambio de cobertura vegetal hacia un uso del suelo agrícola.

Estas situaciones no son más que resultado de la ausencia de soluciones rentables que permitan a los dueños hacer un uso sostenible de los recursos existentes sin comprometer los objetivos del área protegida. En este sentido el pago por servicios ambientales constituye una nueva forma de promover la conservación de los estos ecosistemas, mientras se soporta el desarrollo económico de las poblaciones rurales (Corbera, 2008).

Conclusiones

La Reserva de la Biósfera Marismas Nacionales representa una fuente de servicios ecosistémicos brindados por sus cubiertas forestales, particularmente la captura de carbono. La selva mediana presenta un contenido de carbono almacenado por hectárea con 120 tC ha^{-1} y una captura potencial de $8.8 \text{ tCO}_{2e} \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, seguido del manglar con un almacén de 102 tC ha^{-1} y captura de $6.9 \text{ tCO}_{2e} \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, la selva baja espinosa tiene un almacén de 50.61 tC ha^{-1} con potencial de $1 \text{ tCO}_{2e}/\text{ha/año}$ y el palmar de 42.75 tC ha^{-1} cuyo potencial de captura es $0.8 \text{ tCO}_{2e} \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, mientras que los ecosistemas como el pastizal y la vegetación halófilos presentaron un almacén de carbono de 9 tC ha^{-1} y capacidad de captura $0.43 \text{ tCO}_{2e} \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, y aquellos con algún grado de alteración como la selva baja con vegetación secundaria y el pastizal inducido mostraron 8.03 y 7 tC ha^{-1} respectivamente, con su potencial de captura de 0.33 y $0.61 \text{ tCO}_{2e} \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

Sin embargo, es el manglar el tipo de cobertura que por su superficie del 44% del total de la RBMN contribuye mayoritariamente al almacén y captura potencial.

La venta del servicio ambiental “captura de carbono”, puede suministrar a los proveedores del servicio, dueños de los terrenos incluidos en Marismas Nacionales, una opción de aprovechamiento viable para nutrir su economía, sin generar la pérdida de cobertura y sus servicios ecosistémicos.

Referencias bibliográficas

- Corbera, E., C. González, and K. Brown. 2008. Institutional dimensions of Payments for Ecosystem Services: An analysis of Mexico's carbon forestry program. *Ecological Economics*. 68 (3):743-761.
- Daily, G., S. Alexander, P. Ehrlich, L. Goulder, J. Lubchenco, P. Matson, H. Mooney, S. Postel, S. Schneider, D. Tilman, y G. Woodwell. 1997. Ecosystem Services: Benefits Supplied To Human Societies By Natural Ecosystems. *Issues in Ecology* 2: 1-16.
- FAO. 2010. Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales. 12p.
- Intergovernmental Panel Climatic Change (IPCC). 1990. Climate Change: The IPCC Scientific Assessment. First Assessment Report (FAR). Cambridge University Press. 326 p.

- Intergovernmental Panel Climatic Chage (IPCC). 2001. Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Houghton, J.T., Y. Ding, D. J. Griggs, M. Noguer, P. J. Van der Linden, X. Dai, K. Maskell, and C. A. Johnson (eds). Cambridge University Press. 881p.
- Intergovernmental Panel Climatic Chage (IPCC). 2007. Cambio Climático 2007: Informe de Síntesis. Contribución de los grupos de trabajo I, II y III al cuarto Informe de evaluación del grupo intergubernamental de expertos sobre el Cambio Climático. Pachauri K., and A. Reisinger (eds). IPCC. 104 p.
- Magaña, V.1994. El pronóstico del tiempo para los próximos días, meses, años. Ciencias 35:15-22.
- Masera, O. 2006. La Ecología Global desde la perspectiva del cambio climático. Ciencias 81: 4-15.
- Montoya, G., S. Soto, B. de Jong, K. Nelson, P. Farias, P. Yakac'tic, J. Taylor y R. Tipper. 1995. Desarrollo forestal sustentable: captura de carbono en las zonas tzeltal y tojolabal del estado de Chiapas. Instituto Nacional de Ecología – Centro de Investigaciones Ecológicas del Sureste. 50p.
- Moreno C., E. Peresbarbosa, y B. Travieso. 2006. Estrategias para el manejo integral de la zona costera: un enfoque municipal, Vol I. Instituto de Ecología A.C. – CONANP. pp: 21-50.
- Ordóñez, D, J. 2008. Los ecosistemas forestales y el cambio climático en México. Tesis doctoral. Instituto de Ecología, UNAM. 140 p.
- Torres, J., y A. Guevara. 2002. El potencial de México para la producción de servicios ecosistémicos: captura de carbono y desempeño hidráulico. Gaceta Ecológica. 63:40-59.
- Vega, L. 2008. Importancia económica de las Áreas Naturales Protegidas como sumideros de carbono en México. Versión abreviada del documento: Valor económico potencial de las Áreas Naturales Protegidas federales de México como sumideros de carbono. The Nature Conservancy. 7p.

1.21

Estimación del contenido y captura potencial de carbono en biomasa aérea, en la Reserva de la Biosfera de Abra Tanchipa, San Luis Potosí, México

Carmona Hernández Jhoana Verenise¹; Ordóñez Díaz José Antonio Benjamín²; Torres Origel Juan Francisco³; Jiménez Álvarez Itsel Fernanda^{1,2}; Galicia Naranjo Adolfo^{2,4}; Rojas Briseño Rocío Grisel^{1,2}; Oscar Aguado Bautista¹; Irma E. García Sánchez¹; Vanessa Sepúlveda Jiménez.¹

Facultad de Ciencias, UNAM. Autor para correspondencia: verenisecarmona@gmail.com

²Pronatura México A.C. Aspérgulas 22 Colonia San Clemente. CP 01740. México.

³Consultor privado.

⁴FES Iztacala. UNAM.

Resumen

La Reserva de la Biosfera de la Sierra de Abra Tanchipa, es un área natural protegida que se encuentra en la zona de la Huasteca, en el Estado de San Luis Potosí, forma parte de la Sierra Madre Oriental, lo cual constituye un factor importante, en las condiciones climáticas regionales, debido a que actúa como barrera meteorológica entre llanura costera del Golfo y el Altiplano, además que se encuentra entre los límites de la región biogeográfica Neártica y Neotropical, el cual es el límite boreal de las selvas medianas perennifolias y bajas caducifolias, lo cual explica su biodiversidad, por lo que se identificaron siete clases de cobertura vegetal; en tres de ellas se estimó el carbono almacenado y su respectivo potencial de captura. La selva baja caducifolia tiene el 89% de la superficie total del ANP, la composición y estructura de esta clase en particular es diferente a clases similares de cobertura en otras localidades. Respecto al carbono almacenado, la selva baja caducifolia presenta un estimado de 82.29 MgC ha⁻¹, la selva baja caducifolia con vegetación secundaria con 45.6 MgC ha⁻¹, a diferencia de la selva mediana subcaducifolia que puede almacenar 120 MgC ha⁻¹. El potencial de captura de carbono expresado en MgCO_{2e} ha⁻¹ año⁻¹ presenta un valor mínimo de 0.68 MgCO_{2e} ha⁻¹ año⁻¹ que equivale a 2.5 MgCO_{2e} ha⁻¹ año⁻¹ en la clase correspondiente a la selva baja caducifolia con vegetación secundaria y, un valor máximo de 2.4 MgCO_{2e} ha⁻¹ año⁻¹ equivale 8.8 MgCO_{2e} ha⁻¹ año⁻¹ en la selva mediana subcaducifolia.

Palabras clave: selva baja caducifolia, vegetación secundaria, selva mediana subcaducifolia, captura de carbono.

Introducción

El clima terrestre es producto de la constante y compleja interacción entre la atmósfera, los océanos, las capas de hielo, de nieve, los continentes y, la vida en el planeta (Conde, 2007), Arrhenius predijo que, de duplicarse la concentración de CO₂, en la atmósfera, se producirá un incremento en la temperatura de la atmósfera a nivel planetario entre 4 y 6 °C (Ordoñez, 2010).

A partir de la revolución industrial, en el siglo XVIII, se ha contribuido a incrementar la presencia de dióxido de carbono (CO₂) (Isaza y Campos, 2007), nitrógeno (N₂), oxígeno (O₂) y de otros gases, llamados gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera (Rügnitz, 2010), conllevando a la intensificación del efecto invernadero (Isaza y Campos, 2007), el cual es un fenómeno natural y benéfico para todos los seres vivos, ya que sin él la tierra sería demasiado fría para permitir vida (Rügnitz, 2010); sin embargo, las actividades humanas, tales como el uso de combustibles fósiles para la producción de energía y los procesos derivados del cambio en el uso del suelo y forestería (consecuencia directa de la deforestación y degradación forestal), están generando grandes emisiones de GEI, como dióxido de carbono (CO₂), el cual es uno de los GEI más importantes, debido a las grandes cantidades en las que se emite, también se encuentran otros GEI como metano (CH₄), óxidos de nitrógeno (NO_x), óxidos de azufre (SO_x) y clorofluorocarbonados (CFC's), principalmente (Ordóñez, 1999).

En particular, las actividades antrópicas como el cambio en la cobertura vegetal y uso del suelo, promueven la disminución de los almacenes de carbono (C) contenido en los ecosistemas, tanto en biomasa aérea, mantillo, raíces y suelo. (Ordóñez, 1999).

Materiales y métodos

El insumo básico utilizado para la elaboración del presente proyecto consiste en los mapas de uso de suelo y vegetación elaborados por Mesomaya-CONANP (2010), a partir de los mapas de cobertura vegetal y uso de suelo, se analizó la distribución de los diferentes tipos de vegetación presentes en cada clase que contiene los tipos de vegetación natural presente en el área y con ayuda del personal de cada ANP, se establecen los puntos de muestreo representativos de cada una de las clases de cobertura vegetal y uso del suelo.

Los sitios seleccionados deben ser preferentemente de fácil acceso dado que son sitios donde se establecerá la línea base en la captura de carbono y serán monitoreados continuamente en las ANPs por personal de la misma.

Los sitios propuestos en conjunto con los directivos, fueron revisados considerando que las condiciones de la vegetación estuvieran en concordancia con las condiciones generales observadas durante el trayecto al punto de muestreo. Una vez aprobado el sitio, se utilizó la técnica de muestro de vegetación descrita en este reporte jerárquico, estratificado, con distribución sistemática, propuesto por Ordóñez *et al.* (2008), a fin de realizar la determinación de biomasa en diferentes almacenes, realizar inventarios forestales y análisis del cambio en la cobertura vegetal, uso de suelo e integrarla con el contenido de carbono en biomasa aérea, mantillo y suelo. Una vez identificada la cobertura vegetal en cuestión, de cada una de las áreas propuestas, se procedió a determinar el contenido de carbono y su

potencial de captura en la hectárea tipo de acuerdo con la siguiente ecuación (Ordóñez *et al.*, 2008):

$$C_{AER} = E.R. * \delta * CC \quad (1)$$

donde C_{AER} es el carbono almacenado por especie y por tipo de cobertura vegetal expresado en tC/ha, $E.R.$ son las existencias reales m^3/ha , δ es la densidad de la madera para cada especie expresada en t/m^3 , CC es el contenido de carbono (IPCC, 2003, en Ordóñez, 2008) 0.45.

Una vez estimado el carbono almacenado por especie y por cobertura vegetal y uso de suelo (C_{AER}), se suman los valores obtenidos de las especies contenidas en la cobertura vegetal y uso de suelo y el resultado es el carbono almacenado por cobertura vegetal (C_{AER}) que se expresa en $tC ha^{-1}$.

A continuación, para saber la cantidad de carbono que se encuentra almacenado en cada cobertura vegetal, se procede a multiplicar la superficie del cobertura vegetal por el C_{AER} , y se obtiene tC (o Megagramos de carbono, MgC) por cobertura vegetal (Ordóñez, 2008).

El potencial de captura de carbono, se estima a partir del incremento corriente anual por especie, estimado para cada hectárea muestreada:

$$PCC = I.C.A. * \delta * CC \quad (2)$$

donde PCC es el potencial de captura de carbono $tC ha^{-1} año^{-1}$, $I.C.A.$ el incremento corriente anual $m^3 ha^{-1} año^{-1}$, δ la densidad de la madera para cada especie expresada en $t m^3$, CC es el contenido de carbono (IPCC, 2003, en Ordóñez, 2008). Igual a 0.45.

El factor de expansión usado para incrementos dependerá de la especie o grupos de especies en cuestión; por defecto se usa el valor sugerido de 1.1 aproximadamente (IPCC, 2003, 2006 y 2007, en Ordóñez, 2008).

Resultados y discusión

Se encuentra una vegetación dominante de selva baja caducifolia en la Reserva de Tanchipa, así mismo se encuentra la vegetación de selva mediana subcaducifolia, lo cual va a depender de la proporción de árboles que pierden el follaje en la temporada de sequía.

Este tipo de vegetaciones está dominado por árboles de diferentes especies de hoja caduca que se desarrolla en ambientes cálidos, con diferencias muy marcadas entre las temporadas de lluvias y de estiaje (Vargas, 2010).

Se identificaron siete clases de cobertura vegetal y uso del suelo; en tres de ellas se estimo el carbono almacenado y su respectivo potencial de captura de carbono (cuadro 1), en este caso constituyendo la selva baja caducifolia con el mayor porcentaje de vegetación, que corresponde al 89% de la superficie total del ANP, la composición y estructura de esta clase en particular, es diferente a clases similares de cobertura en otras localidades. Respecto al carbono almacenado, la selva baja caducifolia presento un estimado de $82.29 tC ha^{-1}$.

Así mismo, se identificó la cobertura de suelo de selva baja caducifolia con vegetación secundaria y se observa que en gran medida, el carbono almacenado disminuye con un valor de 45.6 tC ha⁻¹, a comparación de la Selva baja caducifolia y a contraste de la selva mediana subcaducifolia que puede almacenar 120 tC ha⁻¹. La vegetación secundaria presente se debe a las perturbaciones provocadas por la actividad humana, ya que frecuentemente está sujeta a la agricultura de roza, tumba y quema, además de la ganadería extensiva, así estas actividades degradan fuertemente al medio, por lo que puede ser uno de los ecosistemas tropicales más amenazados del mundo (SEMARNAT 2006, en Vargas, 2010).

El impacto humano en la selva baja caducifolia y subcaducifolia es un impacto constante, como se observa en la fragmentación que se traduce en la presencia de áreas con desarrollo de vegetación secundaria y elementos de la comunidad original. Otro impacto fuerte es el debido al reemplazo de la selva baja por pastizales introducidos con fines pecuarios (ganadería), así como la apertura de áreas para la agricultura de temporal. (Torres *et al.*, 2010 y Vargas, 2010).

Cuadro 1. Valores de almacenamiento, captura potencial de carbono y captura potencial de dióxido de carbono del ANP Sierra de Abra Tanchipa.

Cobertura vegetal	Superficie (hectáreas)	Porcentaje (%)	Carbono Almacenado por hectárea	Potencial de captura de carbono por hectárea	Potencial de Captura de CO ₂ e ha ⁻¹	Captura potencial de TCO ₂ e año ⁻¹ por cobertura vegetal
Uso de suelo no forestal	232.61	0.08	Na	Na	Na	Na
Cuerpo de agua	0.28	0	Na	Na	Na	Na
Selva baja caducifolia	19,105.66	89	82.29	1.24	4.53	86,548.63
Selva baja caducifolia/vs	354.77	1.65	45.6	0.68	2.5	886.93
Selva mediana subcaducifolia	1,659.28	7.73	120	2.4	8.8	14,601.63
Selva mediana subcaducifolia/vs	114.13	0.53	Np	Np	Np	Na
Hectáreas totales del ANP	21,466.72				Captura potencial de CO₂e del ANP en toneladas	102,037.20

Abreviaturas: Vs: vegetación secundaria; Na: no aplica; No: no presente; Valores con negritas: valor ponderado

Desde el punto de vista de la explotación forestal, en el caso de la selva baja no es muy importante, dado que por la talla y forma de los árboles que la conforman, no presentan características deseables para el comercio, pero, hay que destacar que a nivel local, se usa la madera de muchas especies para la construcción, fabricación de objetos artesanales, muebles, combustible y otros diversos propósitos; la falta de planes de manejo y

ordenamiento territorial comunitario vulnera la diversidad y permanencia de estos y otros ecosistemas. (Torres. *et al.*, 2010). Lo cual es muy preocupante, ya que los diferentes tipos de vegetación reportados para la sierra del Abra Tanchipa, le confieren una marcada importancia en diversidad vegetal dentro de los ecosistemas presentes en la Huasteca Potosina, sobre todo si se considera que existe una proyección de estos tipos de vegetación más hacia el norte y que puede llegar a representar un corredor ecológico entre los estados de San Luis Potosí y Tamaulipas. (Torres, 2010). A pesar de lo anterior la sierra de Tanchipa sigue conservando ecosistemas únicos donde habita flora y fauna endémica, amenazada y en peligro de extinción. (Vargas, 2010.)

El potencial de captura de carbono expresado en $tCO_2e\ ha^{-1}\ año^{-1}$ presenta un valor mínimo de $0.68\ tC\ ha^{-1}\ año^{-1}$ que equivale a $2.5\ tCO_2e\ ha^{-1}\ año^{-1}$ en la clase correspondiente a la selva baja caducifolia con vegetación secundaria y, un valor máximo de $2.4\ tC\ ha^{-1}\ año^{-1}$ equivale $8.8\ tCO_2e\ ha^{-1}\ año^{-1}$ en la selva mediana subcaducifolia.

Se estimó el costo potencial (Cuadro 2) de la captura de carbono, tomando como base el precio de 10 USD, el ANP tiene un estimado de 1.02 millones de dólares por el carbono que puede ser capturado en todas sus coberturas.

En comparación con el precio internacional, el valor de la captura de carbono es de 88.7 mil dólares; comparando esto con el precio en el mercado europeo se tendría un estimado de 627.2 mil dólares y si se colocara en el mercado americano, el valor promedio estaría en el orden de 577.15 mil dólares.

Cuadro 2. Cantidades en USD potenciales por pago del servicio ambiental captura de CO_2 para la Sierra de Abra Tanchipa.

Cobertura vegetal	Captura potencial de $tCO_2e/año$ por cobertura vegetal	Precio mercado nacional 10 USD por tCO_2e	Precio mercado internacion al 0.87 USD por tCO_2e	Precio mercado europeo 6.15 USD por tCO_2e	Precio mínimo americano 4.74 USD por tCO_2e	Precio promedio mercado americano 5.66 USD por tCO_2e	Precio alto mercado americano 6.8 USD por tCO_2e
Selva baja caducifolia	\$86,548.68	\$865,486.33	\$75,297.31	\$532,038.05	\$410,240.52	\$489,550.54	\$588,215.99
Selva baja caducifolia/vs	\$886.93	\$8,869.31	\$771.63	\$5,452.21	\$4,204.05	\$5,016.81	\$6,027.91
Selva mediana subcaducifolia	\$14,601.63	\$146,016.32	\$12,703.42	\$89,760.22	\$69,211.74	\$82,592.14	\$99,238.00
Costo total de servicio ambiental captura de carbono en el ANP		\$1,020,371.97	\$88,772.36	\$627,250.48	\$483,656.31	\$577,159.49	\$693,481.90

Abreviaturas: cantidades expresadas en USD (tipo de cambio de 9 junio 2011, que es de \$11.77, pesos mexicanos) Valor de dólar en números; Tomado de Torres *et al.*, 2010.

Conclusión

La Reserva de la Biosfera de Abra Tanchipa es una reserva importante al albergar diferentes tipos de flora y fauna, en los sitios muestreados se observaron diferentes tipos de coberturas con presencia de vegetación secundaria, esto es debido a perturbaciones, ya que a nivel local se utiliza la madera para la elaboración de diferentes productos, lo cual afecta la captura potencial de carbono. Una alternativa para la comunidad puede ser el pago por servicio ambiental en captura de carbono ya que puede ser una alternativa viable y nutrir la economía.

Referencias bibliográficas

- Conde, C. 2007. México y el cambio climático global. SEMARNAT. México. 28 p.
- Isaza, F., y D. Campos. 2007. Cambio climático, glaciaciones y calentamiento global. Universidad de Bogotá. 233 p.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). 2010. Reservas de la Biósfera (http://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/reservas_biosfera.php)
- Ordóñez, A. 1999. Estimación de la captura de carbono en un estudio de caso. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT. México. 72 p.
- Ordóñez, J. A. B., B. H. J. de Jong, F. García-Oliva., F. L. Aviña, J. V. Pérez, G. Guerrero, R. Martínez, and O. Masera. 2008. Carbon content in vegetation, litter, and soil under 10 different land-use and land-cover classes in the Central Highlands of Michoacan. *Forest Ecology and Management* 255 (7): 2074-2084.
- Ordóñez, A. 2010. Por la gente por la Tierra. *Newsweek* 20 p.
- Rügnitz, M. 2010. Aprendiendo sobre pagos por servicios ambientales. Fundamentos para la elaboración de proyectos de carbono forestal. *Forest Trends* 54 p.
- Torres, F., A. Flores, F. Calvo, L. Balam, V. Sepúlveda, E. García, O. Aguado, y Z. Araujo. 2010. Valoración económica de seis áreas naturales protegidas como sumideros de CO₂: Laguna Madre, Marismas Nacionales, Zicuirán-Infernillo, Sierra de Abra Tanchipa, Xilitla y Sierra Madre Oriental. *GTZ-CONANP* 137 pp.
- Vargas, A. 2010. La Reserva de la Biosfera del Abra Tanchipa: las ANP de lo internacional a lo local. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. San Luis Potosí. 199 p.

1.22

Estimación del contenido y captura potencial de carbono en la Sierra Madre Oriental

Jiménez Álvarez Itsel Fernanda^{1,2}, Ordoñez Díaz J. Antonio Benjamín², Torres Origel Juan Francisco³, Caballero García Edith², Flores Ramírez Araceli¹, Balam de la Vega Lucila Ma.¹, Calvo Hernández Fidel¹, Rojas Briseño Rocio¹, Carmona Hernández Verenise¹, Aguado Bautista Oscar¹, García Sánchez Irma E.¹, Sepúlveda Jiménez Vanessa¹

¹Facultad de Ciencias, UNAM. Autor para correspondencia: itselfernanda@gmail.com

²Pronatura México A.C. Aspérgulas 22 Colonia San Clemente CP 01740.

³Consultor privado.

Resumen

La Sierra Madre Oriental comprende un conjunto de serranías, situada en el oriente de la República Mexicana, que emerge de la planicie costera del Golfo de México. Diversos autores ubican a la Sierra Madre Oriental a partir de la Faja Volcánica Transmexicana y la proyectan en forma continua hacia el Noroeste, internándose en la parte central de Coahuila y Chihuahua, hasta la frontera norte de México. La Sierra Madre Oriental es un área natural protegida (ANP) y presenta una superficie mayor a los 682 mil ha, de las cuales, a cuatro de ellas no se les estima el carbono almacenado ni su potencial de captura y afectan el 25% de la superficie total. El bosque de encino con el 18% de la superficie total, la selva mediana subperennifolia con 12% y la selva baja caducifolia con vegetación secundaria con 11%; estas tres clases ocupan el 41% de la superficie total del ANP. El bosque de encino dadas sus condiciones, presenta un almacén de carbono estimado en 207 MgC ha⁻¹, la selva alta perennifolia con 166 MgC ha⁻¹, el bosque de pino-encino con 152 MgC ha⁻¹, el bosque de encino con 130 MgC ha⁻¹, la selva baja caducifolia con 127 MgC ha⁻¹ y la selva mediana subperennifolia con 120 MgC ha⁻¹; siendo estas clases las que presentan los mayores almacenes de carbono respecto de las otras clases. La captura unitaria de carbono expresada en MgCO_{2e} ha⁻¹ año⁻¹, es de 14 MgCO_{2e} ha⁻¹ año⁻¹ para el bosque de encino, de 10 MgCO_{2e} ha⁻¹ año⁻¹ para el bosque de pino-encino y la selva alta perennifolia, con 8 MgCO_{2e} ha⁻¹ año⁻¹ la selva baja caducifolia con vegetación secundaria arbustiva y el bosque de encino con vegetación secundaria con un potencial de 5 MgCO_{2e} ha⁻¹ año⁻¹ el bosque de pino-encino con vegetación secundaria y la selva baja caducifolia. Las clases restantes presentan una captura promedio de 0.8 MgCO_{2e} ha⁻¹ año⁻¹.

Palabras claves: Área Natural Protegida, almacén de carbono, servicio ambiental, pago por servicios ambientales

Introducción

El cambio climático global es uno de los principales problemas que enfrenta el mundo de hoy y algunas manifestaciones de dicho cambio es el incremento de cerca de medio grado centígrado desde el siglo pasado (Ciesla, 1996). Por estos días, el cambio climático y una surtida lista de fenómenos asociados como olas de calor, tormentas, sequías, huracanes, inundaciones, derretimiento de los polos y de glaciares no dejan indiferente a nadie. La preocupación por el cambio climático no es nueva, esta fue sugerida por Callendar en el año 1938 (Gates, 1965), actualmente sabemos que el llamado “efecto invernadero” se atribuye al aumento de las concentraciones de CO₂ y otros gases que atrapan la energía electromagnética emitida por la superficie de la tierra y esto tendría un impacto sobre el clima del planeta. Este hecho se sustenta en que la tierra mantiene su balance térmico emitiendo energía, día y noche, en forma de radiación electromagnética. Así, por este proceso, gran parte de la energía solar incidente durante el día y absorbida por la superficie de la tierra es disipada. Esta emisión se produce principalmente en la banda de 4,000 a 15,000 nm. Algunos gases de la atmósfera, tales como el vapor de agua, el CO₂, el metano, el ozono, el óxido nitroso y los clorofluorocarbonos (CFC), son capaces de atrapar esas radiaciones. Al hacerlo, se calientan y remiten una parte de ella hacia la tierra (Gates, 1965).

El cambio climático acelerado es resultado de la actividad humana, específicamente por la intensidad con la que utilizamos combustibles fósiles, y por la destrucción y pérdida de grandes áreas de selvas y bosques. Sin acciones para mitigarlo, el cambio climático puede traer en el mediano y largo plazos alteraciones irreversibles de los balances biológicos que hacen posible la vida en el planeta. Por lo pronto, estos cambios de clima tienen ya efectos negativos sobre comunidades humanas en prácticamente todo el mundo, lo que se refleja en pérdida de vidas y en altísimos costos económicos.

Según el Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (2007), la temperatura de la Tierra ha incrementado aproximadamente 0.74 °C desde 1906. Las concentraciones atmosféricas de dióxido de carbono (379 ppm) y metano (1774 ppm) en 2005 exceden con mucho el intervalo natural de valores de los últimos 650,000 años. Los aumentos de la concentración mundial de dióxido de carbono se deben principalmente a la utilización de combustibles de origen fósil y, en una parte apreciable pero menor, a los cambios de uso de la tierra. Es muy probable que el aumento observado de la concentración de metano se deba predominantemente a la agricultura y a la utilización de combustibles de origen fósil. Sin embargo, no todos los gases con efecto invernadero poseen igual capacidad para calentar la atmósfera, tanto por su poder intrínseco para absorber radiación como por su vida media en la atmósfera. Así se ha desarrollado una escala relativa que compara los diferentes gases con el CO₂. Así, el CO₂ tiene un potencial de calentamiento igual a 1, el metano tiene 11, el óxido nitroso de 320 y los CFC entre 1,300 a 4,000 (Ciesla, 1996).

Los árboles en particular almacenan grandes cantidades de carbono durante toda su vida. Los bosques del mundo capturan y conservan más carbono que cualquier otro ecosistema terrestre y participan con el 90% del flujo anual de carbono entre la atmósfera y el suelo (Ordóñez, 1999).

Los principales almacenes de C en los ecosistemas forestales son la vegetación, el mantillo y el suelo. La vegetación es la encargada de incorporar el C atmosférico al ciclo biológico por medio de la fotosíntesis. Los bosques del mundo (templados y tropicales) capturan y conservan más carbono que cualquier otro ecosistema terrestre y participan con el 90% del flujo anual de carbono entre la atmósfera y el suelo (Apps *et al.*, 1993).

La Sierra Madre Oriental en el estado de San Luis Potosí, comprende un conjunto de serranías, situada en el oriente de la República Mexicana, emerge de la planicie costera del Golfo de México. Diversos autores ubican a la Sierra Madre Oriental a partir de la Faja Volcánica Transmexicana y la proyectan en forma continua hacia el noroeste, internándose en la parte central de Coahuila y Chihuahua, hasta la frontera norte de México. El área de interés para el presente trabajo solo incluye una parte de la porción central de la Sierra Madre Oriental, en la zona correspondiente al estado de San Luis Potosí, que abarca la provincia biogeográfica de la Gran Sierra Plegada en particular como sumidero de carbono. (Figura 1) El presente estudio tiene como objetivo general estimar el valor potencial de la captura de carbono en biomasa aérea, calcular las toneladas de carbono almacenadas y la capacidad de captura de CO₂ por hectárea conservada y su respectivo valor económico expresado en dólares americanos (USD); cuyos valores se tomarán como referente en las negociaciones de la iniciativa REDD y para el monitoreo del cambio en la cobertura vegetal y de uso del suelo.

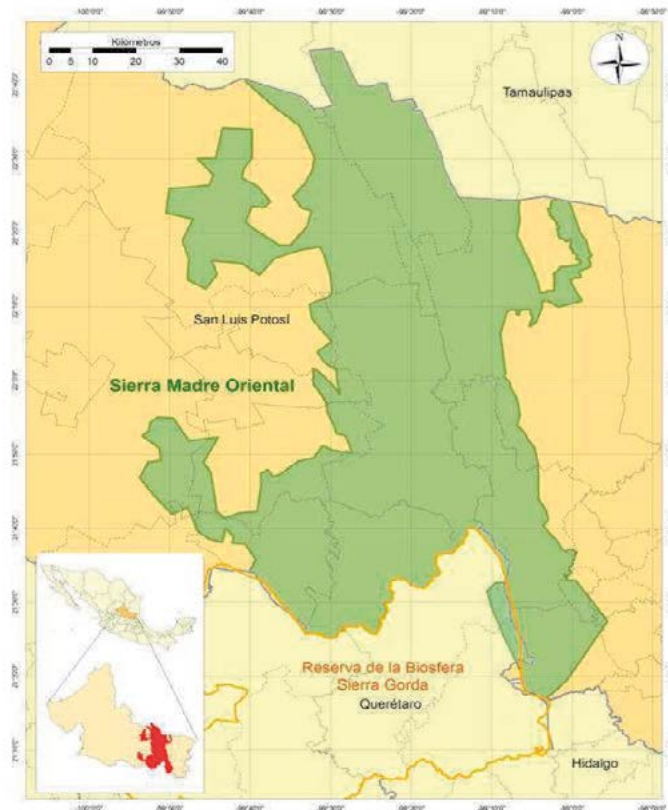


Figura 1. Ubicación del área propuesta para protección Sierra Madre Oriental

Materiales y métodos

Se utilizaron los datos elaborados por Mesomaya-CONANP (2010) durante el desarrollo del proyecto “Iniciativa de México para la protección del clima en el corredor ecológico Sierra Madre oriental y en las lagunas costeras de Laguna Madre y Marismas nacionales”. A partir de los mapas de cobertura vegetal y uso de suelo, se analizó la distribución de los diferentes tipos de vegetación presentes en cada clase que contiene los tipos de vegetación natural presente en el área y con ayuda del personal de cada ANP, se establecen los puntos de muestreo representativos de cada una de las clases de cobertura vegetal y uso del suelo.

La estimación de la captura de carbono no es un tema simple, ya que presenta muchas variables que hacen este rubro difícil de estimar (Ordóñez, 1999); concretamente se refiere a la cantidad de carbono fijado en la biomasa de organismos vivos que se gana año con año (es decir crecimiento).

Los estudios principalmente consideran a los ecosistemas forestales y la información previa para la estimación de la captura de carbono parte de un inventario forestal; esto es expresado en metros cúbicos por hectárea y el incremento corriente anual (ICA) expresado en metros cúbicos por hectárea al año (es decir crecimiento o ganancia de biomasa).

Para los muestreos en campo se realizó un método de muestreo anidado, jerárquico, estratificado, con distribución sistemática, propuesto por Ordóñez *et al.* (2008), y que es producto de la compilación y síntesis de métodos usados por varios expertos, a fin de realizar la determinación de biomasa en diferentes almacenes, realizar inventarios forestales y análisis del cambio en la cobertura vegetal y uso de suelo e integrarla con el contenido de carbono en biomasa aérea, mantillo y suelo. A partir de ecuaciones alométricas se calculó la densidad, contenido y la captura potencial de carbono, así como el contenido y la captura potencial de carbono CO_{2e} (Cuadro 1).

Cuadro 1. Ecuaciones alométricas para el cálculo de las estimaciones.

Volumen	$V = (AB) (h) (0.7)$	AB= área basal h= altura 0.7=coef. mórfico
Área basal	$AB=p(DN^2/4)$	p = 3.1416 DN= diámetro normal
Altura	$h = 3.4618$ $(\ln DN)+2.1803$	DN = diámetro normal
Biomasa	$B = (V) (d)$	d= densidad de la madera (0.45) V = volumen
Captura de carbono	$CAER = (ER)(d)(CC)$	ER = existencias reales CC = contenido de carbono (0.45)
Contenido de CO_{2e}	$CO_{2e} = CAER (44/12)$	
Potencial de captura	$PC = (ICA) (d)(CC)$	ICA= incremento corriente anual

Resultados y discusión

Con 21 clases de cobertura vegetal y uso del suelo, la Sierra Madre Oriental presenta una superficie mayor a las 682,000 ha, de las cuales, a cuatro de ellas no se les estima el carbono almacenado, ni su potencial de captura y afectan el 25% de la superficie total. El bosque de encino con el 18% de la superficie total, la selva mediana subperennifolia con 12% y la selva baja caducifolia con vegetación secundaria con 11%; estas tres clases ocupan el 41% de la superficie total del ANP. (Cuadro 2)

El bosque de encino dadas sus condiciones, presenta un almacén de carbono estimado en 207 MgC ha⁻¹, la selva alta perennifolia con 166 MgC ha⁻¹, el bosque de pino-encino con 152 MgC ha⁻¹, el bosque de encino con 130 MgC ha⁻¹, la selva baja caducifolia con 127 MgC ha⁻¹ y la selva mediana subperennifolia con 120 MgC ha⁻¹, siendo estas clases las que presentan los mayores almacenes de carbono respecto de las otras clases (Cuadro 2).

La captura unitaria de carbono expresada en MgCO_{2e} ha⁻¹ año⁻¹, es de 14 MgCO_{2e} ha⁻¹ año⁻¹ para el bosque de encino, de 10 MgCO_{2e} ha⁻¹ año⁻¹ para el bosque de pino-encino y la selva alta perennifolia, con 8 MgCO_{2e} ha⁻¹ año⁻¹ la selva baja caducifolia con vegetación secundaria arbustiva y el bosque de encino con vegetación secundaria, con un potencial de 5 MgCO_{2e} ha⁻¹ año⁻¹ el bosque de pino-encino con vegetación secundaria y la selva baja caducifolia, las clases restantes presentan una captura promedio de 0.8 MgCO_{2e} ha⁻¹ año⁻¹ (Cuadro 2).

Cuadro 2. Valores de almacenamiento, captura potencial de carbono y captura potencial de dióxido de carbono del ANP Sierra Madre oriental.

Área Natural Protegida: Sierra Madre Oriental					
Cobertura vegetal	Superficie (Hectáreas)	Porcentaje (%)	Carbono almacenado (ha)	Potencial de captura de carbono (ha)	Potencial de captura de CO _{2e} ha ⁻¹
Uso de suelo no forestal	146,400.39	21.44	na	na	Na
Cuerpo de agua	477.02	0.07	na	na	na
Bosque bajo abierto	92.32	0.01	35	0.33	1.22
Bosque de encino	128,535.79	18.82	207.97	3.85	14.11
Bosque de encino-pino/vs	544.99	0.08	23.4	0.46	1.71
Bosque de encino/vs	54,260.07	7.95	130.24	2.45	8.98
Bosque de pino-encino	3,663.72	0.54	152.04	2.92	10.69
Bosque de pino-encino/vs	1,523.08	0.22	76.02	1.46	5.34
Matorral crasicaule	2,342.83	0.34	13	0.22	0.81
Matorral desértico microfilo	12,082.44	1.77	13	0.22	0.81
Matorral desértico rosetofilo	12,975.07	1.9	13	0.22	0.81
Matorral submontano	54,595.79	8	12.53	0.25	0.92
Matorral submontano/vs	7,950.68	1.16	10.83	0.21	0.79
Mezquital	5,878.50	0.86	13	0.25	0.91
Selva alta perennifolia/vs	20,472.18	3	166	2.99	10.96
Selva baja caducifolia	64,001.99	9.37	76.75	1.43	5.26
Selva baja caducifolia/vsa *	78,699.06	11.53	127.42	2.35	8.6

Cuadro 2. Continuación

Selva mediana subperennifolia	1,284.52	0.19	120	2.4	8.8
Selva mediana Subperennifolia/vs	84,793.02	12.42	36	0.72	2.64
Tular	2,232.03	0.33	na	na	Na
Total	682,805.50	100			

vsa: vegetación secundaria arbórea; n.a: no aplica; * En esta zona se cultiva cafetal de sombra, el contenido y captura potencial de carbono no incluyó la biomasa de los cafetales presentes. Datos sombreados: valores ponderados

El valor estimado del servicio ambiental “captura de carbono” en esta ANP, fue del orden de 39 millones de dólares, acentuado por el potencial de captura de carbono del bosque de encino, un valor de 3 millones de dólares en el mercado internacional. En el mercado europeo con un estimado de 24 millones de dólares y en el mercado americano con un promedio de 22 millones de dólares.

Durante el presente estudio se observaron diferencias significativas en los contenidos de carbono y su potencial de captura en clases de cobertura vegetal similar, pero de diferentes localidades, debido principalmente a los estados de sucesión de la vegetación, su composición, estructura y a las diferentes densidades de biomasa presentes dentro de la misma clase.

La posible generalización indiscriminada de estos valores, puede presentar sesgos en estimaciones nacionales, ya que cada área muestreada presentó condiciones de sucesión diferentes, producto de las condiciones de manejo específicas de cada sitio, por ejemplo: se encontraron sitios de selva baja caducifolia con manejo reciente que, en estado sucesional, se encuentra en condiciones arbustivas por extracción de madera realizada varios años atrás, por lo cual, el estrato arbustivo se encuentra mucho más desarrollado, versus otros sitios conservados de selva donde, los diámetros registrados de árboles presentes fueron mayores que, en los sitios de recién manejo.

Las densidades de vegetación, también juegan un papel preponderante debido principalmente a que, las condiciones de crecimiento en áreas en las cuales existe presencia frecuente de ganado, ya que éste, no permite que la vegetación crezca con las mismas densidades que en sitios en donde no existe ganado.

Las actividades que los propietarios desarrollan en dichas clases de cobertura vegetal, afectan los almacenes de carbono y su potencial de captura en su predio y en las vecindades de las otras coberturas vegetales y uso de suelo, observando la pérdida de biomasa particularmente en aquellos que tienen ganado o bien, donde se promueve el cambio de cobertura vegetal hacia un uso del suelo.

Los resultados de las estimaciones del carbono contenido por clase de cobertura vegetal y uso de suelo, permite retirar incertidumbres generadas por la aplicación y sustitución de valores obtenidos en estudios de caso puntuales o demasiado generales. De ahí la importancia de aplicar criterios sobre la selección de índices de carbono, para otras clases similares de cobertura vegetal y uso de suelo, en estudios tipo desarrollados en una misma cobertura vegetal en nuestro país, para precisar una línea base.



Conclusiones

Éste es un primer estudio que nos permite realizar una valoración del servicio ambiental captura de carbono en ésta área natural con el cual podemos saber cuánto recurso económico se puede captar en el mediano plazo por la venta del servicio ambiental.

Las comparaciones econométricas de una actividad agrícola y pecuaria contra el servicio ambiental captura de carbono, permite apreciar que los ingresos que generan las actividades agrícolas y pecuarias en muchos casos, son de sobrevivencia y que tienen un costo negativo, en caso de implementarse; es decir que los subsidios recibidos enmascaran los costos reales, pero que la venta del servicio ambiental “captura de carbono” puede ser una alternativa viable y nutrir la economía.

Se observa que la capacidad de carga (balance de nutrientes disponibles para el ecosistema), se puede agotar rápidamente si se dan cambios de cobertura vegetal a un uso del suelo mal planeado y, en poco tiempo el terreno se encontrara deteriorado o degradado.

Referencias bibliográficas

- Apps, M. J., W. Kurz, R. Luxmoore, L. Nilsson, R. Sedjo, R. Schmidt, L. Simpson, and T. Vinson. 1993. Boreal Forests and Tundra. *In*: J. Wisniewski, and R. N. Sampson (eds). *Terrestrial Biospheric Carbon Fluxes: Quantification and Sources of CO₂*. Kluwer Academic Publishers. Netherlands. pp. 39-53.
- Ciesla, W. M. 1996. Cambio Climático, Bosques y Ordenación Forestal. Una Visión de Conjunto. Roma, Italia. 147 p.
- Chorlaví, G. 2007. Una mirada al cambio climático. *Intercambios* 6: 1-11.
- Gates, D. M. 1965. *Energy Exchange in the Biosphere*. Harper & Row. New York, USA. 151 p.
- Mesomaya A.C. 2010. Análisis del Cambio de Uso de Suelo y Vegetación en seis Áreas Nacionales Protegidas (Laguna Madre, Marismas Nacionales, Zicuirán-Infiernillo, Abra Tanchipa, Xilitla y Sierra Madre Oriental).
- Ordóñez, A. 1999. Captura de carbono en un bosque templado: el caso de San Juan Nuevo, Michoacán. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT. México DF. 72 p.
- Ordóñez, J. A. B. 2008. Como entender el manejo forestal, la captura de carbono y el pago por servicios ambientales. *Ciencias* 90: 37-42

1.23

Relación entre los métodos TOC, LOI, Walkley-Black y NIR para determinar carbono en suelos

Padilla Juliana¹, Etchevers-Barra Jorge D.¹, Gomora-Becerril Roberto C. (la C es de Carlos y los apellidos están bien)², Hidalgo-Moreno Claudia Isabel¹, Carrasco-Fuentes Minerva¹, Saynes-Santillán Vinisa¹

¹ Colegio de Postgraduados, Laboratorio de Fertilidad, IRENAT Km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, México. Autor para correspondencia: jpadic@colpos.mx

² Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza. Av. Guelatao No. 66, Col. ejercito de Oriente, C. P. 09230, Del. Iztapalapa, México, D. F.

Resumen

El cambio climático es provocado principalmente por el aumento de la concentración de CO₂ en la atmósfera; en décadas recientes gran parte de éste proviene de la actividad antrópica (IPCC, 2001). El cambio de uso del suelo y las emisiones de metano de los rumiantes, aportan cerca de 20 a 30% de éstos gases que se generan en el sector rural. Las dos principales estrategias para contrarrestar el efecto negativo de los gases de efecto invernadero (GEI) son la mitigación y la adaptación. En ambos casos se requiere el concurso de la química analítica cuantitativa para realizar las mediciones del carbono (C) en el CO₂ y CH₄. Para medir o estimar el C del suelo, tradicionalmente se han usado las técnicas analíticas: 1) “lost on ignition” (LOI) que requiere sólo una mufla que alcance 375° C (C-LOI); 2) la combustión húmeda de Walkley-Black, que estima una parte del C orgánico oxidable del suelo (C-MO), 3) alternativamente, también se emplea la espectroscopía NIR, una metodología moderna que requiere de una calibración del C medido por un método de referencia estándar con la reflectancia difusa en el cercano infrarrojo, que no destruye la muestra y es muy rápida (C-NIR) y, 4) la medición del C total mediante un analizador automatizado (TOC), consistente en la combustión seca de una muestra en un sistema cerrado a cerca de 900-1000 °C, que es considerado el método de referencia para medir este elemento en materiales sólidos (C-TOC), como el suelo, pero no siempre es disponible por el alto costo del equipo y de su mantenimiento. El objetivo del presente trabajo fue definir si existe una correlación del C-TOC con el C estimado de los tres métodos antes mencionados, lo cual sería de gran ayuda en la cuantificación de carbono. Se usó un suelo como material de referencia y muestras independientes con un amplio espectro de contenido de carbono. En suelos ácidos y con contenidos entre 1.3 y 19.5% de materia orgánica (MO), se encontró una alta correlación entre el C-TOC y el C determinado por LOI ($r=0.98$) y Walkley-Black ($r=0.99$). En suelos que presentaban CaCO₃ no se encontró correlación entre ninguno de estos métodos.

Palabras claves: recuperación de C, carbono del suelo, determinaciones analíticas.

Introducción

Los antecedentes científicos indican, con aproximadamente 90 % de certeza, que el cambio climático es provocado por el aumento de la concentración de CO₂ en la atmósfera (IPCC, 2001).

Las actividades y procesos del sector rural aportan cerca de 20 a 30% de ese CO₂, especialmente por el cambio de uso del suelo y las emisiones de metano de los humedales y las emisiones de gases de los rumiantes. Para contrarrestar este efecto negativo de los gases de invernadero (GEI) se han propuesto dos estrategias: la mitigación y la adaptación. En todos los casos se requiere el concurso de la química analítica cuantitativa para medir el carbono del CO₂ y CH₄.

Para medir el carbono orgánico fácilmente oxidable del suelo (CO) tradicionalmente se ha usado la combustión húmeda propuesta por Walkley-Black (Bremner y Jenkinson, 1960). Sin embargo, el uso de un agente cancerígeno y contaminante como el K₂Cr₂O₇ ha determinado la búsqueda de metodologías alternativas menos contaminantes como “lost on ignition” (LOI) que requiere sólo una mufla que alcance 375° C (C-LOI). La digestión seca en un sistema cerrado a cerca de 1000 °C (C-TOC) es la referencia actual, pero no siempre está disponible por el alto costo del equipo y de su mantenimiento. El uso de la espectroscopía con reflectancia difusa en el infrarrojo cercano, llamada NIRS, es una alternativa en estudio para determinar el CO (C-NIR), que no destruye la muestra, no es contaminante, ahorra reactivos y además es rápida (Morón *et al.*, 2007) una vez perfeccionada la calibración inicial del C medido por un método de referencia estándar en muestras de suelos con un variado contenido de materia orgánica. El CO es relacionado con la reflectancia difusa en el infrarrojo cercano y elimina interferencias con quimiometría.

La medición del C total con el analizador automático (TOC) a 900-1000 °C es la alternativa actual por excelencia, por su exactitud y precisión. En la combustión se elimina CO₂ el cual se hace llegar a un sensor de infrarrojo en una corriente de aire libre de este gas, que lo detecta. Sin embargo, el CO es para la mayoría de estudios ambientales más significativo que el C total, y el costo de su estimación se incrementa, ya que éste se obtiene haciendo la diferencia entre las determinaciones del C total y el C inorgánico; además de la dificultad analítica que ocasiona en suelos alcalinos, la presencia de haluros como el Cl, interferente que retarda la medición. En suelos con haluros el método “*ad hoc*” hasta ahora es el Walkley-Black (Bremner y Jenkinson, 1960), aunque el número de muestras que se pueden realizar por jornada es bajo y la necesidad de manejar residuos peligrosos es ineludible. Lettens *et al.* (2007) indican que para estudios ambientales, es importante profundizar en la determinación del factor de recuperación del C por la metodología Walkley-Black, ya que el C es afectado por el porcentaje de arcillas y la profundidad del suelo, pudiendo ser la recuperación de 60 hasta 86 % en lugar del promedio estadístico 76% señalado por Walkley y Black (1934). Se encontró que el modelo $y=0.5868 + 0.1311 (MO)$, que relaciona el C total (C-TOC) con el C orgánico (C-

MO) en 157 suelos ácidos mexicanos estima el CO con una $r=0.9162$ y se reporta en González *et al.* (2008).

La metodología “LOI” que mide materia orgánica y estima el CO con factores apropiados de corrección (Rhodes *et al.*, 1981), puede ser una alternativa para los laboratorios que no cuentan con los equipos modernos, haciendo algunas modificaciones viables en sus procedimientos. Se ha recomendado el uso del método LOI para suelos bien aireados (arenosos y/u orgánicos con bajo contenido de arcillas y carbono elemental) y con contenidos moderados de carbonatos (Kalra y Maynard, 1991 y Rhodes *et al.*, 1981). Aunque se ha encontrado altas correlaciones de LOI con Walkley-Black ($r=0.997$) (Rhodes *et al.*, 1981) en suelos tropicales no calcáreos, no existe suficiente información sobre su precisión y exactitud (Kalra y Maynard, 1991). Un factor de estudio con LOI ha sido la correlación que presenta el C con el contenido de arcilla y el agua que pueden contener estos materiales minerales. La inclusión de agua estructural en las arcillas sobrestima el C.

El objetivo de este estudio fue establecer la relación entre el C medido con las metodologías mencionadas en suelos con un amplio rango en contenido de C y encontrar las condiciones confiables de medición de éste con los métodos alternativos al TOC.

Materiales y métodos

Se usó dos bases de datos: (a) de 24 suelos ácidos de la Sierra de Lobos (León, Gto.) con datos de pH en agua (relación 1:2) entre 5 y 6.5, con carbonatos de trazas a 5% (método de neutralización con ácido clorhídrico 0.5M) y (b) de 40 suelos del Norte de la República Mexicana, con carbonatos libres (superior a 15%). En ambas regiones los suelos se recogieron con profundidades entre 0 y 30 cm. Las muestras fueron secadas al aire molidas y tamizadas a 2 mm para la medición de pH y C-LOI, molidas para pasar el tamiz 0.59 mm para la medición de materia orgánica con Walkley-Black (C-LOI); a 0.5 mm C-NIR y carbonatos; y una molienda para pasar el tamiz 0.0059 mm para la medición de C-TOC en el analizador de Shimadzu 5050 A (con el módulo para sólidos SSM-5000A) y analizado de acuerdo al protocolo estandarizado de operación usado en el Laboratorio de Fertilidad y Química Ambiental del Colegio de Postgraduados. Los resultados fueron obtenidos de un programa de análisis rutinario, con repeticiones cada 10 muestras y un estándar interno, según se recomienda en un programa de control de calidad mínimo.

Para la determinación de C-TOC se secó la muestra molida en una estufa con aire forzado a 100° C durante 2 horas, de acuerdo a Etchevers *et al.* (2005) y se procedió a determinar inmediatamente en el TOC, en tanto para la metodología LOI, se hizo corrección de humedad con base peso seco a 100° C (Jackson, 1958 y Ball, 1964) y la misma muestra se calcino en la mufla a 375° C. El factor de recuperación del método LOI considerado en este trabajo fue semejante a la determinación con Walkley-Black, *i.e.* 76%.

La determinación de CO a través de su estimación de la MO (C-MO) se hizo de acuerdo a la técnica original Walkley-Black, descrita por Bremner y Jenkinson (1960) sin uso de calor externo, ni corrección para cloruros. Se usó de 0.2 a 0.5 g de suelo de acuerdo a una observación cualitativa del color que presentaron los suelos (Kalra y Maynard, 1991). Para convertir de MO a CO se usó el factor 1.724 que asume que recupera el 76% de CO presente en el suelo y 58% de la MO es CO. La determinación de C por NIR fue directa; es

decir, no se usó un factor de recuperación, ya que fue calibrado con suelos con diferentes contenidos de carbono. El C de los carbonatos se estimó con base a equivalentes de carbonato de calcio.

Una vez obtenidos los resultados analíticos se establecieron las correlaciones simples entre C-TOC vs C-MO, C-TOC vs C-LOI, C-TOC vs C-NIR usando la aplicación Excel de Windows XP.

Resultados y discusión

El Cuadro 1 muestra las características generales de los suelos estudiados y los datos de C generados con las cuatro metodologías de estimación de C en forma decreciente en función del C determinado por el TOC.

Cuadro 1. Algunas características de los suelos estudiados y % de C medido con las técnicas C-TOC, C-LOI, C-MO y C-NIR.

NO.	Prof. cm	pH	MO ^{W-B}	C-MO	C-TOC	C-LOI ^a	MO ^{LOI} %	C-NIR	CO ₃ ^c	C- CO ₃ ^c
1849	0-20	5.1	1.3	0.8	0.7	0.7	1.2	0.6	t	t
1845	0-10	5.5	1.2	0.7	0.9	2.5	4.3	0.9	5.5	0.7
1862	0-30	5.8	1.8	1.0	1.0	1.4	2.4	1.6	0.8	0.1
1851	0-20	6.5	3.4	2.0	1.2	3.4	5.9	6.5	3.1	0.4
1844	0-15	5.4	3.2	1.8	1.6	2.0	3.4	5.7	0.2	0.0
1860	0-30	4.9	4.2	2.4	2.1	3.0	5.1	3.1	0.6	0.1
1843	0-12	6.0	4.5	2.6	2.1	2.5	4.3	9.2	0.4	0.1
1861	0-30	5.4	5.4	3.1	2.5	4.0	6.9	3.2	1.4	0.2
1856	0-15	5.4	4.7	2.7	2.5	3.2	5.5	5.8	1.5	0.2
1846	0-20	6.2	6.2	3.6	2.6	4.0	6.9	3.7	2.3	0.3
1855	0-14	5.1	5.4	3.1	3.0	3.6	6.1	5.5	1.3	0.2
1859	0-11	5.1	5.5	3.2	3.4	4.7	8.1	5.4	1.1	0.1
1847	0-20	5.8	8.7	5.0	4.4	6.8	11.8	6.7	0.7	0.1
1853	0-5	5.8	10.4	6.1	6.0	7.2	12.4	2.9	2.2	0.3
1854	0-15	5.8	12.0	7.0	6.3	7.8	13.5	5.0	2.8	0.3
1848	0-20	6.5	11.5	6.7	6.5	7.5	13.0	7.6	2.1	0.3
1850	0-20	6.4	12.8	7.4	7.6	8.2	14.1	7.0	3.9	0.5
1852	0-5	6.2	14.8	8.6	7.8	9.1	15.7	8.4	3.1	0.4
1857	0-2 Liter	5.8	16.7	9.7	9.4	10.6	18.3	7.9	1.8	0.2
1858	2-8 Liter	5.8	19.5	11.3	12.6	14.2	24.5	12.6	6.3	0.8

MO^{W-B}, LOI^a=Materia orgánica Walkley-Black, LOI^a 1.724, factor de corrección para estimar el C de la MO obtenida de Walkley-Black y el método LOI, ^c carbonatos por neutralización HCl 0.5 M; t=trazas <0.01.

La MO varió en los suelos entre 1.3 y 19.5%; esto es, el CO fue 0.8 y 11.3%, mientras el C total por TOC varió entre 0.7 y 12.6% y el C total de -LOI varió entre 0.7 y 14.2% usando el factor 1.724 para convertir la MO en carbono. El C de los carbonatos varió en un rango de trazas (t) a 0.8%. Con base en los resultados obtenidos en este trabajo se asume

que los carbonatos aportan poco carbono (menos de 0.2 %) y no hubo una interferencia real en la estimación del CO por LOI en estos suelos.

En la Figura 1 se puede observar el alto valor del coeficiente de ajuste de la regresión del C-TOC con el C-MO ($r=0.99$) y C-LOI ($r=0.98$) en los suelos ácidos, sin embargo, el del C-TOC con C-NIR tuvo un coeficiente $r=0.5$.

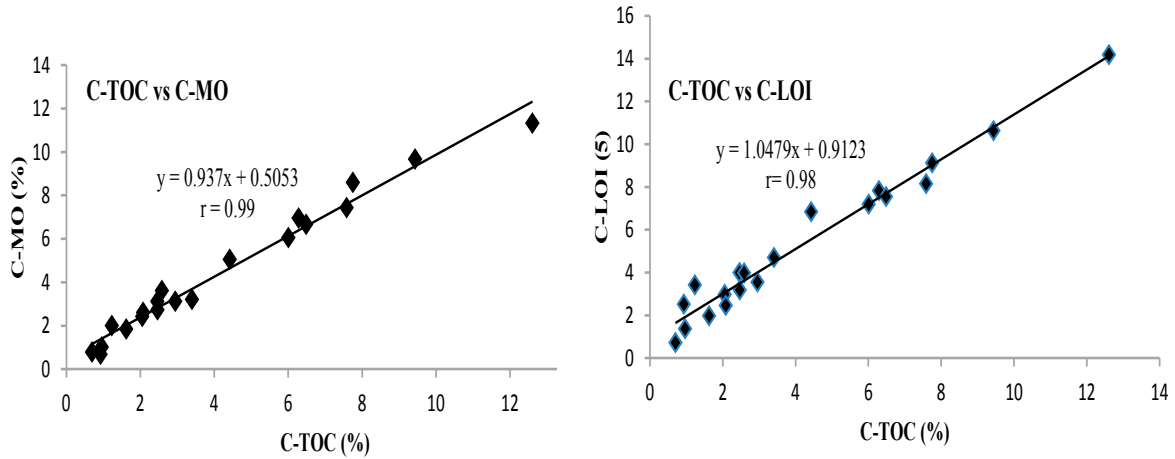


Figura 1. Relación del C-TOC (referencia) con el C obtenido con los métodos y C-MO y C-LOI suelos ácidos.

En la Figura 2 se muestra la relación de C-TOC con C-MO para un grupo de suelos con carbonatos. El C-TOC tampoco se relacionó con el C-NIR y el C-LOI, el contenido de los carbonatos en éstos fluctuó arriba de 15%.

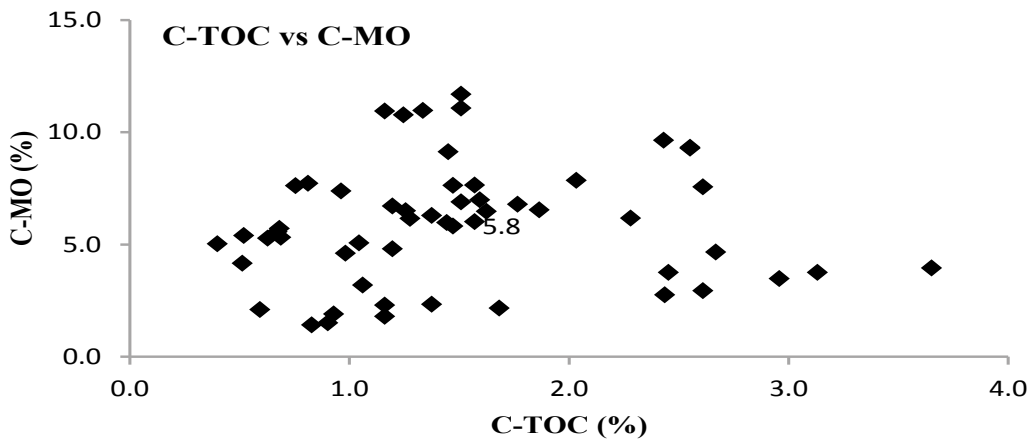


Figura 2. Relación del C-TOC con el C obtenido con el método C-MO en suelos con carbonatos libres.

En el Cuadro 2 se presenta una comparación de las diferencias en magnitud obtenidas de cada uno de los métodos con su valor de C, comparado con respecto a C-TOC, que fue considerado el método de referencia.

Con base en las diferencias encontradas el C (Cuadro 2) en suelos ácidos se observa que C-MO, C-LOI y C-NIR sobreestiman ligeramente al C-TOC, aunque el C-NIR lo hace mayormente y en forma discrepante, lo que explica la falta de correlación encontrada al compararle con el C-TOC en este conjunto particular de muestras. Sin embargo, cuando se ha empleado un gran número de muestras (cerca de 4,000) provenientes del Inventario Nacional Forestal y Suelos se ha logrado establecer una mucho mejor correlación ($r = 0.9$) de C-TOC con C-NIR, aunque la desviación de la regresión es aún importante en los valores bajos de carbono orgánico.

Cuadro 2. Diferencia entre el % de C entre el C-TOC vs C-MO, C-TOC vs C-NIR y C-TOC y C-LOI y cada uno de los métodos.

NO.	TOC	MO	Dif TOC-MO	LOI ^a	Dif TOC-LOI %C	NIR	Dif TOC-NIR	C-CO ₃	LOI ^a TOC-NIR
1849	0.7	0.8	-0.1	0.7	0.0	0.6	0.1	0	0.7
1845	0.9	0.7	0.2	2.5	-1.6	0.9	0.0	0.7	1.9
1862	1.0	1.0	-0.1	1.4	-0.4	1.6	-0.6	0.1	1.3
1851	1.2	2.0	-0.8	3.4	-2.2	6.5	-5.3	0.4	3.0
1844	1.6	1.8	-0.2	2.0	-0.4	5.7	-4.1	0.0	2.0
1860	2.1	2.4	-0.4	3.0	-0.9	3.1	-1.1	0.1	2.9
1843	2.1	2.6	-0.5	2.5	-0.4	9.2	-7.1	0.1	2.4
1861	2.5	3.1	-0.7	4.0	-1.5	3.2	-0.8	0.2	3.8
1856	2.5	2.7	-0.3	3.2	-0.7	5.8	-3.3	0.2	3.0
1846	2.6	3.6	-1.0	4.0	-1.4	3.7	-1.1	0.3	3.7
1855	3.0	3.1	-0.2	3.6	-0.6	5.5	-2.5	0.2	3.4
1859	3.4	3.2	0.2	4.7	-1.3	5.4	-2.0	0.1	4.6
1847	4.4	5.0	-0.6	6.8	-2.4	6.7	-2.3	0.1	6.8
1853	6.0	6.1	-0.0	7.2	-1.2	2.9	3.1	0.3	6.9
1854	6.3	7.0	-0.7	7.8	-1.5	5.0	1.3	0.3	7.5
1848	6.5	6.7	-0.2	7.5	-1.1	7.6	-1.1	0.3	7.3
1850	7.6	7.4	0.2	8.2	-0.6	7.0	0.6	0.5	7.7
1852	7.8	8.6	-0.8	9.1	-1.4	8.4	-0.6	0.4	8.8
1857	9.4	9.7	-0.2	10.6	-1.2	7.9	1.6	0.2	10.4
1858	12.6	11.3	1.3	14.2	-1.6	12.6	0.0	0.8	13.4

t=trazas

El *C-LOI^a se refiere a la diferencia del C obtenido sin el C-proveniente de carbonatos.

El C total promedio estimado en la muestra de suelo patrón interno del laboratorio, utilizada en este estudio con la metodología TOC es 0.798 % \pm dos desviaciones estándar (0.036), y el CO estimado con el método Walkley-Black es 0.75 % \pm dos desviaciones estándar (0.08). Aunque los valores medios del C en el suelo referencia son muy cercanos entre el C-TOC y C obtenido con Walkley-Black, existe una mayor desviación estándar en

el segundo caso, ya que la determinación es menos precisa y exacta que con el TOC. Con las diferencias obtenidas al comparar el C-TOC con el C de los otros métodos (Cuadro 2) se pudieron hacer las siguientes inferencias: El cociente entre la diferencia máxima de C-MO (1.3% C) y la desviación permitida para el mismo (0.08% C) fue 16 (1.3 / 0.08). El valor 16, fueron las veces que se sobrepasó la desviación estándar permitida en C-MO y es un valor extremo, porque la moda fue 2.5 veces (0.2%C / 0.08). En el mismo sentido, el C-LOI y el C-NIR presentaron cocientes de 52 (1.9%C / 0.036) y 147 (5.3%C / 0.036) veces, respectivamente, cuando se compararon con el C-TOC (0.036). Aunque los cálculos fueron realizados con valores extremos y estos no fueron la moda, la variación al medir C puede ser grande en muestras de rutina. Con el objetivo de evitar la presencia de condiciones extremas cuando se hacen determinaciones de C-CO es conveniente asegurarse tomar todas las medidas analíticas para minimizarlas.

El C-LOI al igual que el C-MO no debió ser mayor que el C-TOC, sino igual o menor a este último, dado las fracciones de C que miden (una parte de C inorgánico y C fácilmente oxidable, respectivamente). La presencia de carbonatos (trazas a 0.08%) en todo caso no influyó en la alta correlación del C-LOI comparado con el C-TOC y en consecuencia con C-MO. Al ser restado el C de los carbonatos (C-CO₃) de C-LOI, la correlación entre C-LOI y C-TOC ($r=0.98$) fue igual a no hacerlo. Para este particular grupo de suelos el C-NIR no debió ser mayor que el C-TOC, puesto que este último midió prácticamente CO y el equipo NIR fue calibrado para medir CO y habría que investigar cual fue la razón de la falta de correlación. Si los bajos niveles de carbonatos no fueron una interferencia real para las determinaciones del C-MO y del C-LOI, habría que dilucidar si los carbonatos son realmente una interferencia en C-NIR, y si el tamaño de la partícula afecta, ya que en este caso se usó suelo que pasó un tamiz 0.5 mm y el C-NIR fue calibrado con suelos tamizados en 2 mm. Como se mencionó anteriormente, cuando se ha trabajado con bases de datos más grandes, los coeficientes de correlación fueron cercanos a $r=0.9$ al comparar C-NIR y C-TOC. Con base en que los datos usados en este estudio provienen de un análisis rutinario, se observa que es preciso realizar un afinamiento del análisis con los tres métodos.

Kalra y Maynard (1991) recomiendan usar 1 y 0.05 g de suelo 0.56 mm cuando los gastos de sulfato ferroso sean mayores a 18 y menores a 6 mL, respectivamente, con factores de correcciones adecuados por el peso usado. Para estimar el C-LOI, debe asegurarse tener la temperatura especificada, ya que altas temperatura inciden en considerar agua de los minerales arcillosos (Rhodes *et al.*, 1981); y en el caso C-TOC, pruebas previas de pH permiten inferir la presencia de carbonatos; en C-MO el estudio del color del suelo con una tabla Munsell o un espectrómetro de reflectancia en el rango visible, ayudaría a estimar los gramos en que se ha de hacer la digestión húmeda.

Conclusiones

En suelos ácidos y con contenidos entre 1.3 y 19.5% de MO, se encontró una alta correlación entre el C-TOC, el C-LOI ($r=0.98$) y el C-MO ($r=0.99$) de Walkley-Black. El C-LOI y el C-MO sobreestimaron al C-TOC. Las diferencias entre C-LOI y el C-MO con respecto a C-TOC, mostraron discrepancias no aceptables en un sistema de control de

calidad, por lo que se requiere ser riguroso en la aplicación de los métodos rutinarios, sobre todo si esos datos se usarían como alternativos a la determinación del C orgánico por equipos automatizados en estudios ambientales. En suelos con carbonatos libres no hubo relación entre el C-TOC y el C estimado con los otros métodos.

Referencias bibliográficas

- Ball, D. F. 1964. Loss on ignition at an estimated of organic matter and organic carbon in non-calcareous soils. *Journal of Soil Science* 15 (1):84-92.
- Bremner, J. M., and D. S. Jenkinson. 1960. Determination of organic carbon in soil. Oxidation by dichromate of organic matter in soil and plant material. *Journal of Soil Science* 11 (2): 394-402.
- Etchevers, J. D., C. M. Monreal, C. Hidalgo, M. Acosta, J. Padilla, y R. M. López. 2005. Manual para la Determinación de Carbono en la Parte Aérea y Subterránea de Sistemas de Producción en Laderas. Colegio de Postgraduados, Estado de México. 29 p.
- González, L., J. D. Etchevers, C. Hidalgo, y J. Padilla. 2008. Factores que afectan la determinación de C en el suelo. *En: Memorias del V Congreso Iberoamericano de Física y Química ambiental*. Argentina.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climatic Change). 2001. Tercer Informe de Evaluación Cambio climático 2001. La base científica, resumen para responsables de políticas y resumen técnico. (www.scribd.com/doc/103515/ipcc), consultado el 1 de septiembre del 2011)
- Jackson, M. L. O. 1958. *Soil Chemical Analysis*. Prentice Hall, Inc. N. J., USA.
- Kalra, Y. P., and D. G. Maynard. 1991. *Methods Manual for Forest Soil and Plant Analysis*. Forestry Canada, Northwest Region, Northern Forestry Centre, Edmonton, Alberta. Inf. Rep. NOR-X-319.
- Letten, S., B. de Vos, P. Quataert, B. V. Wesemael, B. Muys, and J. V. Orshoven. 2007. Variable carbon recovery of Walkley-Black analysis and implications for national soil organic carbon accounting. *European Journal of Soil Science* 58 (6): 1244-1253.
- Morón, A., A. García, J. Sawchik, and D. Cozzolino. 2007. Preliminary study on the use of near-infrared reflectance spectroscopy to assess nitrogen content of undried wheat plants. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 87 (1):147-152.
- Rhodes, E. R., P. Y. Kamara., and P. M. Sutton. 1981. Walkley-Black digestion efficiency and relationship to loss on ignition for selected Sierra Leone soils. *Soil Science Society of America Journal* 45 (6): 1132-1135
- Walkley, A. 1947. A critical examination of a rapid method for determining organic carbon in soils – effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. *Soil Science* 63 (4): 251–264.
- Walkley, A. and A. I. Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37 (1934): 29–38.
- Webster, R. 1997. Regression and functional relations. *European Journal of Soil Science* 48 (3): 557-566.

1.24

Inventario de carbono en ambientes ribereños de montaña

Cruz Gerardo¹, Escalante Karina¹, González Dafne¹, Guerra Eloisa¹, Etchevers Jorge²

¹Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM, Laboratorio de Edafología y Fisiología de la nutrición vegetal, Batalla 5 de mayo, esquina Fuerte de Loreto s/n Col. Ejercito de oriente, 09230, D.F., México. Autor para correspondencia: edaynuve@unam.com

²Colegio de Postgraduados, Laboratorio de Fertilidad, IRENAT Km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, México.

Resumen

Actividades humanas, uso de combustibles fósiles para la producción de energía y procesos derivados del cambio en el uso de suelo y silvicultura, generan grandes emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) donde destaca el dióxido de carbono (CO₂) entre los más importantes, por las grandes cantidades en las que se emite. Los principales almacenes de C son el suelo, la capa de fermentación, el mantillo y la vegetación, siendo los bosques y sus zonas ribereñas importantes como sumideros de carbono. El objetivo de esta investigación fue estimar los contenidos de, carbono orgánico del suelo (COS), de capa de fermentación (Ccf), de mantillo (Cm) y de vegetación (Cv) en sitios de bosques templados adyacentes al río Amecameca con diferente estado de conservación. Se planteó un diseño experimental utilizando cuadrantes de 30×2 m y de 30×10 m (amplitudes de 1 y 5 m a ambos lados del afluente). Se colectaron muestras compuestas de suelo de 0-20 cm de profundidad además de capa de fermentación y mantillo en cuadros de 0.0625 m². Se cuantificó, biomasa aérea y subterránea de vegetación arbustiva en cuadrantes de 1 m². Para estimar Cm, Cv y Ccf, las muestras se deshidrataron y para conocer COS, se utilizó el método de Walkley y Black. La cantidad de COS fue mayor en amplitudes de cinco metros de distancia del afluente en comparación con las de 1m (p>0.05). El contenido de Cm fue mayor a amplitudes de cinco metros con respecto al almacenado en amplitudes de un metro. El Ccf mantuvo valores aproximadamente constantes en ambas amplitudes y los contenidos de carbono almacenado en la vegetación tanto aérea como radical (Cvpa y Cvr), no mostraron una correlación significativa al considerar la amplitud. Se encontró que los sitios más altos sobre el nivel del mar tuvieron cantidades de COS mayores que los de menor elevación (p≤ 0.05). Con referencia a los contenidos de carbono como Ccf, Cm, Cvpa y Cvr, en función de la altitud de los sitios con respecto al nivel del mar, se observó que aumentan su capacidad de almacenamiento de C aunque no presentaron diferencia significativa (p>0.05).

Palabras claves: Bosques de coníferas, sumideros de carbono, cambio de uso de suelo.

Introducción

Las implicaciones ambientales, sociales y económicas, a escala regional, nacional y global que tiene el aumento en las concentraciones de CO₂ atmosférico, han hecho que los gobiernos del mundo incorporen en sus diferentes agendas el problema del incremento de CO₂ en la atmósfera en los últimos años. La captura de C como servicio ambiental (SA) ayuda a disminuir las concentraciones del CO₂ atmosférico mediante su “fijación” a través de los organismos autótrofos que lo retienen en su biomasa (Pérez *et al.*, 1998; Lal, 2008), contribuyendo así a la regulación ambiental debido a que el CO₂ es uno de los principales gases de efecto invernadero (GEI). Una de las opciones de mitigación más importantes, especialmente para México, es la denominada “captura de carbono en el sector forestal”, que tiene como base al manejo sustentable de los bosques con estrategias de forestación y reforestación (Ordoñez, 1999) para promover la creación de sumideros de carbono; entendiendo por sumidero, a “cualquier proceso, actividad o mecanismo que absorba un GEI de la atmósfera” (ONU, 1992; González *et al.*, 2005). Los elementos capaces de generar el flujo de carbono en la atmósfera son en mayor medida los océanos y los bosques. Dentro de los bosques, se distinguen las zonas ribereñas que son áreas contiguas a cuerpos de agua loticos o lenticos y cuyo ambiente es distintivamente influenciado por dicha proximidad (Bren, 1993; Sethuram *et al.*, 2007). Estas zonas se caracterizan por sus comunidades vegetales exuberantes (mayor altura y densidad de vegetación), su mayor cantidad de biomasa, su complejidad estructural además del número de especies siempre verdes en comparación con su entorno (Morales y Fernández, 2006).

En estas zonas como en todos los sistemas forestales los principales almacenes de C son la vegetación, el suelo, la capa de fermentación y el mantillo (Ordoñez *et al.*, 2001). De estos la vegetación es la única capaz de incorporar el C atmosférico a su ciclo biológico a través de la fotosíntesis (Apps *et al.*, 1993; Brown *et al.*, 1993; Dixon *et al.*, 1994), mientras que el suelo, la capa de fermentación y el mantillo, más que absorber CO₂ de la atmósfera, tienen la capacidad de acumularlo por tiempo indeterminado. En el suelo la incorporación del C es a través del metabolismo de la microflora y la respiración de raíces; además de la descomposición microbiana que es uno de los procesos más importantes (Pérez *et al.*, 1998). En cuanto a la capa de fermentación y el mantillo al ser reservorios de C indefinidos deben sufrir procesos de descomposición microbiana, hasta que son transformados y el C almacenado es liberado de nuevo al sistema o integrado al suelo (González *et al.*, 2005). Con base en lo anterior, se realizó esta investigación con el objetivo de estimar los contenidos de carbono orgánico del suelo (COS), de capa de fermentación (C_{cf}), de mantillo (C_m) y de vegetación (C_v) en bosques templados en sitios adyacentes al río Amecameca con diferente estado de conservación para establecer, mediante inventarios de los contenidos de C, las “líneas base” y así tener sitios de comparación cuyos contrastes permitan un mejor manejo de proyectos actuales y futuros de pago por servicios ambientales (PSA) en secuestro de C atmosférico que contribuyan a mitigar el cambio climático global que es uno de los problemas más alarmantes de la actualidad.

Materiales y métodos

Se planteó un diseño experimental que utilizó cuadrantes de 30×2 m y de 30×10 m con amplitudes de 1 y 5 m a ambos lados del afluente. Se colectaron muestras compuestas de suelo (0-20 cm), de capa de fermentación y mantillo en cuadros de 0.0625 m^2 . Se cuantificó en los cuadrantes, biomasa aérea y subterránea de vegetación arbustiva en áreas de 1 m^2 . Para estimar C_m , C_v y C_{cf} , las muestras se deshidrataron en una estufa a $75 \text{ }^\circ\text{C}$ y se registró el peso seco con ayuda de una balanza granataria, para conocer COS, se utilizó el método de Walkley y Black.

En la estimación del carbono orgánico total en el sistema ribereño de montaña, se consideraron los aportes que hacen a éste, el carbono orgánico del suelo, la vegetación tanto de su parte aérea como la subterránea, de la capa de fermentación y de mantillo. Para aportar elementos y determinar las líneas base de los contenidos actuales de carbono en el sistema ribereño se realizó un análisis estadístico multivariado con capacidad de recoger las principales tendencias de variación en los elementos del ecosistema ribereño. El análisis de componentes principales (ACP) se realizó para sintetizar el número de variables donde los nuevos componentes principales son una combinación lineal de variables originales y son independientes entre sí. Posteriormente mediante correlaciones canónicas se consideró al conjunto de variables que pueden ser divididas en grupos homogéneos indicando cuales conjuntos de variables tienen máxima correlación.

Se estableció así las relaciones de interdependencia entre los conjuntos de variables del sistema suelo-vegetación como aspecto fundamental del funcionamiento del ecosistema en relación con la potencial captura de carbono

Resultados y discusión

La cantidad de COS fue mayor en amplitudes de cinco metros de distancia del afluente en comparación con las de 1 m ($p > 0.05$) (Cuadro 3); excepto en el lugar en que se practica ecoturismo donde las características del suelo a amplitudes mayores a un metro cambian. Para sitios más conservados, como es el caso de “Ranchotitla”, se tuvo el mayor valor de COS (116 t ha^{-1}). Con referencia al contenido de C_m , este fue mayor a amplitudes de cinco metros con respecto al almacenado en amplitudes de un metro debido a que la cantidad de mantillo depositado en el primer metro, puede ser más fácilmente arrastrado por el flujo del agua evitando su acumulación. El C_{cf} mantuvo valores aproximadamente constantes en ambas amplitudes y el contenido de carbono almacenado en la vegetación tanto aérea como radical (C_{vpa} y C_{vr} , respectivamente), no depende de la amplitud a la que se encuentren, sino que debe ser dependiente de la biología de la vegetación y la época del año (Cuadro 1).

Los datos del contenido de COS son promedio de dos momentos de determinación porque se observó que hubo un diferente manejo del sistema, rozando solo la vegetación ribereña de unos sitios. Del análisis de la variación del contenido de COS1 y COS2 a diferente altitud, se encontró que los sitios más altos en referencia al nivel del mar, tuvieron también más COS que los de menor elevación ($p \leq 0.05$). Con referencia a los contenidos de carbono como C_{cf} , C_m , C_{vpa} y C_{vr} , en función de la altitud de los sitios con respecto al

nivel del mar, se observó que aumentan su capacidad de almacenamiento de C aunque no presentaron diferencia significativa ($p>0.05$) (Cuadro 1).

La cantidad de carbono orgánico almacenado por sitio aumenta con forma la altitud, teniendo que “Ranchotitla” fue el sitio con mayor acumulación de COS, Ccf, Cm, Cvpa y Cvr, debido a su estado de conservación, ya que al ser un sitio con difícil acceso, cuenta con una mayor cantidad de depósito de materia orgánica, la actividad microbiana es alta, y la cantidad de nutrientes disponibles para la vegetación aumentan (Cuadro 2).

Cuadro 1. Valores de C por hectárea en diversas amplitudes en zonas ribereñas con distinto grado de perturbación en un gradiente altitudinal.

Sitio	Amplitud (m)	COS (t ha ⁻¹)	Ccf (t ha ⁻¹)	Cm (t ha ⁻¹)	Cvpa (t ha ⁻¹)	Cvr (t ha ⁻¹)
Ranchotitla	1	*Nd	9.27	7.8	1.02	0.47
	5	116.0	5.05	16.3	2.19	0.48
Tepinoco	1	95.1	1.38	2.2	Nd	Nd
	5	80.2	2.83	13.65	0.23	0.06
Axochiapa	1	73.7	4.78	3.1	1.82	0.33
	5	93.5	4.73	3.5	0.54	0.46
Peña verde	1	57.5	2.88	Nd	0.07	0.13
	5	87.1	3.08	Nd	0.17	0.02
Truchas	1	105.8	2.34	9.6	0.31	0.11
	5	66.2	1.60	3.5	0.04	0.10

COS=Carbono Orgánico del Suelo, Ccf=Carbono en capa de fermentación, Cm=Carbono en mantillo, Cvpa=Carbono en vegetación parte aérea; Cvr=Carbono vegetación raíz.

*Nd no se obtuvo muestras del primer metro por su relieve, talud muy inclinado.

Cuadro 2. Valores totales de C por hectárea en zonas ribereñas con distinto grado de perturbación en un gradiente altitudinal.

Sitio	COS (t ha ⁻¹)	Ccf (t ha ⁻¹)	Cm (t ha ⁻¹)	Cvpa (t ha ⁻¹)	Cvr (t ha ⁻¹)
Ranchotitla	116	7.16	12.05	1.6	0.48
Tepinoco	85.56	2.34	9.83	0.23	0.06
Axochiapa	83.6	4.75	3.3	1.18	0.39
Peña verde	72.3	2.98	Nd	0.12	0.075
Truchas	86	1.97	6.55	0.175	0.105

COS=Carbono Orgánico del Suelo, Ccf=Carbono en capa de fermentación, Cm=Carbono en mantillo, Cvpa=Carbono en vegetación arbustiva y herbáceas parte aérea; Cvr=Carbono vegetación raíz.

Cuadro 3. Carbono orgánico almacenado en suelo, capa de fermentación, mantillo, vegetación parte aérea y vegetación raíz en amplitudes de 1 y 5 metros.

Amplitud	CO1	COS 2	Ccf	Cm	Cvpa	Cvr
M	t ha ⁻¹	t ha ⁻¹	t ha ⁻¹	t ha ⁻¹	t ha ⁻¹	t ha ⁻¹
5	86.9 a	130.2 a	3.6 a	10.7 a	0.62 a	0.23 a
1	64.1 b	133.2 a	4.1 a	5.9 a	0.66 a	1.87a

*Letras iguales dentro de columna no representan diferencias significativas.

COS1=Carbono Orgánico del Suelo (otoño invierno), COS2=Carbono Orgánico del Suelo (primavera)
Ccf=Carbono en capa de fermentación, Cm=Carbono en mantillo, Cvpa=Carbono en vegetación parte aérea;
Cvr=Carbono vegetación raíz.

Conclusiones

La captura de C total mantuvo valores significativos, en sitios ubicados en un gradiente altitudinal alto, con una acumulación de 116 t ha⁻¹ para COS, y 21.29 t ha⁻¹ en total para Ccf, Cm, Cvpa y Cvr a la misma altitud. La mayor parte del carbono almacenado fue en suelo, seguido por el almacenado en el mantillo. Los parámetros que son influenciados por la altitud son el Cvpa y Ccf mostrando una correlación significativa. Respecto a la cantidad de COS mostro una correlación significativa en amplitudes de 5m.

Referencias bibliográficas

- Apps, M. J., W. A. Kurz, R. J. Luxmoore, L. O. Nilsson, R. A. Sedjo, R. Schmidt, L.G. Simpson, and T. S. Vinson. 1993. Boreal Forests and Tundra. *In*: Wisniewski, J, and R. N. Sampson (eds). Terrestrial Biospheric Carbon Fluxes: Quantification and Sources of CO₂. Kluwer Academic Publishers. Holanda.
- Bren, L. J. 1993. Riparian zone, streams, floodplain issues: a review. *Journal of Hydrology* 150: 277-299.
- Brown, S., C. A. S. Hall, W. Knabe, J. Raich, M. C. Trexler, and P. Woome. 1993. Tropical forest: their past, present and potential future role in the terrestrial carbon budget. *Water, Air and Soil Pollution*. 70: 71-94.
- Dixon, R. K., S. Brown, R. A. Houghton, A. M. Solomon, M. C. Trexler, and J. Wisniewski. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science* 263: 185-190.
- González, G. J. L., A. Marín R., C. Álvarez F., J. M. Díaz M., N. González R., y A. Pardo F. 2005. Aplicación del protocolo de Kyoto para Castilla y León. Premio colección de estudios del Consejo Económico y Social de Castilla y León. España. pp. 267-284.
- Granados, S. D., M. A. Hernández, y G. F. López R. 2006. Ecología de las zonas ribereñas. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 12 (1): 55-99.
- Lal, R. 2008. Carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society. Biological Science* 363 (1492): 815-830.



- Morales, M., y J. Fernández. 2006. Aspectos relevantes de la interacción entre la vegetación de ribera, la hidráulica y la morfológica de causas. Departamento de Ingeniería Hidráulica. Universidad Politécnica de Valencia. 14 p.
- ONU. 1992. Protocolo de Kyoto de la convención marco de las Naciones Unidas Sobre el Cambio Climático. (<http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpspan>).
- Ordoñez, J. A. 1999. Captura de Carbono en un Bosque Templado: El Caso de San Juan Nuevo Michoacán. Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAP. México. 65 p.
- Ordoñez, J. A., y O. Masera. 2001. Captura de carbono ante el cambio climático. *Madera y Bosques*. 7 (1): 3-12.
- Pérez, B. P., G. Ouro, A. Merino, y F. Macías. 1998. Descomposición de materia orgánica, biomasa microbiana y emisión de CO₂ en un suelo forestal bajo diferentes manejos silvícolas. *Edafología* 5: 83-93.
- Sethuram, S., S. Beyeler, S. E. Kraft, D. Thomas, and D. Winstanley. 2007. Ecosystem Services from Riparian Areas: A Brief Summary of the Literature. Scientific Advisory Committee. Illinois River Coordinator Council. USA. pp. 2-7.

1.25

Distribución del carbono orgánico en agregados del suelo y emisiones de CO₂ en diferentes agrosistemas del Valle de México

Fuentes Mariela¹, Dendooven Luc², De León Fernando¹, Etchevers Jorge³, Hidalgo Claudia³, Govaerts Bram⁴

¹Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco, Laboratorio de Fisiología y Tecnología de Cultivos, Calzada del Hueso 1100, Col. Villa Quietud, 04960, D.F., México. Autor para correspondencia: mfonce@correo.xoc.uam.mx

²Cinvestav, Av. Instituto Politécnico Nacional 2508, C.P. 07360, D.F., Mexico.

³Colegio de Postgraduados, Laboratorio de Fertilidad, IRENAT Km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, Mexico.

⁴International Maize and Wheat Improvement Centre (CIMMYT), Apdo. Postal 6-641, 06600 D.F., Mexico.

Resumen

Es necesario conocer la dinámica y capacidad del suelo para almacenar carbono (C) y emitir CO₂ dependiendo del tipo de agrosistema utilizado. La manera en que el C orgánico del suelo (COS) este distribuido en los agregados del mismo, dependiendo del manejo agrícola, determinará la dinámica de retención y liberación del C. El Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo (CIMMYT) en 1991, estableció un experimento en la parte central del Valle de México para investigar el efecto de diferentes agrosistemas que contempla tipos de labranza: cero (ZT) y convencional (CT); manejo de residuos: con o sin rastrojo de cosecha; y rotación de cultivo: monocultivo de maíz y trigo y rotación maíz-trigo, trigo-maíz. El presente estudio reporta el efecto de 16 años de la utilización de agrosistemas contrastantes sobre la distribución del carbono en macro, meso y micro-agregados del suelo, la contribución de cada una de esta fracciones al C total y emisiones de CO₂ durante un ciclo de cultivo, de parcelas del centro experimental “El Batán” del CIMMYT en el Valle de México. Todos los suelos, con retención de residuos cultivados con maíz o trigo, sin importar el tipo de labranza presentaron los mayores contenidos de C en macro y meso-agregados en comparación con los suelos sin residuos. La proporción de macro-agregados y su contenido de COS fueron afectados por el sistema de labranza y manejo de residuos. En la mayoría de las parcelas cultivadas con maíz, excepto ZTR+r 0-5cm, los meso-agregados fueron los que más aportaron C al C total del suelo. La misma tendencia se expresó en parcelas cultivadas con trigo; excepto ZT+r and ZTM-r de 0 a 5cm donde la mayor contribución provino de los macro-agregados. Las mayores emisiones anuales de CO₂ se registraron en las parcelas con CT en comparación con ZT, independientemente del manejo de residuos. Teniendo en cuenta todos los parámetros medidos, en la zona agroecológica de estudio, la labranza cero con residuos con el monocultivo de maíz o de rotación con el trigo es una alternativa potencialmente viable para la retención de C en el suelo y reducción de emisiones de CO₂.

Palabras claves: agricultura de conservación, agricultura convencional, captura de carbono

Introducción

Las prácticas agronómicas, incluyendo tipo de labranza, manejo de residuos, rotación de cultivos y uso de insumos sintéticos u orgánicos, son determinantes en la cantidad de carbono retenido en el suelo. Por lo anterior, es necesario conocer la dinámica y capacidad del suelo para almacenar C y emitir CO₂, acorde con los procesos de mineralización de la materia orgánica dependiendo del tipo de agrosistema utilizado. Así mismo, la manera en que el C orgánico del suelo (COS) este distribuido en los agregados del mismo, lo cual depende del agrosistema, determinará la dinámica de retención y liberación del carbono (C). Los macro y microagregados son importantes en el almacenamiento y tasa de retorno del COS. El contenido de COS es un indicador de los efectos de los diferentes agrosistemas sobre la retención o liberación de C en forma de gas. Algunos estudios mostraron que suelos con agricultura convencional emiten más CO₂ que con agricultura de conservación (cero labranza, retención de residuos y rotación de cultivos) (Hutchison *et al.*, 2007; Oorts *et al.*, 2007; Chatskikh *et al.*, 2008; Ussiri and Lal, 2009). Sin embargo, hay investigadores que afirman que no hay diferencias significativas en cuanto a las emisiones de ambos sistemas (Elder y Lal, 2008; Nouchi y Yonemura, 2008). En la parte central del Valle de México generalmente los productores utilizan labranza convencional, monocultivo de maíz y retiran los rastrojos de la cosecha anterior. El Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo (CIMMYT) en 1991, estableció un experimento en la parte central del Valle de México para investigar el efecto de diferentes agrosistemas sobre la calidad del suelo y rendimientos, los investigadores consideraron diferentes tipos de labranza: cero (ZT) y convencional (CT); manejo de residuos: con o sin rastrojo de cosecha; y rotación de cultivo: monocultivo de maíz y trigo y rotación maíz-trigo, trigo-maíz.

El presente estudio reporta el efecto de 16 años de la utilización de agrosistemas contrastantes sobre la distribución del carbono en macro, meso y micro-agregados del suelo, la contribución de cada una de esta fracciones al C total y emisiones de CO₂ durante un ciclo de cultivo, de parcelas del centro experimental “El Batán” del CIMMYT en el Valle de México.

Materiales y métodos

Las parcelas experimentales fueron establecidas en 1991 en la estación “El Batán” del CIMMYT, situado en los valles altos del centro de México (19° 31’ Norte, 98° 50’ Oeste, a 2259 msnm). El sitio presenta una temperatura media de 14 °C y precipitación media anual de 600 mm a⁻¹. La época de lluvias es corta con precipitaciones intensas seguida de sequías; la evapotranspiración excede a la precipitación todos los años (la evapotranspiración potencial anual es de 1,900 mm a⁻¹). El experimento se ha desarrollado bajo condiciones de temporal o secano. El tipo de suelo es un Haplic Phaeozem arcilloso, con 380, 370 y 250 g kg⁻¹ de arcilla, limo y arena; respectivamente.

El experimento se desarrolló en un área de 1.3 hectáreas que fue dividida en 64 parcelas de 7.5 m x 22 m. Existen 16 tratamientos que no han sido modificados desde que se inició

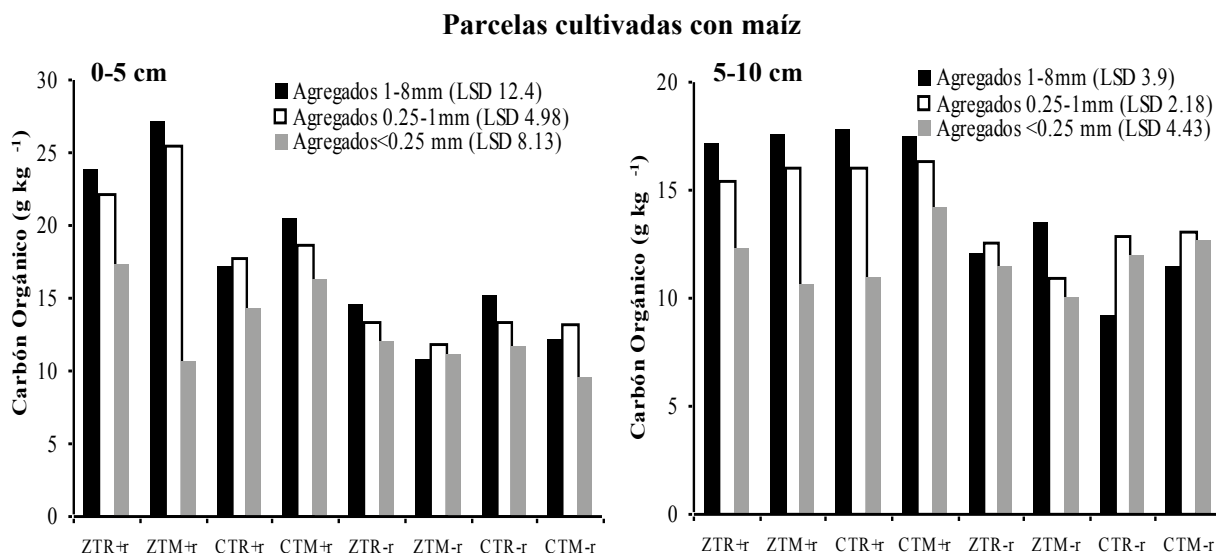
el experimento. Dichos tratamientos fueron los que se consideraron para este estudio, que implican las combinaciones de labranza: a) Cero (ZT) y convencional (CT); b) manejo de residuos de cosecha: con (+r) y sin (-r) residuos; y c) rotación de cultivos: monocultivo (M) de trigo (*Triticum aestivum* L.) o maíz (*Zea mays* L.) y rotación (R) maíz-trigo y trigo-maíz, para que todos los años se pueda evaluar la producción de ambos cultivos.

Las muestras de suelo para determinación de agregados fueron inalteradas a dos profundidades de 0-5 y de 5-10 cm, posteriormente con la técnica de agregados en húmedo se separaron en tres fracciones micro-agregados (< 0.25 mm), meso-agregados (0.25 a 1 mm) y macro-agregados (1 a 8 mm).

El contenido de COS total y el de cada tipo de agregado se determinaron con un autoanizador de C (TOC-5050A –Total Organic Carbon). El suelo se somete a un proceso de combustión seca a 900° C durante 3 a 4 minutos. El CO₂ desprendido llega al detector de infrarrojo y el software del instrumento realiza el cálculo para emitir el resultado como C total. Las mediciones de emisiones de CO₂ del suelo se hicieron mensualmente y después de cada práctica agrícola con un analizador portátil de gases infrarrojo no-dispersivo (EGM-4 CO₂) y una cámara de respiración del suelo que contiene una bomba de succión de aire. Determina la concentración de bióxido de carbono en ppm y tasas de CO₂ g m⁻² h⁻¹.

Resultados y discusión

Todos los suelos, de 0 a 10 cm, con retención de residuos cultivados con maíz o trigo presentaron los mayores contenidos de C en macro y meso-agregados en comparación con los suelos sin residuos (Figura 1). Los macro-agregados ubicados de 0 a 5cm en parcelas cultivadas con trigo en un agrosistema de rotación y retención de residuos retienen más COS que aquellos que están en parcelas sin residuos excepto en el agrosistema donde hay monocultivo de trigo (Figura 1).



Parcelas cultivadas con trigo

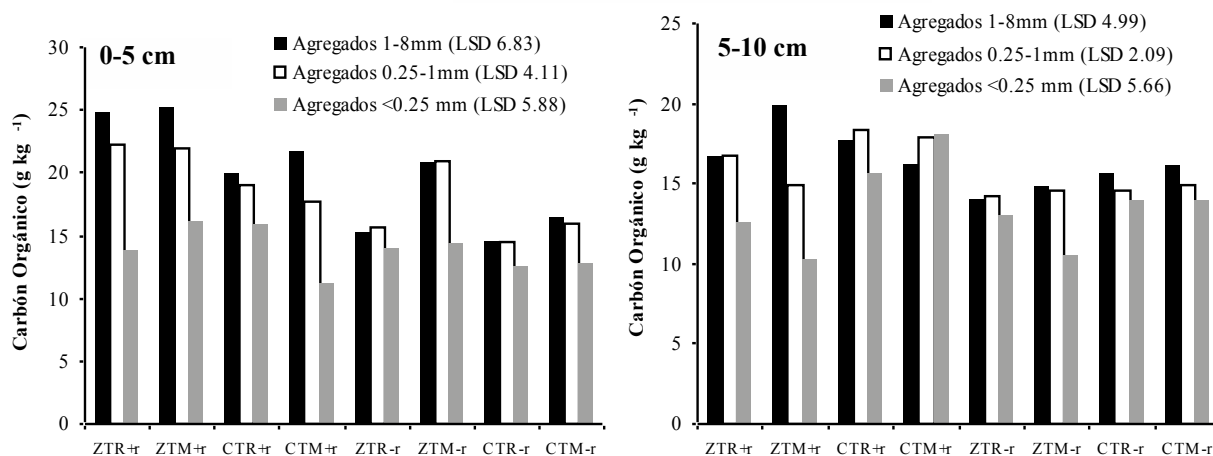


Figura.1 Contenido de C orgánico en macro, meso y micro-agregados de suelos de diferentes agrosistemas manejados con labranza convencional (CT), labranza cero (ZT), con (+r) y sin (-r) residuos, monocultivo (M) y rotación (R) de cultivos, en un experimento de larga duración en Valles Altos del Centro de México en CIMMYT.

Las parcelas con ZT+r tuvieron mayor contenido de C en los macro y meso-agregados en comparación con los demás tratamientos. Las parcelas con CT+r presentaron mayor contenido de C en meso y micro-agregados respecto a los demás tratamientos. No hubo diferencia significativa en la cantidad de COS en los microagregados entre las diferentes parcelas (Figura 1). La proporción de macro-agregados y su contenido de COS son afectados por el sistema de labranza y manejo de residuos. Zotarelli *et al.* (2007) reportaron que la ZT fomenta la agregación, principalmente de 0 a 5 cm, en comparación con la CT, lo cual se relaciona con la mayor acumulación de COS el cual está protegido físicamente para retardar su liberación como CO₂. La labranza continua en los agrosistemas con CT+r promueve la ruptura de los agregados, especialmente macroagregados, y expone a la materia orgánica a procesos de transformación y descomposición (Ding *et al.*, 2002 y Six *et al.*, 2002).

En parcelas cultivadas con maíz el C de los meso-agregados fue el que más contribuyó al C orgánico total del suelo, excepto en el agrosistema con ZTR+r de 0-5 cm, donde el C que más contribuyó provenía de los macro-agregados. En las parcelas donde los residuos fueron removidos, el C de los micro-agregados aportó más al C total que en parcelas donde los rastrojos del cultivo anterior permanecieron en el suelo. En las parcelas cultivadas con trigo, de 0 a 5 cm de profundidad, manejadas con ZT el C de los macro-agregados contribuyó más al C total que los macro-agregados de las parcelas con CT, mientras la tendencia opuesta se mostró con el C de los micro-agregados (los datos no se muestran excepto para agrosistemas contrastantes: agricultura de conservación y convencional Figura 2).

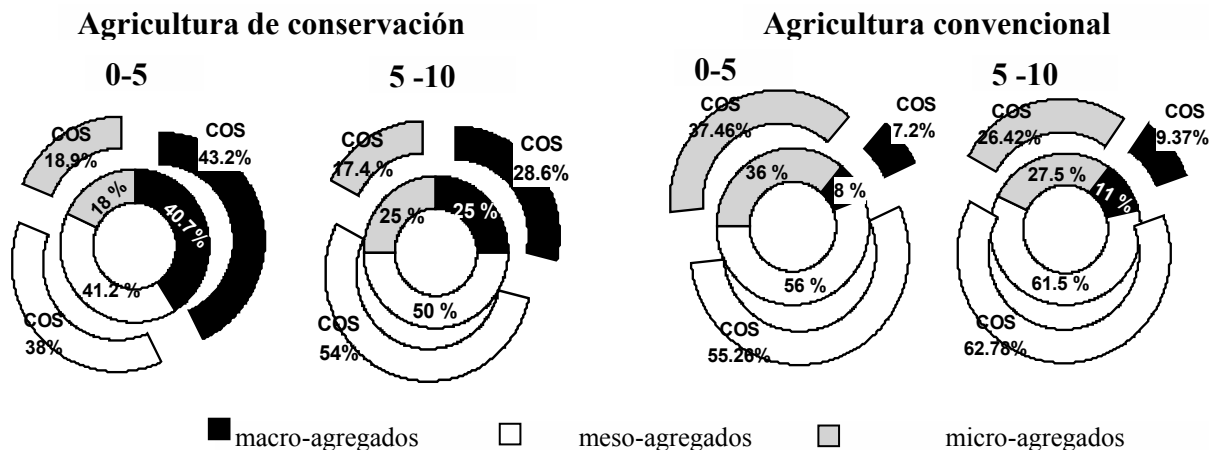


Figura 2. Distribución de agregados y contribución de C de cada uno de éstos al C total del suelo en agricultura de conservación y convencional en un experimento de larga duración en Valles Altos del Centro de México en CIMMYT.

Stewart *et al.* (2008) afirmaron que la capacidad del suelo para retener C está determinada principalmente por la protección de éste en los agregados, de allí que nuestra hipótesis sea que el efecto negativo de la labranza sea mayor en los macro-agregados que en los meso-agregados. La mayor abundancia de meso-agregados en los suelos de la mayoría de los tratamientos podría ser el resultado del rompimiento de los macro-agregados y/o que las características físicas y químicas de los meso-agregados provoque que sean más resistentes ante los efectos de la labranza, por ello el C de los meso-agregados contribuye de manera más significativa al COS total del suelo comparado con el C de los macro-agregados. La proporción de micro-agregados en el suelo de todos los agrosistemas fue menor y con menor contenido de C en comparación con los otros agregados. Sin embargo, la formación de micro-agregados y micro-agregados dentro de macro-agregados puede jugar un papel importante a largo plazo en la reserva y estabilización del COS (Six *et al.*, 2000; Deneff *et al.*, 2001).

El incremento de emisiones de CO₂ del suelo en todos los tratamientos coincide con la etapa de crecimiento del cultivo, fertilización y en menor medida en el período posterior a la cosecha. Las parcelas con CT+r emitieron más CO₂ que con ZT+r en los meses donde existieron diferencias significativas entre tratamientos, la misma tendencia se observó en el balance anual (figuras 3 y 4). Los resultados muestran que cuando se realizan labores que implican el movimiento del suelo en CT las emisiones de CO₂ aumenta en comparación con suelos sin la aplicación de dichas prácticas (ZT) (figuras 3 y 4). Ussiri y Lal (2009), sugieren que el disturbio provocado por la labranza acelera las tasas de descomposición tanto en material nuevo (C4-C) como viejo (C3) C. La práctica agrícola habitual en la zona de estudio es CT-r con monocultivo de maíz, los suelos con dicho tratamiento emitieron anualmente más CO₂ que las parcelas con ZT+r con monocultivo de maíz, pero no que las parcelas con ZTR+r. Lo anterior permite afirmar que las parcelas con trigo emiten más CO₂ que las parcelas con maíz, nosotros calculamos la entrada anual de materia orgánica por

parcela (datos que no se presenta en este artículo), a lo largo del experimento, las parcelas con residuos de trigo tuvieron mayores entradas que las parcelas con residuos de maíz, sin embargo el C retenido en los suelos de ambos tratamientos es similar, lo que haría suponer que las tasas de descomposición del trigo son mayores que las de maíz.

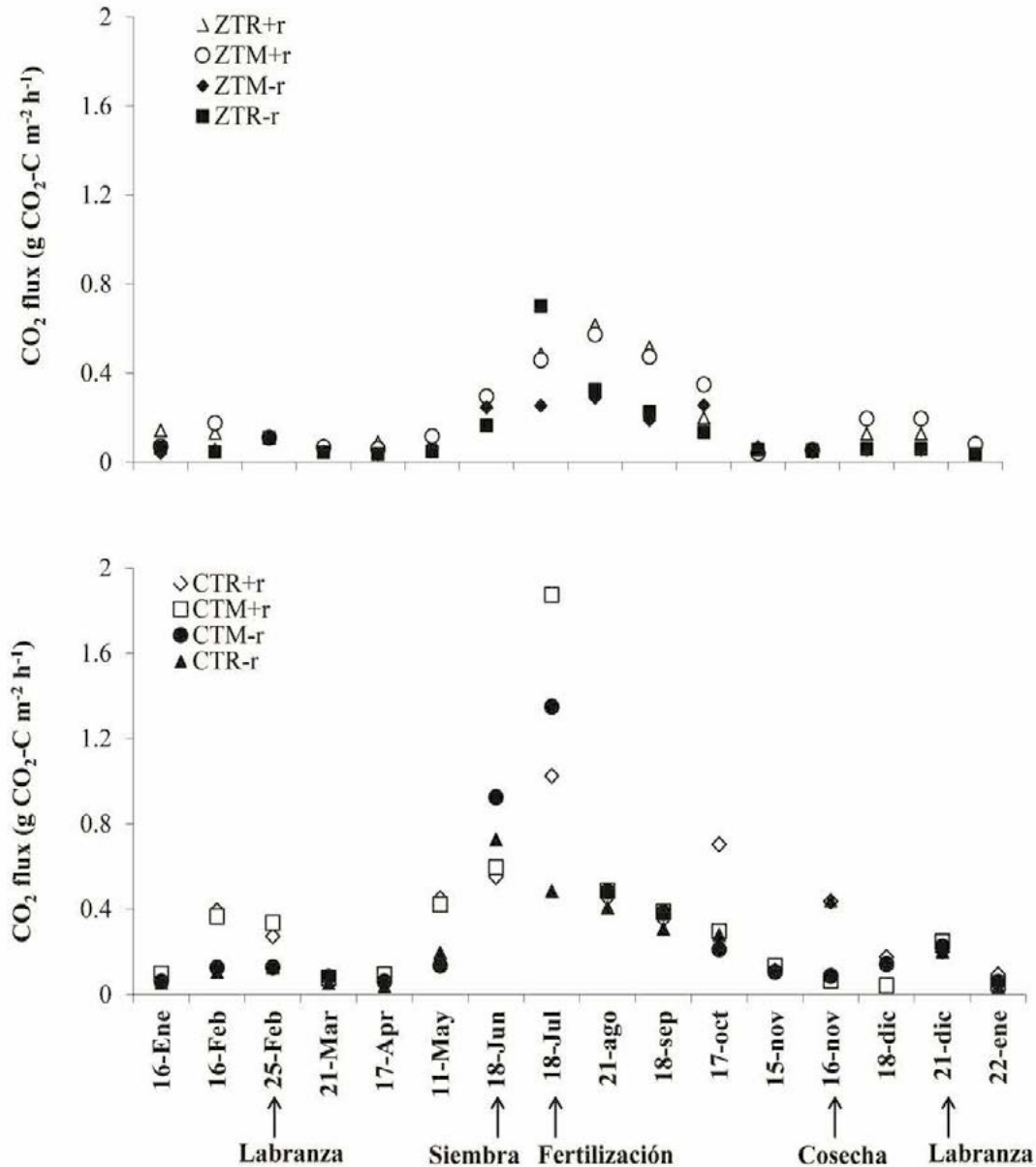


Figura 3. Emisiones de CO₂ de suelos cultivados con maíz manejados con labranza convencional (CT), labranza cero (ZT), con (+r) y sin (-r) residuos, monocultivo (M) y rotación (R) de cultivos, en un experimento de larga duración en Valles Altos del Centro de México en CIMMYT.

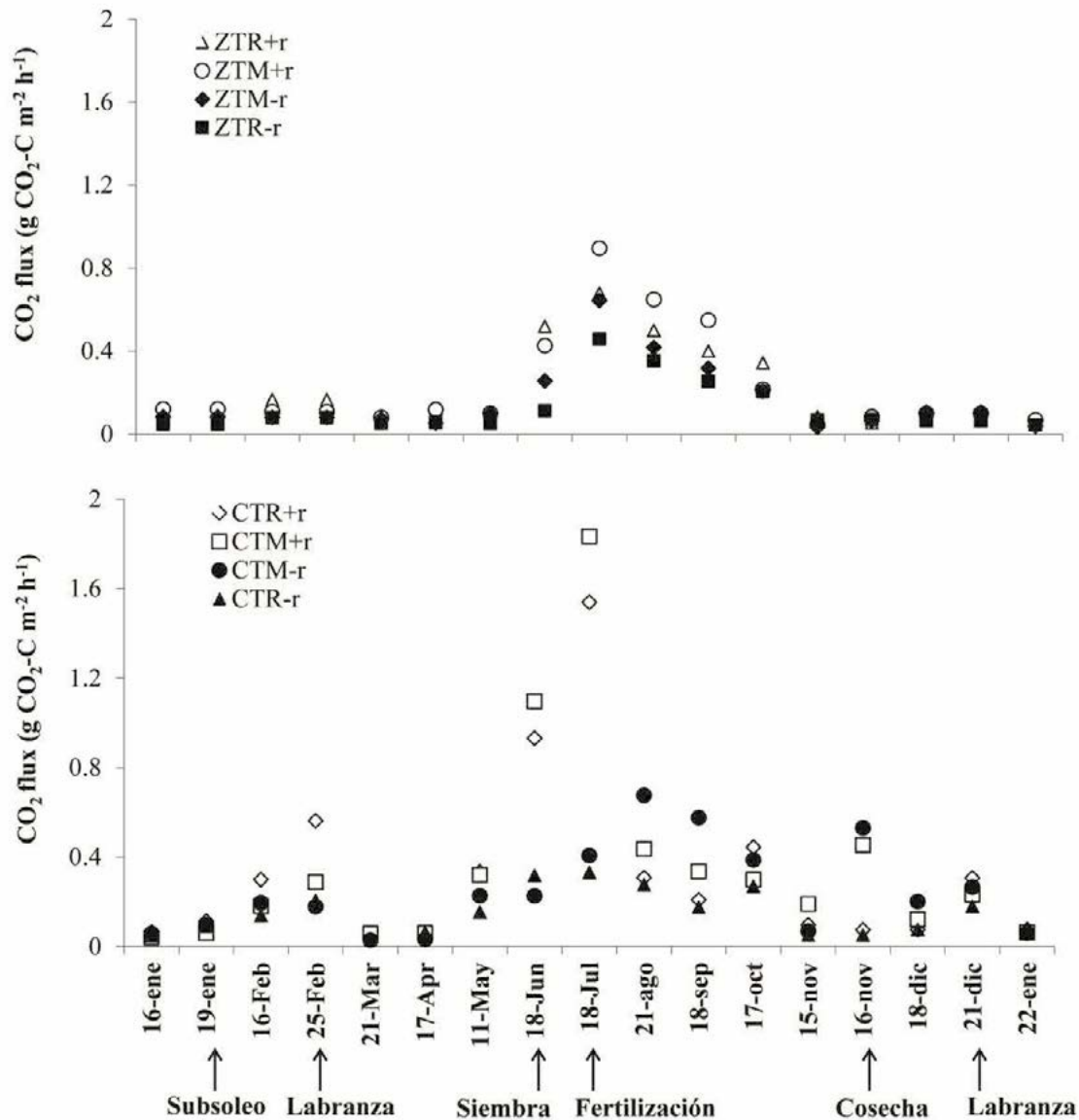


Figura 4. Emisiones de CO₂ de suelos cultivados con trigo manejados con labranza convencional (CT), labranza cero (ZT), con (+r) y sin (-r) residuos, monocultivo (M) y rotación (R) de cultivos, en un experimento de larga duración en Valles Altos del Centro de México en CIMMYT.

Conclusiones

Concluimos que los agrosistemas manejados con cero labranza, retención de residuos y monocultivo (maíz o trigo) o rotación fueron los que potencialmente podrían maximizar la retención de C en agregados en la superficie del suelo y reducir las emisiones de CO₂ en las condiciones agroecológicas de la zona de estudio. Nuestros resultados mostraron que la retención de C en la capa superior del suelo (0-10 cm) depende principalmente del C contenido en los macro y meso-agregados.



Referencias bibliográficas

- Chatskikh, D. J., E. Olesen, M. Hansen, L. Elsgaard, and B. M. Petersen. 2008. Effects of reduced tillage on net greenhouse gas fluxes from loamy sand soil under winter crops in Denmark. *Agriculture Ecosystem Environmental* 128 (1-2): 117–126.
- Denef, K., J. Six, K. Paustian, and R. Merckx. 2001. Importance of macroaggregate dynamics in controlling soil carbon stabilization: short-term effects of physical disturbance induced by dry-wet cycles. *Soil Biology and Biochemistry* 33 (15): 2145–2153.
- Ding, G., J. Novak, D. Amarasiriwardena, P. Hunt, and B. Xing. 2002. Soil organic matter characteristics as affected by tillage management. *Soil Science Society in American Journal* 66 (2): 421–429.
- Elder, J. W., and R. Lal. 2008. Tillage effects on gaseous emissions from an intensively farmed organic soil in North Central Ohio. *Soil and Tillage Research* 98 (1): 45–55.
- Hutchinson, J. J., C. A. Campbell, and R. L. Desjardins. 2007. Some perspectives on carbon sequestration in agriculture. *Agricultural Meteorology* 142 (2-4): 288–302.
- Nouchi, I., and S. Yonemura. 2008. CO₂, CH₄ and N₂O fluxes from soybean and barley double cropping in relation to tillage in Japan. *Phyton-Annales Rei Botanicae* 45: 327–338.
- Oorts, K., R. Merckx, E. Gréhan, J. Lebreuche, and B. Nicolardot B. 2007. Determinants of annual fluxes of CO₂ and N₂O in long-term no-tillage and conventional tillage systems in northern France. *Soil and Tillage Research* 95 (1-2): 133–148.
- Six, J., E. T. Elliott, and K. Paustian. 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology and Biochemistry* 32 (14): 2099–2103.
- Six, J., C. Feller, K. Denef, M. Ogle S., J. C. de Morales S., and A. Albrecht. 2002. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils-effects of no tillage. *Agronomie* 22: 755–775.
- Stewart, C., A. Plante, K. Paustian, R. Conant, and J. Six. 2008. Soil Carbon Saturation: Linking concept and measurable carbon pools. *Soil Science Society American Journal* 72 (2): 379–392.
- Ussiri, D. A. N., and R. Lal. 2009. Long-term tillage effects on soil carbon storage and carbon dioxide emissions in continuous corn cropping systems from an alfisol in Ohio. *Soil and Tillage Research* 104 (1): 39–47.
- Zotarelli, L., B. J. R. Alves, S. Urquiaga, R. M. Boddey, and J. Six. 2007. Impact of tillage and crop rotation on light fraction and intra-aggregate soil organic matter in two Oxisols. *Soil and Tillage Research* 95 (1-2): 196–206.

1.26

Evaluación del efecto del rodillo aireador en el contenido de carbono en tierras del pastoreo del noreste de México

Casas Noris¹ y Manzano Mario G.²

¹Programa de Maestría en Sistemas Ambientales, Tecnológico de Monterrey-Campus Monterrey. Ave. Eugenio Garza Sada 2501 Sur, Monterrey, N. L. C. P. 64849

²Centro de Calidad Ambiental. Tecnológico de Monterrey-Campus Monterrey. Ave. Eugenio Garza Sada 2501 Sur, Monterrey, N. L. C. P. 64849. Autor para correspondencia: mario.manzano@itesm.mx

Resumen

Durante el período Junio-Octubre del 2008, se efectuaron muestreos en seis sitios del noreste de México, cinco fueron ranchos doble propósito (ganadero-cinegético) considerados dentro del Proyecto de Restauración de Ecosistemas de Pronatura Noreste A. C. y otro, un sitio de aprovechamiento sustentable de vida silvestre. El fin fue evaluar el potencial de la tecnología del rodillo aireador para mejorar la condición de tierras de pastoreo degradadas respecto a variables de influencia en suelo y vegetación (producción de biomasa, cobertura, densidad, diversidad y compactación del suelo) y determinar la capacidad del sistema rehabilitado para actuar como sumidero de carbono (contenido de carbono en suelo y biomasa). Los valores reportados para cada variable ecológica considerada en este estudio, aunque en algunos casos fueron estadísticamente significativos a favor del área sin tratamiento (AST), en su mayoría registraron una diferencia porcentual y una tendencia favorable en el área con tratamiento (ACT). Respecto al contenido de carbono en suelo y biomasa, se mostró una tendencia a variar entre las diferentes especies y se obtuvieron valores porcentuales relativamente más altos en ACT respecto a AST; sin embargo, las diferencias no son estadísticamente significativas. Es probable que el efecto de estas tecnologías de tratamiento del suelo sobre estas variables requiera periodos más largos de tiempo para hacerse evidente, al menos en las variables adecuadas. Se asume que la variación en la respuesta al uso del rodillo aireador está relacionada también con el banco de semillas del suelo, la calidad de la materia orgánica que se deposita con el paso del rodillo (influenciada por la composición florística) y el tipo de suelo.

Palabras clave: rehabilitación, pastizales, matorral, biomasa

Introducción

En la actualidad se reconoce, que el deterioro ambiental y el impacto socioeconómico adverso que hoy predomina en el sector agropecuario de América Latina, y el mundo, es el resultado de un uso inadecuado de los recursos naturales, así como de la aplicación

incorrecta de sistemas, técnicas y tecnologías de manejo; todo lo cual deviene en la necesidad extrema de asumir estrategias de mitigación que permitan reconvertir la realidad ambiental hacia una actividad sustentable.

En México, el sobrepastoreo es causa del 25% de la degradación del suelo. Cada hato ganadero impacta de manera diferente a los ecosistemas del país, conforme sus propias características biológicas y el sistema de manejo implementado.

Para el periodo 2002-2005 el INEGI en la sección tipo de uso de suelo y vegetación, reporta 14'896,314.1 ha de uso para pastizales de los cuales 12'419,564.2 ha, corresponden a pastizal cultivado. Por su parte, el pastizal natural e inducido están presentes con 8'417,264.3 ha y 6'479,049.8 ha respectivamente (INEGI, 2005a).

La superficie ocupada por pastizales o agostaderos indica que, en el caso de Nuevo León la cifra alcanza 1'015,634 ha, para Tamaulipas corresponde a 1'558,564.1 ha (INEGI, 2005b).

Las políticas ganaderas, si bien con una tendencia hacia la tecnificación, no norman las condiciones para un manejo productivo de forma sustentable. En tal sentido, técnicas de rehabilitación de pastizales o agostaderos, como el uso del rodillo aireador Lawson (Scifres y Hamilton, 2003) (Figura 1), muestran una posible alternativa al problema de degradación de suelos y recursos forrajeros de las áreas de pastoreo y una mejor optimización de los recursos estos ecosistemas. Esta tecnología se usa para mantener en estado de crecimiento el matorral, obteniendo rebrotes con mayor palatabilidad a una altura accesible para la fauna e incrementando la producción de forraje herbáceo.

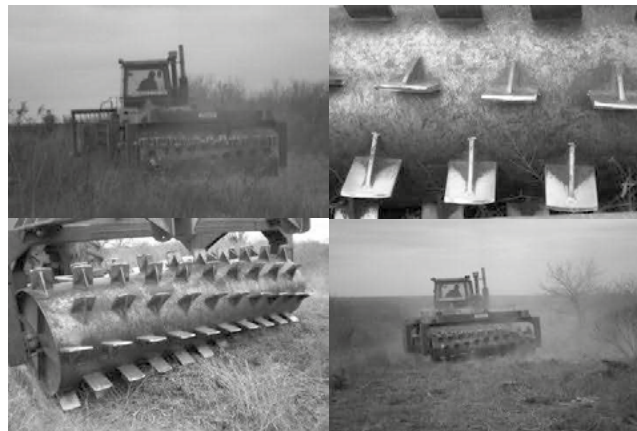


Figura 1. Vista del tipo de rodillo aireador para el tratamiento de suelos compactados. Demostración experimental en el Rancho Rosita, Anáhuac. N. L. Mayo, 2008.

Está comprobado que el rodillo aireador estimula el crecimiento de herbáceas y gramíneas, que son importantes para la dieta del venado cola blanca, paloma, codorniz, así como de otra fauna silvestre y del ganado. Este tratamiento también mejora la infiltración y percolación de agua en el suelo, disminuye las escorrentías superficiales y por lo tanto la erosión hídrica, de especial importancia en zonas áridas donde la lluvia es escasa e incierta, ya que se pierde entre 40 y 60% del agua por escurrimientos (Ibarra *et al.*, 2002). Sin

embargo, no existe información acerca de la respuesta de biomasa perenne y los contenidos de materia orgánica del suelo posterior al tratamiento.

El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de tratamiento al suelo con la tecnología del rodillo aireador en seis sitios del noreste de México, respecto a variables de funcionales de respuesta, como son biomasa y cobertura vegetal, densidad de especies, resistencia del suelo a la penetración y contenido de carbono del suelo.

Material y métodos

Se realizaron muestreos por sitio o rancho, se ubicaron las áreas sin tratamiento (AST) y áreas con tratamiento (ACT) (Figura 2), y en cada una de ellas, para la medición de las variables de efectividad del tratamiento en vegetación y suelo se estableció un sistema de muestreo, que consistió en:

- Cinco transectos de 400x30 m para incorporar parcelas y subparcelas.
- Cuatro parcelas de 5x5 m por transecto con separación de 80 m entre ellas. Las parcelas se estructuraron para medir vegetación arbustiva, herbácea y zacates.
- Una subparcela de 0,5 x 0,5 m, para estudio de vegetación arbustiva, herbácea y gramínea a ras de suelo y hasta una altura de pecho de 1.5 m vertical, seleccionada aleatoriamente por sorteo en uno de los cuadrantes externos de la parcela.
- Una muestra de suelo por parcela, hasta una profundidad de 20 cm.
- Ocho medidas de la resistencia a la penetración, por parcela, con el penetrómetro con profundidades de 0-18 pulgadas.

En cada sitio se realizaron mediciones dasométricas de vegetación; colecta y procesamiento de material (biomasa y suelo) para el análisis de contenido de carbono, el cual se realizó aplicando el software WINTOC del OI Analytical Solids TOC para operar la secuencia de análisis y registrar los datos de contenido de carbono de las muestras analizadas.

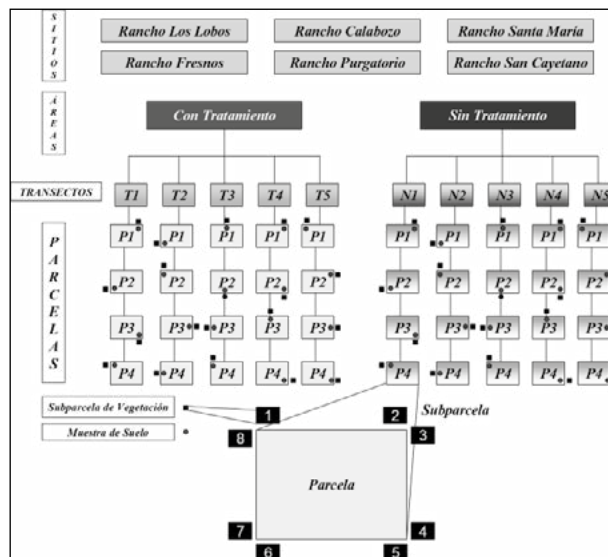


Figura 2. Esquema del diseño experimental para el establecimiento de transectos, parcelas y subparcelas en campo

Resultados y discusión

El AST registró un total de 72 especies para 4,588 individuos y densidad de 1.52 individuos m^{-2} . Por su parte, el ACT, registró 85 especies con 7,682 individuos y densidad de 2.56 individuos m^{-2} en total, de un gran total de 12,270 individuos y 108 especies medidas dasométricamente en el área de estudio. En cuanto al número de individuos y especies totales presentes por sitio, el ACT, reportó los valores más altos en la mayoría de los casos. En este sentido, Hanselka *et al.* (1993) indican que el tratamiento con el rodillo aireador permite un mejor desarrollo de las raíces e intercambio de gases dado que incrementa el nivel de aireación del suelo.

Se aplicó el análisis de índices de dominancia y equitatividad que indicaron un ambiente de similar heterogeneidad entre áreas con y sin tratamiento en todos los sitios, así como un patrón estructural de dominancia similar en cuatro de los seis sitios en estudio. Existió sin embargo, mayor diversidad específica para arbustivas en todos los sitios a favor del ACT. Los índices de similitud y disimilitud permitieron revelar un recambio de especies, que se evidenció en cuanto a su valor de importancia y que se vieron modificadas en su estatus de ocupación del AST a lo observado en el ACT (Cuadro 1).

Cuadro 1. Análisis de diversidad, de similitud y disimilitud para las especies arbustivas presentes en los sitios en estudio y área sin tratamiento y con tratamiento. *AST = área sin tratamiento. *ACT = área con tratamiento.

	Los Lobos		Los Fresnos		El Calabozo		El Purgatorio		Santa María		San Cayetano	
	AST	ACT	AST	ACT	AST	ACT	AST	ACT	AST	ACT	AST	ACT
Índice de Shannon Weaver	4.392	4.231	2.376	2.081	2.473	3.403	3.542	3.997	3.56	3.492	3.885	3.486
Índice de Simpson	16.648	14.564	3.913	3.02	13.774	7.073	8.993	12.892	9.207	8.824	8.949	8.522
Índice de Equitatividad	0.878	0.806	0.687	0.626	0.52	0.733	0.82	0.841	0.824	0.808	0.792	0.821
Índice de Jaccard	0.628		0.615		0.529		0.3		0.379		0.469	
Índice de Bray Curtis	0.485		0.594		0.255		0.302		0.539		0.411	

El valor porcentual del contenido de carbono del suelo fue relativamente más alto en ACT respecto a las AST, aunque fueron estadísticamente no significativas. Sin embargo, el incremento de estos niveles indica un registro desfavorable al AST y revierte un potencial de beneficio del empleo de esta tecnología de aireación a corto, mediano y largo plazo del contenido de carbono en suelo (Figura 4).

Por otra parte, existieron diferencias en el porcentaje de carbono obtenido para especies analizadas tanto en área con y sin tratamiento como el caso de *Jatropha dioica*, *Acacia rigidula*, *Opuntia leptocaulis*, *Larrea tridentata* por mencionar algunas. Si bien no se realizó un análisis considerando tipo de especies sino más bien su presencia en área con y sin tratamiento (Figura 3), se pudo observar que los valores registrados del contenido de carbono para una misma especie fluctuaron de manera heterogénea.

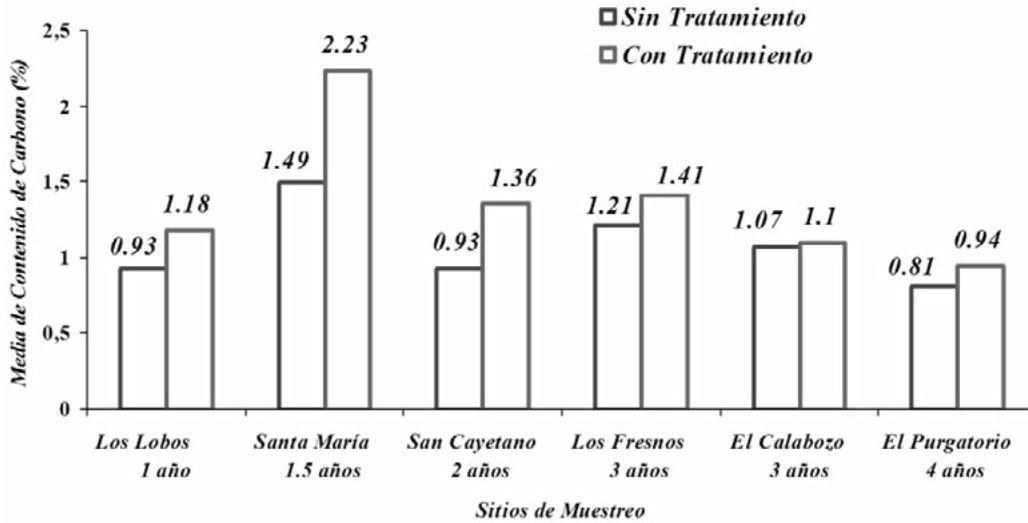


Figura 3. Variación de la media de porcentaje de contenido de carbono en suelo y años de tratamiento. Junio – Octubre, 2008.

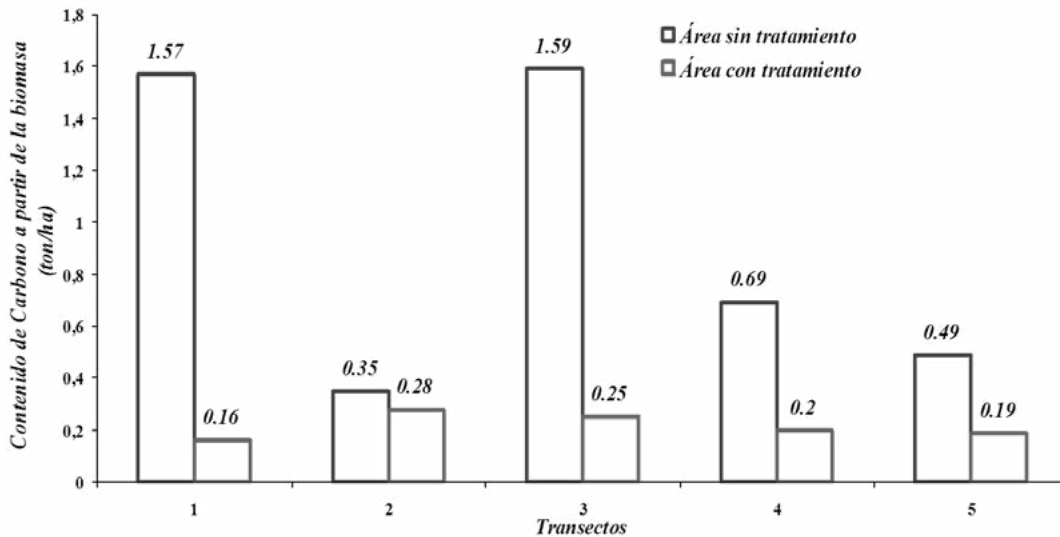


Figura 4. Variación del valor medio estimado de contenido de carbono (ton/ha)

Conclusiones

Los valores obtenidos para las variables ecológicas en este estudio, muestran una diferencia porcentual y tendencia favorable en las áreas con tratamiento. No obstante que el contenido de carbono en suelo y biomasa, mostró una tendencia a variar entre las diferentes especies y se obtuvieron valores porcentuales relativamente más altos en las áreas con tratamiento respecto a las áreas sin tratamiento, las diferencias no son estadísticamente significativas. Probablemente el efecto de estas tecnologías de tratamiento del suelo sobre estas variables requiera periodos más largos de tiempo para hacerse evidente, al menos en las variables adecuadas. Se asume que la variación en la respuesta al uso del rodillo aireador está relacionada también con el banco de semillas del suelo, la calidad de la materia orgánica que se deposita con el paso del rodillo (influenciada por la composición florística) y el tipo de suelo. Es recomendable considerar las tendencias observadas y monitorear su comportamiento futuro y evaluar las respuestas de éstas y otras variables a este tipo de tratamientos del suelo, para definir los periodos de tiempo que estos sistemas ecológicos requieren para manifestar algún cambio en los almacenes de carbono en biomasa y suelo.

Referencias bibliográficas

- Ibarra, F., M. H. Martín, y H. A. Aguayo. 2002 Uso del rodillo aireador para rehabilitar praderas. *Revista Rancho. PATROCIPES*.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). 2005a. Tipo de Uso y Vegetación. Período de observación 2002-2005. Sistemas Nacionales Estadístico y de Información Geográfica. Información Estadística Suelo.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). 2005b. Dirección General de Contabilidad Nacional y Estadísticas Económicas; Dirección General Adjunta de Estadísticas Económicas. Dirección de Estadísticas del Sector Primario. Carta de Uso del Suelo y Vegetación, 1:250 000. Serie III. Superficie de Pastizal por Entidad Federativa.
- Hanselka, C. W., S. Livingston, and D. Bade. 2001 *Renovation Practices to Improve Rainfall Effectiveness on Rangeland and Pastures*. The Texas A and M University. Texas, USA.
- Scifres, C. J., and W. T. Hamilton. 2003. *Range Habitat Management: The Tools*. Kingsville, TX. pp 109-132.

1.27

Inventario de carbono en la microcuenca La Laborcita en Sierra de Lobos, Guanajuato

Báez-Pérez Aurelio¹, Hernández-Martínez Miguel Ángel¹, Acosta-Mireles Miguel² y Bautista-Cruz Martha Angélica³

¹INIFAP, Campo Experimental Bajío. Km. 6.5 Carretera Celaya-San Miguel de Allende. C.P. 38010. Celaya, Guanajuato. Autor para correspondencia: baez.aurelio@inifap.gob.mx

²INIFAP, Campo Experimental del Valle de México. Apartado Postal 10, Chapingo, México. C.P. 56230.

³CIIDIR IPN. Departamento de Recursos Naturales. Hornos 1003. C.P. 71230. Sta. Cruz Xoxocotlan, Oaxaca.

Resumen

El cambio de uso de suelo es la principal causa de la destrucción de los ecosistemas terrestres, del deterioro del suelo y de las emisiones de gases de efecto invernadero a la atmósfera, entre los más importantes el CO₂. El crecimiento poblacional implica necesariamente la sobreexplotación de los recursos naturales. El presente trabajo tiene como propósito presentar los resultados preliminares del inventario de carbono en vegetación y suelo en la microcuenca La Laborcita, la cual se localiza cerca de la ciudad de León, Guanajuato. Se realizaron muestreos de vegetación, hojarasca, mantillo y suelo. Se delimitaron rodales de 1,000 m² con el método de la cuerda, compensada acorde a la pendiente del terreno. Los sitios de muestreo se delimitaron de acuerdo a la carta de vegetación del INEGI del 2010. En las áreas de bosque predominan especies de *Quercus* spp. y en áreas con matorrales especies de *Acacia* spp. En estos ecosistemas se utilizaron ecuaciones alométricas para calcular la biomasa vegetal, para lo cual se midió el diámetro del tronco a la altura del pecho y la altura del árbol. Se estimaron las reservas de carbono (C) en áreas erosionadas, donde no existe vegetación, para estimar la pérdida de carbono provocada por el impacto de las actividades humanas. Se tomaron muestras de suelo de 0 a 20 cm de profundidad, aunque en ocasiones fueron menores debido a lo somero de éstos. Se midió la cantidad de C total en un equipo Shimatzu (TOC-5050A). Se determinó la cantidad de carbono inorgánico y se restó al C total para estimar el C orgánico del suelo. La reserva de C en el bosque de *Quercus* spp. se estimó 175 t ha⁻¹, en el matorral 57 t ha⁻¹, en el pastizal 46 t ha⁻¹, en los sistemas agrícolas 17 t ha⁻¹ y en las zonas erosionadas, donde aflora el tepetate, solamente se encontraron trazas de C orgánico, aunque tiene con aproximadamente 5 t ha⁻¹ de C inorgánico en forma de carbonatos.

Palabras claves: captura de carbono, sostenibilidad, carbono orgánico

Introducción

El cambio de uso de suelo es una de las principales causas de la destrucción de los ecosistemas terrestres. La pérdida de la cobertura vegetal y la erosión del suelo, además del deterioro del entorno, contribuye con la emisión de gases de efecto invernadero a la atmósfera, entre los más importantes el CO₂. Según datos reportados por la Comisión Intersecretarial de Cambio Climático (2006), se estima que la destrucción de la cobertura vegetal, aportó 63% de las emisiones de CO₂ a la atmósfera emitidas por los países llamados “en desarrollo” en los últimos 50 años. Lal (1997) mencionó que el cambio de uso de suelo y las actividades agrícolas han aportado 50% de las emisiones de CO₂ que son producidas por la actividad humana. El crecimiento poblacional y la presión que se ejerce sobre el aprovechamiento de los recursos naturales, ha ocasionado el deterioro de bastas áreas naturales, con mayor impacto en las zonas periféricas de las áreas conurbadas. Entre los ecosistemas terrestres más sensibles al cambio de uso de suelo, se encuentran aquéllos que se ubican en laderas. Los suelos en esta situación son más susceptibles a la erosión hídrica cuando son deforestados y expuestos a las lluvias. Miles de hectáreas en México y Latinoamérica han sido afectadas por esta situación, transformándolas en paisajes yermos y estériles.

El deterioro de los ecosistemas terrestres ha contribuido de manera importante al cambio climático global, porque las perturbaciones ocasionadas por las actividades humanas, las cuales han inducen cambios significativos en la dinámica del carbono, dando lugar a la pérdida de este elemento, que se encuentra almacenado en la vegetación y el suelo (Lal, 2004). Para mitigar las emisiones de carbono es necesario, en primer lugar, conservar las áreas naturales que aun se encuentran en pie; racionalizar la explotación forestal mediante la mejora de prácticas de extracción forestal y expandir los depósitos de carbono en los ecosistemas forestales por el incremento de áreas y densidad de carbono en los bosques (Brown *et al.*, 1999); y realizar trabajos de restauración de áreas degradadas mediante reforestación y obras de conservación de suelo, para propiciar mecanismos de captura de carbono, como alternativa para contrarrestar, en parte, el deterioro ambiental que han ocasionado el impacto de las actividades humanas.

El propósito del presente trabajo es elaborar un diagnóstico retrospectivo que refleje la pérdida de carbono y otros elementos minerales del suelo que ha ocasionado el cambio de uso de suelo, en un ecosistema del estado de Guanajuato, y cuantificar la cantidad de carbono y nitrógeno almacenados en el ecosistema mediante su estimación en la vegetación, hojarasca y en el suelo

Materiales y métodos

Sitio de estudio

El estudio se llevó a cabo en la microcuenca “La Laborcita”, la cual se encuentra ubicada al noreste de la ciudad de León, Guanajuato, en Sierra de Lobos (Figura 1). Es una zona altamente marginada, donde prevalecen extensas áreas deforestadas y erosionadas

(Rivera *et al.*, 2008). Tiene una extensión de cerca de 700 mil hectáreas. La mayor parte de su superficie está dedicada al uso forestal y ganadero.

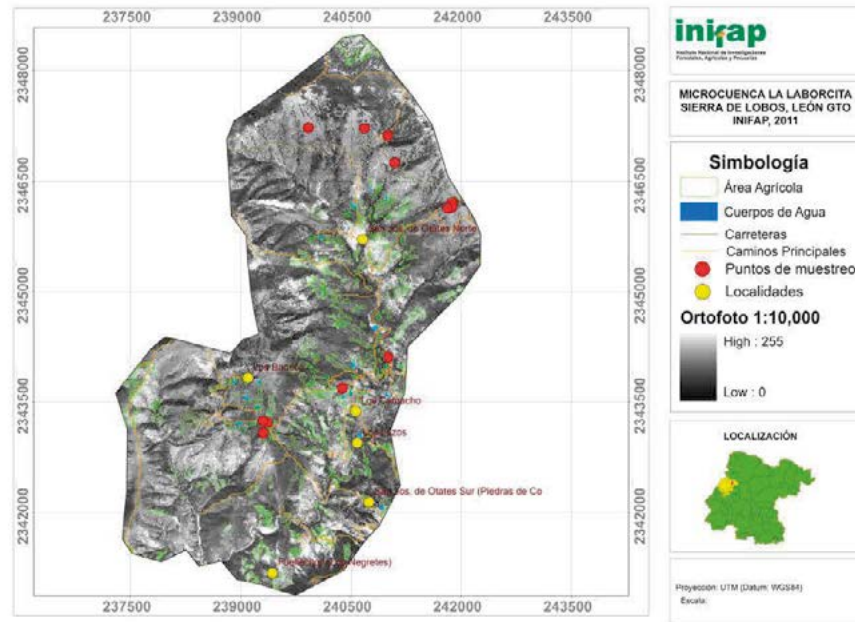


Figura 1. Microcuenca “La Laborcita” en Sierra de Lobos, León, Guanajuato.

De acuerdo a su delimitación geográfica, la micro cuenca está integrada por seis comunidades: Los Camacho, Los Lazos, San José de Otates Norte, San José de Otates Sur, Fuellecitos y Los Bancos. Históricamente esta zona ha venido sufriendo procesos de deterioro que han culminado en cambios en la composición de la vegetación, regímenes de agua alterados, erosión, cambios en el microclima y disminución en productividad agropecuaria (Rivera *et al.*, 2008). La población se encuentra constituida por 61 familias, integradas por 258 personas con un promedio de 4.2 personas por unidad familiar, en suma representan el 0.02% de la población del municipio.

Según un estudio realizado por Rivera *et al.* (2008) hasta el 2005, el ingreso de la población provenía principalmente de la agricultura de temporal, la ganadería extensiva (cría de bovinos y caprinos), la venta de su mano de obra local o en el extranjero (E.U), la venta de productos locales de recolección (leña, tunas, nopales) y la cría de especies menores en traspatios.

Tamaño de la muestra

Para cuantificar la cantidad de COS, hojarasca, mantillo y vegetación se definieron 20 parcelas de muestreo seleccionadas de manera que abarcaran la parte alta, central y baja de la microcuenca. Se realizaron muestreos de suelo también en áreas erosionadas, donde no existía vegetación, con la finalidad de poder comparar y definir las diferencias que existen entre el contenido de carbono en suelos con vegetación y suelos desnudos.

Para definir la cantidad de árboles a medir, se delimitaron 12 sitios de muestreo (Figura 1), tomando en cuenta el mapa de vegetación del INEGI (2010). Lo anterior se complementó con recorridos de campo previos a la realización de los muestreos. Se delimitaron un área de 1000 m² en cada punto de muestreo, utilizando una cuerda compensada para calcular el coseno del ángulo de la pendiente en el terreno (Cuadro 1). De esta forma se colocó la cuerda en un punto medio y a partir de ahí se contabilizaron los árboles que quedaron dentro del área de muestreo para su medición. Así mismo, se cuantifico la cantidad de hojarasca y mantillo en 1 m², las cuáles fueron recolectadas para su análisis en el Laboratorio de Fertilidad del Colegio de Posgraduados.

Cuadro1. Cálculo de la cuerda compensada. Delimitación el sitio de muestreo

Pend (%)	Cop/Cady	Angulo	cos(ángulo)	Comp
10	0.1	5.71	0.995	17.93
20	0.2	11.31	0.981	18.19
30	0.3	16.70	0.958	18.63
40	0.4	21.80	0.928	19.21
50	0.5	26.57	0.894	19.95
60	0.6	30.96	0.857	20.80
70	0.7	34.99	0.819	21.78
80	0.8	38.66	0.781	22.85
90	0.9	41.99	0.743	24.00
100	1.0	45.00	0.707	25.23

Árboles.

Se midió el diámetro a la altura del pecho (DAP) utilizando una forcípula y se registró la altura total del árbol. Cabe señalar que se encontraron árboles bifurcados desde la base del tallo. En estos casos se tomó el criterio sugerido por Acosta *et al.* (2002), que consiste tomarlos como árboles diferentes y de esta forma realizar la medición del DAP. Posteriormente estos datos se usaron para calcular la biomasa en *Quercus* spp., mediante la siguiente ecuación: $B = 0.103 * DN^{2.389}$, $R^2 = 0.987$. El resultado se multiplicó por el factor 0.5 (IPCC, 1995) para calcular la cantidad de C contenido en los sitios de muestreo, y de esta forma se estimó la cantidad de C por hectárea.

Matorral.

Para el cálculo de la cantidad de carbono existente en el área de matorral se determinó el volumen de las especies mediante los siguientes parámetros: diámetro mayor, diámetro menor y la altura de planta. Se estimó el volumen del individuo y su biomasa aérea en toneladas, para lo cual se utilizó una tabla de conversión internacional en donde se propone que 1 m³ es equivalente a una tonelada. Se consideró el factor 0.45 para calcular el C en arbustos como huizaches (*Acacia faneriana* L. Will) propuesto por la CONAFOR (2010)

Hojarasca y mantillo.

Dentro del sitio delimitado para medir la variable DAP, se muestreo la cantidad de hojarasca existente en 1 m², fue recolectada en bolsas de papel y pesadas en una báscula granataria, posteriormente se enviaron para su análisis al laboratorio de fertilidad de suelo del Colegio de Posgraduados.

Suelo.

Se colectaron muestras dentro de los sitios de muestreo de *Quercus* spp., y en suelos totalmente desnudos, en cada muestreo se realizaron tres repeticiones para poder generar la muestra compuesta que se envió al Laboratorio de Fertilidad de Suelos del Colegio de Posgraduados. Se determinó la densidad aparente (DAP) utilizando una barrena. Es importante destacar que en la condición de suelo desnudo la profundidad de muestreo fue variada debido al alto grado de deterioro del suelo.

Resultados y discusión

La superficie ocupada por bosque de encino (*Quercus* spp.) es aproximadamente de 15,254 ha.; matorral (*Acacia* spp.), 57,318 ha.; pastizales naturales, 5,199 has; área agrícola, 163 ha.; y el resto, más de 621,000 ha. entre áreas degradadas y de uso pecuario. Los suelos de la microcuenca La Laborcita, son en general someros, con pH ácido, entre 5.1 y 6.2 (Cuadro 2). El contenido de materia orgánica es variable según el tipo de vegetación predominante.

Cuadro 2. Análisis químico de los suelos de la microcuenca La Laborcita, León Guanajuato

Transecto		Prof.	pa	pH agua	CE	MO W&B	N orgánico	K NH ₄ OAc	Ca 1 N	Mg pH 7	Na	Fe	Cu	Zn	Mn	COS	CO ₃ DAEVA	COS
No.	Muestra	cm		01:02	dS m ⁻³	%	%	Cmoles Kg ⁻¹				ppm				%	%	t ha ⁻¹
1	1	0-12	1.21	6	0.08	4.5	0.21	0.1	7.2	2.4	t	37	0.3	0.8	34	2.1	0.4	2.03
1	2	0-15	0.97	5.4	0.05	3.2	0.16	T	5.9	1.9	0.2	45	0.2	0.4	22	1.6	0.2	1.61
1	3	0-10	0.95	5.5	0.04	0.9	0.08	0.2	8.1	5.4	0.1	43	7.2	0.5	110	0.9	1.3	0.77
1	4	0-20	0.97	6.2	0.08	5	0.21	0.9	17.4	18.4	0.2	39	7.8	1.1	123	2.6	2.3	2.31
1	5	0-20	1	5.8	0.12	7	0.39	0.7	16.4	5.8	0	60	31.3	0.3	197	4.4	0.7	4.34
1	6	0-20	0.97	6.5	0.18	9.2	0.55	0.6	24.9	12.2	t	42	10.2	0.5	113	6.5	2.1	6.24
1	7	0-20	1.16	5.1	0.04	1.3	0.08	T	1.4	0.3	0.1	39	0.3	0.9	19	0.7	0	0.7
1	8	0-20	1.15	6.4	0.22	10.2	0.64	0.9	27.5	14.1	0.2	65	11.2	0.8	136	7.6	3.9	7.12
1	9	0-20	1.14	6.5	0.1	2.8	0.12	1.3	10.2	23.9	t	34	8.6	0.6	113	1.2	3.1	0.86
2	1	0-5	1.43	6.2	0.28	14.7	0.6	1.2	24.8	10.9	0.3	77	3.4	1.1	169	7.8	3.1	7.39
2	2	0-5	1.56	5.8	0.12	10.4	0.41	0.8	16.8	7.3	0.4	96	1.4	0.5	171	6	2.2	5.75
2	3	0-15	0.91	5.8	0.13	9.6	0.44	0.6	20.4	9.6	t	157	2.9	0.6	71	6.3	2.8	5.96
2	4	0-14	1.01	5.1	0.06	5.4	0.22	T	7.3	2.4	t	148	5.5	0.5	236	3	1.3	2.8
2	5	0-15	0.76	5.4	0.06	4.7	0.21	0	8.8	2.5	t	100	4.7	0.4	161	2.5	1.5	2.3
2	6	0-11	0.7	5.1	0.37	5.5	0.24	0.5	7	4.2	0.3	325	2.2	0.7	148	3.4	1.1	3.27

Cuadro 2. Continuación

3	1	0-30	1.029	4.9	0.07	4.2	0.2	0.2	6.4	2.5	0.2	103	0.3	0.8	60	2.1	0.6	1.98
3	2	0-30	1.463	5.4	0.09	5.4	0.27	0.2	9.8	8	t	35	6.9	0.2	93	2.5	1.4	2.3
3	3	0-30	1.169	5.8	0.04	1.8	0.11	T	4.4	1.9	0	35	0.2	0.2	8	1	0.8	0.87

CE: Conductividad eléctrica, COS: carbono orgánico del suelo, MO: materia orgánica por el método de walkley y black, , pa: densidad aparente.

La estimación de las reservas de C en los diferentes ecosistemas que se evaluaron en la microcuenca se presenta en el cuadro 3. El bosque de *Quercus* spp. fue el que almacenó mayor cantidad de C (Cuadro 3). De a cuerdo a la superficie que éste ocupa en la microcuenca, hay más es 2.6 millones de toneladas de C almacenado en la vegetación y en el suelo. El matorral, con cerca de un tercio de C de lo que guarda el bosque de encino, ocupa una superficie más de tres veces mayor y almacena más de un millón de toneladas C en la microcuenca. Los pastizales naturales contienen cerca de 50 t ha⁻¹ de este elemento. Los suelos agrícolas, donde se práctica agricultura de subsistencia apenas contienen 17 t ha⁻¹ de COS. Hay extensas áreas de zonas erosionadas por determinar, en las cuales se ha perdido el suelo y prevalece una capa endurecida conocida localmente como tepetates. Estos materiales contienen carbonatos y el COS solamente se encontró en trazas.

Cuadro 3. Contenido de carbono orgánico en diferentes ecosistemas de la cuenca La Laborcita, León, Guanajuato

Ecosistema	Compartimiento	Carbono orgánico t ha ⁻¹
Bosque	Vegetación	50
	Hojarasca	6
	Mantillo	6
	Suelo (0-20 cm)	163
Total		175
Matorral	Vegetación	8
	Hojarasca	2
	Mantillo	2
	Suelo (0-20 cm)	45
Total		57
Pastizal	Vegetación	2
	suelo (0-15 cm)	44
Total		46
Agrícola	Suelo (0-20 cm)	87
Total		17

Conclusiones

El bosque de *Quercus* ssp. es el ecosistema que guarda mayor cantidad de C con alrededor de 175 t ha⁻¹, y a nivel de microcuenca almacena más de 2.6 millones de toneladas. El matorral, con *Acacia* spp. como especie dominante, ocupa el segundo lugar con 57 t ha⁻¹ de C y más de un millón de toneladas almacenadas en la microcuenca. Los terrenos agrícola apenas contienen 17 t ha⁻¹ de COS. Las áreas erosionadas solamente contienen trazas de este elemento.

Referencias bibliográficas

- Acosta, M. M., J. Vargas, M. Velásquez, y J. D. Etchevers. 2002. Estimación de la biomasa aérea mediante el uso de relaciones alométrica en seis especies arbóreas de Oaxaca, México. *Agrociencia* 36 (6): 725-736.
- Brown, S. L. P. 1999. Spatial distribution of biomass in forest of the eastern USA. *Forest Ecology and Management* 123 (1): 81-90.
- Comisión Intersecretarial de Cambio Climático. 2006. Hacia una Estrategia Nacional de Acción Climática. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D. F. pp: 1-42.
- Lal, R. 1997. Low input agriculture and greenhouse gas emissions. *Terra* 15: 109-117.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304 (1623): 1624-1627.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climatic Change). 1995. *Climate Change 1995. The Supplementary Report to the IPCC*. Cambridge University Press. Cambridge. 339 p.
- INEGI. 2010. Carta de uso del suelo y vegetación. 1:10,000.
- Rivera, T., R. Terrones, R. Rincón, J. Esparza, C. González, H. Pacheco, y J. J. García. 2005. Regeneración de suelos erosionados con arbustivas nativas en el municipio de León, Guanajuato. Guanajuato, Guanajuato. pp: 2-14.

1.28

Acumulación y flujo de carbono en vertisoles cultivados en labranza de conservación

Báez-Pérez Aurelio¹, Huerta-Martínez Elsa¹, Velázquez-García Jaime² y Bautista-Cruz Martha Angélica³

¹INIFAP, Campo Experimental Bajío. Km. 6.5 Carretera Celaya-San Miguel de Allende. C.P. 38010. Celaya, Guanajuato. Autor para correspondencia: baez.aurelio@inifap.gob.mx

²INIFAP, Campo Experimental Uruapan. Av. Latinoamericana 1101, Uruapan, Michoacán.

³CIIDIR IPN. Departamento de Recursos Naturales. Hornos 1003. C.P. 71230. Sta. Cruz Xoxocotlan, Oaxaca.

Resumen

Los suelos vertisoles del Bajío presentan un grave deterioro físico-químico, provocado por las prácticas intensivas de labranza. Las reservas de carbono orgánico del suelo (COS), indicador de su fertilidad, han disminuido drásticamente en los últimos años. Lo anterior repercute en la rentabilidad para la producción de granos básicos, por la utilización excesiva de insumos agrícolas para tratar de obtener altos rendimientos. Las prácticas de labranza de conservación, que se fundamentan en la constante incorporación de residuos de cosecha y la mínima remoción del suelo, son una opción viable para revertir dicha problemática. Se evaluó la acumulación de COS y la emisión de CO₂ en cuatro suelos vertisoles sometidos a labranza de conservación durante 4 a 6 ciclos agrícolas en el valle Morelia Queréndaro. Se monitoreó la humedad volumétrica y las emisiones de CO₂ mediante un equipo PP-System EGM4. Se recolectaron muestras de suelo de 0-5, 5-15 y 15-30 cm de profundidad. La MO aumentó de manera global 0.6 a 2.8%. El COS se incrementó en los primeros 30 cm de profundidad de 1.4 a 4.3 t ha⁻¹. Las emisiones de CO₂ estuvieron en función de la humedad (H). Ésta última fue de alrededor de 0.4 g m⁻² hr⁻¹ con 10% de H y más de 1.6 g m⁻² hr⁻¹ con alrededor de 50% de H. En México la superficie ocupada por suelos vertisoles es de 9.5 millones de hectáreas, de las cuales 56% son cultivadas. El potencial de captura de carbono que tiene este tipo de suelos contribuiría a la mitigación del cambio climático global.

Palabras clave: Captura de carbono, agricultura conservacionista, cereales.

Introducción

El deterioro de los suelos en el valle Morelia-Queréndaro ha sido provocado principalmente por los sistemas intensivos de producción agrícola, la quema de los residuos de cosecha y el continuo establecimiento de cereales como: maíz o sorgo durante primavera-verano y trigo durante otoño-invierno. (Grajeda-Cabrera *et al.*, 2000). La SEMARNAT

(2002) estima que más de la mitad del estado presenta algún grado de degradación en sus suelos. La disminución de las reservas orgánicas en el suelo es consecuencia de la sobreexplotación y mal manejo de este recurso natural (Lal, 2004). La labranza de conservación surge en las últimas décadas como una alternativa viable para revertir la problemática antes mencionada. En las más importantes se encuentra el carbono de COS, el cual incide directamente en la fertilidad del mismo (FAO, 2002). El suelo es un componente principal del ciclo de carbono (C); es un emisor de CO₂ a la atmósfera, el gas de efecto invernadero que contribuye mayormente al cambio climático global, pero al mismo tiempo constituye uno de los principales reservorios de C en el mundo (Batjes, 1996). La reserva de C en los suelos es 3.3 veces mayor que la reserva atmosférica y 4.5 veces mayor que el que está contenido en los seres vivos. Sin embargo, el cambio de uso de suelo y la explotación intensiva de la agricultura han ocasionado un severo deterioro de los suelos. El sistema de labranza de conservación en el Bajío ha sido adoptado a medias, por algunos agricultores, como una opción tecnológica viable para reducir costos de producción de los cultivos, sobre todo en el ciclo de primavera-verano (Arreola-Tostado, 2006; Mora *et al.*, 1999). El objetivo de este trabajo fue estudiar la dinámica del COS en suelos vertisoles, mediante la evaluación del efecto de la labranza de conservación en la acumulación de COS y emisión de CO₂ en suelos del valle Morelia-Queréndaro. En México la superficie ocupada por vertisoles es de 9.5 millones de hectáreas, de las cuales 56% son cultivadas (Ortíz, 1997).

Materiales y métodos

Sitio de estudio

El valle Morelia-Queréndaro se localiza en la porción noreste del estado de Michoacán y queda comprendido dentro de la cuenca del Lago de Cuitzeo. Es la segunda zona productora de granos más importante del estado de Michoacán; sin embargo 40% de las tierras están desertificadas a causa de la erosión y debido a la cercanía del Lago de Cuitzeo. La estructura del suelo tiene un alto contenido de sales. La región corresponde aproximadamente a la porción meridional de la Cuenca de Cuitzeo. Se sitúa aproximadamente entre los paralelos 19°50' y 19°30' de latitud N y los meridianos 101°00' y 101°30' de longitud O. Tiene una superficie aproximada de 1,050 km² y ocupa un área importante del distrito de riego Morelia-Queréndaro (Chávez, 2003) (Figura 1).

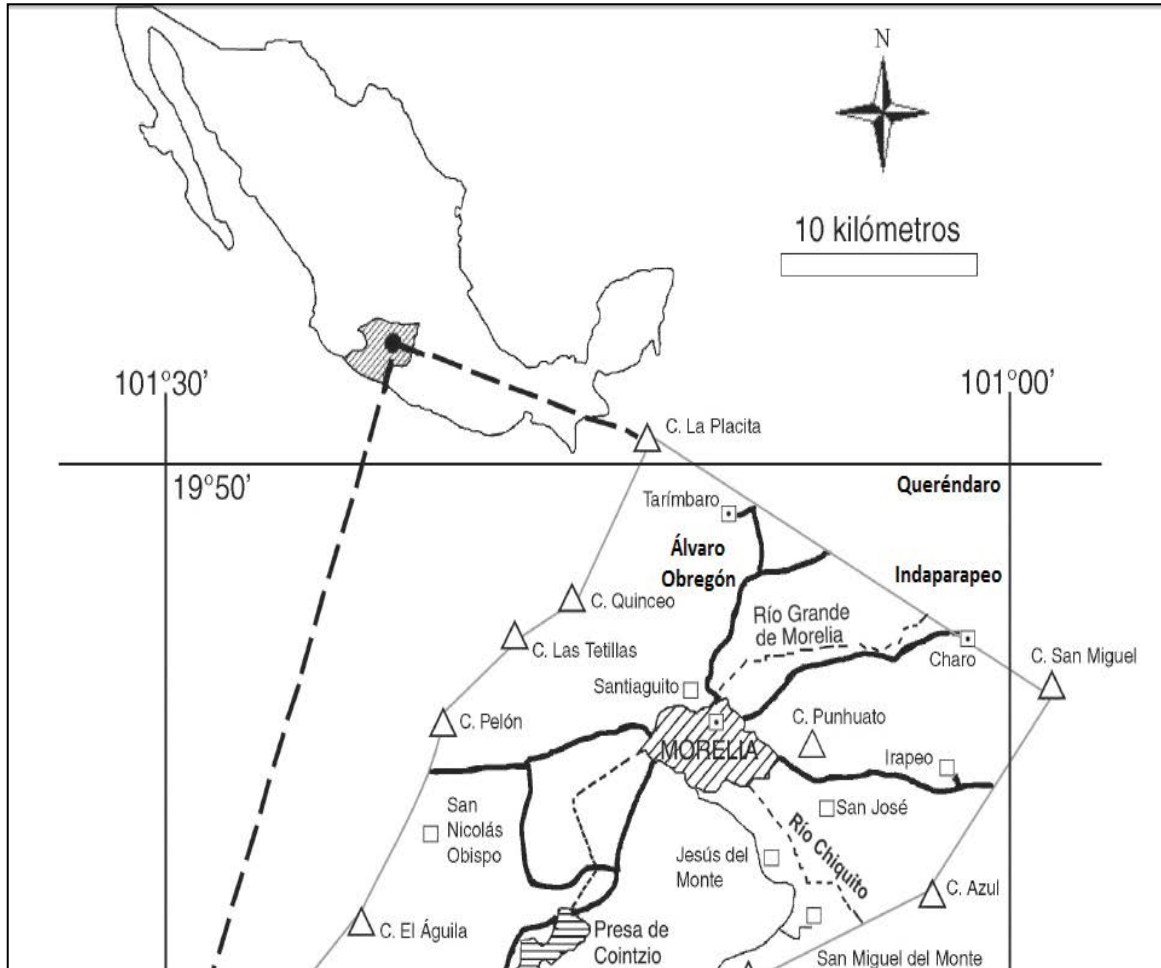


Figura 1. Sitio de estudio. Valle Morelia-Queréndaro, Michoacán. Valle Morelia-Queréndaro. Michoacán. Chávez y Guevara-Fetér (2003)

Evaluación del carbono en los suelos

Se evaluó la acumulación de carbono orgánico del suelo (COS) en cuatro vertisoles de valle Morelia-Queréndaro de 0-5, 5-15 y 15-30 cm de profundidad. Después de dos a tres años continuos de cultivo (cuatro a seis ciclos agrícolas continuos) con incorporación del 30 a 100% de los residuos de cosecha. El historial de manejo agronómico se presenta en el cuadro 1. Se consideraron como tratamientos de referencia parcelas con manejo tradicional, con labores de labranza y retiro de los residuos de cosecha, que se encontraban a un costado de las parcelas en estudio bajo labranza convencional. Ambos sistemas con el mismo tipo de suelo. Se recolectaron muestras compuestas por 22 submuestras por parcela y se determinó en laboratorio la textura, pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, COS y la capacidad de intercambio catiónico.

Cuadro 1. Manejo agronómico bajo labranza de conservación en cuatro localidades del valle Querendaro-Morelia.

Sitio	Localidad	Labranza de conservación	Cultivo	Incorporación de residuos (%)	Condición
1	Indaparapeo (La tepacua)	P-V 2008	Maíz	100	Punta de riego
		O-I 2008			Descanso
		P-V 2009	Sorgo	100	Riego de auxilio
		O-I 2009	Cártamo	100	Riego
2	Álvaro Obregón (El calvario)	P-V 2010	Maíz	100	Riego de auxilio
		PV-2008	Maíz	100	Riego de auxilio
		O-I2008	Frijol	100	Riego
		PV-2009	Maíz	50	Riego de auxilio
		O-I-2009	Garbanzo	100	Riego
3	Queréndaro1 (Los terrones)	P-V-2010	Maíz		Riego de auxilio
		PV-2007	Maíz	50	Riego de auxilio
		OI-2007	Trigo	50	Riego
		P-V2008	Maíz	50	Riego de auxilio
		O-I2008	Trigo	50	Riego
		P-V2009	Maíz	50	Riego de auxilio
		O-I2009	Trigo	50	Riego de auxilio
4	Querendaro 2 (El pueblo)	PV-2010	Maíz		Riego de auxilio
		P-V 2008	Maíz	100	Riego de auxilio
		O-I 2008	Trigo	100	Riego
		P-V 2009	Maíz	100	Riego de auxilio
		O-I 2009	Trigo	100	Riego
		P-V 2010	Maíz		Riego de auxilio

Se evaluó el ingreso de los esquilmos agrícolas. Se monitoreó semanalmente, la humedad del suelo mediante el método gravimétrico, y al mismo tiempo se midió la emisión de CO₂, mediante un equipo EGM4 PP Systems. Estas mediciones se efectuaron entre las 10:00 a.m. y 12:00 p.m.

Resultados y discusión

Residuos de cosecha

El ingreso las reservas orgánicas al suelo estuvo en función del tipo de cultivo y de la cantidad de residuos de cosecha incorporados en su superficie. El volumen de materia orgánica (MO) en los sistemas de labranza de conservación contrasta significativamente con la escasa cantidad de MO presente en las parcelas con manejo convencional (Figura 2). Los residuos cosecha en las parcelas donde se ha dado seguimiento a las prácticas de agricultura conservacionista estuvo conformado, en su mayor parte, por restos de cultivo de al menos dos ciclos anteriores. En la parcela El Calvario, en Álvaro Obregón, el residuo estuvo presente en menor cantidad porque el agricultor cultivó en el invierno anterior garbanzo, cuya producción de biomasa es menor que el maíz, y además fácilmente mineralizable. En ciclo de primavera-verano 2009 este mismo agricultor empacó una parte del residuo para destinarlo a la alimentación de su ganado, por lo cual se espera una menor acumulación de carbono orgánico en el suelo (COS).

Reservas de carbono en los suelos

La acumulación de COS en los suelos evaluados fue entonces función de los ingresos de COS al sistema. En LC con 100% de residuos se incorporaron alrededor de 13 t ha^{-1} de esquilmos agrícolas, mientras que el tratamiento con 50% de residuos se incorporaron cerca de 9 t ha^{-1} . En LT los residuos orgánicos incorporados no llegaron a 1 t ha^{-1} . El grado de desecación edáfica que experimentan estos suelos durante la época seca restringe la actividad de los microorganismos del suelo al mínimo. La oxidación del C orgánico, tanto en el sistema de LC como en el de LT es constante y para lograr un incremento importante en el suelo se requiere que el ingreso de C sea mayor que las pérdidas (Lal, 2004) ocasionadas por la mineralización de la MO, por el escurrimiento y procesos de lixiviación. Sin duda, el retiro de los residuos de cosecha limita la acumulación de COS en los suelos con LT. En LC, aunque existe un ingreso constante de COS, la TEC también es mayor, por lo cual la acumulación de COS es limitada al alcanzar un equilibrio entre los ingresos y egresos, ó por saturación de matriz mineral del suelo (Matus y Maire, 2000; Matus *et al.*, 2008). Lograr que la tasa de acumulación de COS sea mayor que la tasa de pérdida del mismo requiere de otras estrategias adicionales además de la incorporación de residuos orgánicos. El empleo de cultivos de amplia cobertura vegetal y la rotación de cultivos podrían constituir alternativas adicionales para disminuir las pérdidas de COS por efecto de la mineralización y erosión.

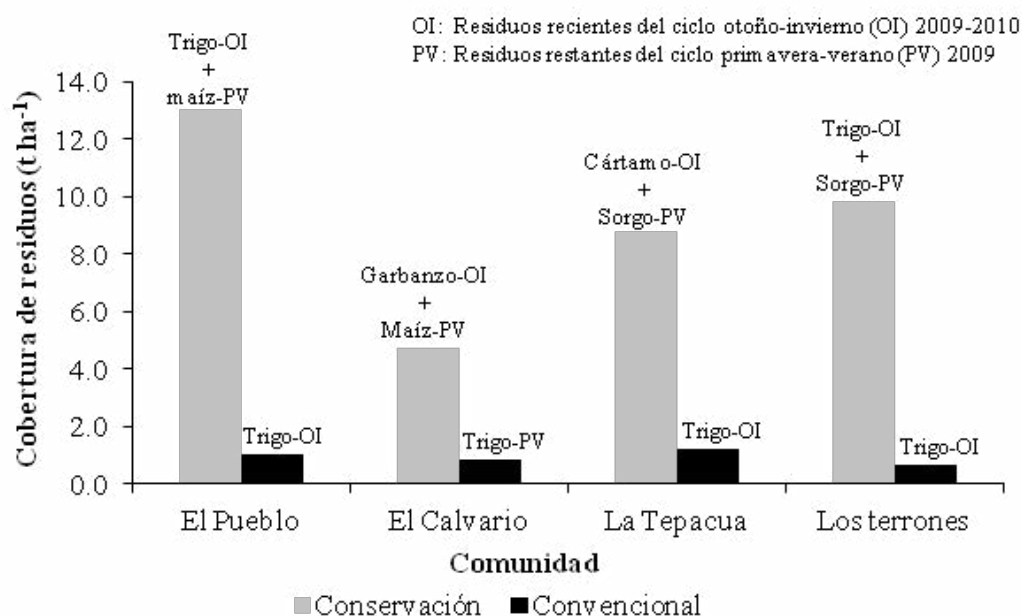


Figura 2. Cantidad de cobertura de residuos de cultivo sobre la superficie del suelo al inicio del ciclo de maíz en parcelas de labranza de conservación, primavera-verano 2010.

De manera global, las reservas de COS en los suelos vertisoles, cultivados bajo el sistema de labranza de conservación (LC), de 0 a 30 cm de profundidad, aumentaron de 3 a 13 t ha^{-1} respecto a los suelos vertisoles donde solamente se practicó la labranza

convencional (LT) (Cuadro 2). La localidad identificada como Queréndaro 1, con solamente 50% en la incorporación de residuos de cosecha, mostró una acumulación de COS significativamente menor a lo encontrado en las otras localidades, donde se incorporó el 100% de los residuos de cosecha. La tasa promedio de acumulación para la parcela con menor contenido de COS fue de alrededor de $1 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, mientras tanto la que tuvo la mayor acumulación de este elemento (Indaparapeo), la tasa de acumulación fue de $6.5 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Ésta parcela en otoño-invierno 2008-2009 estuvo en descanso, es decir no se sembró.

Cuadro 2. Resultados de análisis físico-químico de suelos en cuatro localidades del valle Morelia-Queréndaro.

Localidad	Manejo	Prof.	pH	CE	M.O.	COS	COS	CIC	Textura			
			1:2 H ₂ O	1:5 H ₂ O	W B	%	%	t ha ⁻¹	C moles kg ⁻¹	Arena	Limo	Arcilla
Indaparapeo	Convencional	0-5	7.51	0.17	3.4	2.01	10.1	-	26	22	52	Arcilla
		5-15	7.13	0.33	3.4	2.10	21.0	40.1	24	22	54	"
		15-30	7.09	0.32	3.6	2.05	30.8	-	24	22	54	"
	Conservación	0-5	8.18	0.19	4.2	2.67	13.3	-	26	22	52	"
		5-15	8.27	0.21	4.2	2.67	26.7	36.2	26	22	52	"
		15-30	8.28	0.25	3.6	2.32	34.8	-	28	20	52	"
Álvaro Obregón	Convencional	0-5	7.66	0.41	3.2	2.05	13.3	-	24	26	50	"
		5-15	7.12	0.63	3.2	2.16	21.6	41.0	26	22	52	"
		15-30	7.63	0.24	3.6	2.13	30.1	-	26	24	50	"
	Conservación	0-5	6.91	0.48	4.2	2.94	14.7	-	28	26	46	"
		5-15	7.35	0.31	4.1	2.51	25.1	35.4	22	28	50	"
		15-30	7.82	0.32	3.1	2.01	32.0	-	24	26	50	"
Queréndaro 1	Convencional	0-5	7.29	0.80	4.1	2.30	11.5	-	28	30	42	"
		5-15	7.33	0.08	3.5	2.25	22.5	24.1	28	28	44	"
		15-30	7.69	0.08	3.2	2.20	31.4	-	24	30	46	"
	Conservación	0-5	6.95	0.07	4.5	2.35	11.8	-	-	-	-	"
		5-15	7.77	0.08	3.3	2.38	23.8	41.4	29	26	45	"
		15-30	7.95	0.08	4.0	2.09	33.0	-	-	-	-	"
Queréndaro 2	Convencional	0-5	5.69	0.06	3.4	2.27	11.3	-	46	24	30	FA
		5-15	6.55	0.07	3.2	2.26	22.6	18.5	46	24	30	"
		15-30	6.51	0.07	3.2	2.33	34.4	-	46	26	28	"
	Conservación	0-5	6.49	0.07	4.8	2.85	14.2	-	-	-	-	"
		5-15	6.67	0.07	3.4	2.43	24.3	24.9	40	26	34	"
		15-30	6.64	0.07	3.4	2.29	35.0	-	-*	-	-	"

CE: Conductividad eléctrica, MO: materia orgánica por el método de walkley y black, CIC: capacidad de intercambio catiónico, COS: carbono orgánico del suelo.

Emisiones de CO₂ en los suelos

La tasa de emisión de CO₂ (TEC) fluctuó en función de la humedad del suelo (Figura 3). Los suelos sometidos a LC retuvieron mayor humedad y emitieron mayor cantidad del este gas de efecto invernadero, respecto a los sistemas que se cultivaron de manera tradicional (retiro de los residuos de cosecha, barbecho, rastra, surcado). La tendencia general evidenció que la TEC aumentó a medida que la concentración de COS fue mayor. En los sistemas cultivados bajo LC, con contante incorporación de los residuos cosecha, el

potencial de mineralización, también fue mayor, lo cual se reflejó claramente en la TEC, la cual fluctuó a lo largo del ciclo de cultivo en función de la humedad volumétrica, parámetro determinado por la distribución de las lluvias. La TEC en los sistemas de LC fue del orden de $0.4 \text{ g m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ cuando el suelo contenía 10% de humedad y más de $1.6 \text{ g m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ con el saturado con alrededor de 50% de humedad. Mientras tanto en los sistemas de LT la fluctuación fue de 0.1 a menos de $1 \text{ m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$.

Conclusiones

El sistema de labranza de conservación, después de 4 o 6 ciclos de cultivo, contribuyó a aumentar las reservas de COS en los suelos vertisoles y a mejorar las características físicas, químicas y biológicas de mismos. Su acumulación es función del manejo de los residuos de cosecha, y la acumulación de COS varió de 1 a $4.3 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Las emisiones de CO_2 estuvieron en función de la humedad (H). Ésta última fue de alrededor de $0.4 \text{ g m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ con 10% de H y más de $1.6 \text{ g m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ con alrededor de 50% de H. En México la superficie ocupada por suelos vertisoles es de 9.5 millones de hectáreas, de las cuales 56% son cultivadas. El potencial de captura de carbono que tiene este tipo de suelos contribuiría a la mitigación del cambio climático global.

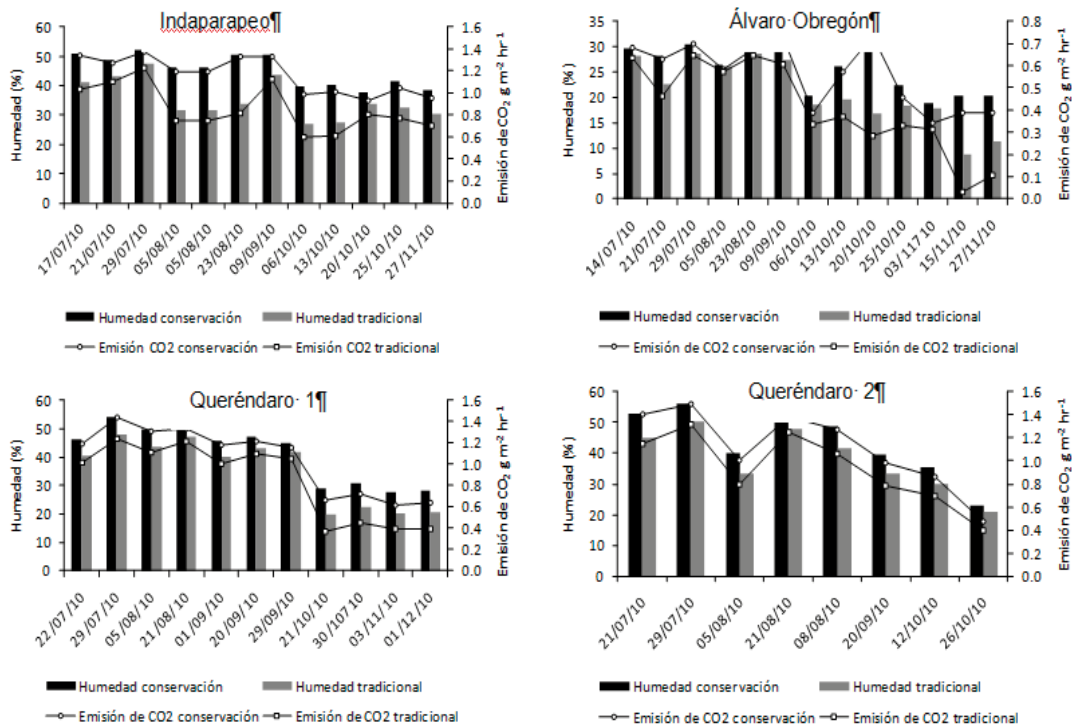


Figura 3. Humedad del suelo y emisión de CO_2 en cuatro suelos vertisoles del valle Morelia-Queréndaro. Ciclo primavera-verano 2010.

Referencias bibliográficas

- Arreola-Tostado, J.M., M. Hernández-Martínez, R. García-Silva, J.L. Pons-Hernández, y L.E. Fregoso-Tirado. 2006. Labranza de conservación: alternativa tecnológica para darle sostenibilidad al sistema de producción de granos de Guanajuato. Ideas CONCYTEG 15. pp: 1-10.
- Chávez, A. M. 2003. Flora arvense asociada al cultivo de maíz de temporal en el valle de Morelia, Michoacán, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Michoacán. pp: 10-14.
- Chávez, A.M., y F. Guevara-Féter. 2003. Flora Arvense Asociada al Cultivo de Maíz de Temporal en el Valle de Morelia, Michoacán, México. *En: Flora del Bajío y Regiones Adyacentes. Fascículo complementario no. 19.* Morelia, Michoacán. pp: 4.
- Batjes, N. H. 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science* 47 (2): 151-163.
- Grageda-Cabrera, O. A., F. Esparza-García, F. Zapata, and J. J. Peña-Cabriales. 2000. Influence of sorghum crop residue management on the recovery of ¹⁵N labelled fertilizer by wheat in Mexico. *Journal of Sustainable Agricultural* 16 (3): 75-91.
- FAO (Food and Agriculture Organization). 2002. Agricultura de Conservación, Estudios de Caso en América Latina y África. 78: 4-50.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304 (5677): 1624-1627.
- Matus, F. J., y C. Maire. 2000. Relación entre la materia orgánica y textura del suelo y tasa de mineralización de carbono y nitrógeno. *Agricultura Técnica de Chile* 60 (2): 112-126.
- Matus, F. J., C. Lusk, and C. Maire. 2008. Effects of soil texture, C input rates and litter quality on free organic matter and N mineralization in Chilean rain forest and agricultural soils. *Communications in Soil Science and Plant and Soil Analysis* 39 (1-2): 187-2001.
- Mora-Gutiérrez, M., V. Ordaz, J. Z. Castellanos, A. Aguilar-Satelises, F. Gavi, y V. Volke. 1999. Sistemas de labranza y sus efectos en algunas propiedades físicas en un vertisol, después de cuatro años de manejo. *Terra* 19 (1): 67-74.
- Ortiz, S. 1997. Estudio de suelos a nivel nacional. Carta Edafológica escala 1:1'000, 000. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Estado de México. México. 82 p.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2002. Memoria Nacional de Evaluación de la Degradación del Suelo Causada por el Hombre en la República Mexicana escala 1:250 000. Colegio de Posgraduados, Texcoco. México. pp: 26-34.

1.29

Desarrollo de un modelo de protección química del carbono en suelos volcánicos

Paz Fernando¹ y Sara Covaleda¹

¹GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, México. Autor para la correspondencia: ferpazpel@gmail.com

Resumen

Los suelos volcánicos, particularmente los Andosoles, se encuentran entre los de mayor contenido de carbono orgánico, de ahí su importancia como sumideros asociados al cambio climático global. En términos de los mecanismos REDD+, es necesario conocer la dinámica del carbono asociada a los suelos volcánicos ante procesos de degradación forestal, deforestación y regeneración/reforestación, para así poder estimar las ganancias/perdidas de carbono producto de cambios de uso del suelo. La capacidad de secuestro de carbono de este tipo de suelo está relacionada con la protección química del aluminio y sus complejos, de tal manera que al perderse éste el carbono es liberado. En este sentido hay tres rutas posibles para modelar la interacción Al-complejos y el carbono: degradación de los bosques y de la protección química, con una pérdida gradual del carbono hasta llegar a un umbral de degradación que asemeja la deforestación (cambio de uso del suelo de bosque a no bosque); la pérdida rápida de carbono por procesos de deforestación y la ganancia gradual de carbono y protección química, de un uso de suelo no bosque a bosque o plantación forestal. Para hacer operacionales las relaciones complejos Al-humus y carbono en relación a procesos de degradación forestal, deforestación y regeneración/reforestación se analizaron varias secuencias de dinámicas forestales en suelos volcánicos en México y Ecuador usando relaciones molares Al:Si, aproximadas bajo diferentes tipos de estimaciones analíticas de Al (oxalatos y pirofosfatos). Los resultados presentados muestran un modelo general en la relación entre los complejos Al-humus y el carbono edáfico en Andosoles, que puede usarse con fines predictivos, de tal manera que la dinámica del carbono en estos suelos pueda usarse en los mecanismos REDD+.

Palabras claves: REDD+, relaciones molares, Al-complejos, dinámica del carbono, cambio de uso del suelo

Introducción

El Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés), en su cuarto informe mundial de evaluación (IPCC, 2007), estima que el 17.4 % de todas

las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) producidas por el sector forestal provienen de fuentes antropógenas y que en su mayor parte estas emisiones son ocasionadas por la deforestación y la degradación del bosque (DD). A raíz de la importancia de la DD, en los últimos años se ha enfatizado el desarrollo de mecanismos de compensación financiera para reducir las emisiones por las actividades que perturban la cobertura boscosa. La reducción de emisiones de GEI por deforestación y degradación forestal evitada, o REDD+, incluyendo la conservación, manejo forestal sustentable y aumento de las reservas de carbono en los bosques, está actualmente en debate a nivel internacional y se espera lograr un acuerdo global a corto plazo con relación a la implementación de este mecanismo.

En términos globales, el almacén de carbono (C) edáfico es cuatro veces mayor que el almacén biótico (árboles, arbustos, etc.) y alrededor de tres veces superior al almacén atmosférico (Eswaran *et al.*, 1993). Estos números ponen en perspectiva la importancia del carbono orgánico en los suelos (COS).

En México, los suelos volcánicos están ubicados en las serranías del eje neovolcánico transversal, donde los Andosoles y tobas volcánicas ocupan alrededor del 11 % del territorio (Guerrero *et al.*, 1992). La materia orgánica ejerce una influencia importante en muchas de las propiedades químicas y físicas de los Andosoles mejorando la actividad biológica y la productividad (Quantin, 1991); de hecho, los Andosoles tienen una gran capacidad de almacenar COS en comparación con otros suelos minerales (Eswaran *et al.*, 1995) debido, en parte, a la acumulación de Al y Fe activos, muy reactivos (Nanzyo *et al.*, 1993). La estabilización de la materia orgánica en estos suelos puede ser consecuencia de la formación de complejos Al/Fe-humus o de la adsorción de ésta al alofano, imogolita y ferrhidrita (Dahlgren *et al.*, 2004).

Estos dos grupos de constituyentes de la fracción coloidal (alofano y complejos Al-humus) pueden ocurrir a la vez, pero están relacionados inversamente porque las condiciones que favorecen la formación de unos y otros son diferentes (Parfitt y Kimble, 1989). Los Andosoles han sido divididos en función de su composición mineralógica en alofánicos y no alofánicos como respuesta a cuestiones operativas, de tal forma que los Andosoles alofánicos son aquellos en los que domina el alofano y la imogolita y los no alofánicos son aquellos en los que predominan los complejos Al-humus y silicatos 2:1 (Dahlgren *et al.*, 2004). La disponibilidad de Al^{3+} parece ser el factor crítico que regula la formación de Andosoles alofánicos o no alofánicos (Dahlgren *et al.*, 2004). Si el pH es superior a 5.0, la asociación alofano/imogolita tenderá a dominar y si es menor entonces abundarán los complejos Al- y Fe-humus. Otro indicador de cuál de estos dos componentes domina sería la razón Alp/Alo . Nanzyo *et al.* (1993) establecieron el límite de $Alp/Alo < 0.5$ para los Andosoles alofánicos.

Con el fin de conocer la dinámica del COS asociada a la degradación forestal, deforestación y regeneración/reforestación de los bosques se desarrolló un modelo asociado a la composición binaria de la fracción coloidal (alofano vs complejos Al-humus) que considera la protección química proporcionada por los complejos Al-humus. Como punto de partida de los desarrollos mostrados en este trabajo se consideró el modelo de Covalada *et al.* (2007), usando relaciones molares entre el Al y el Si.

Materiales y métodos

Para el desarrollo del modelo de protección química de suelos volcánicos se usaron dos bases de datos, una de mediciones en Atécuaro, Morelia, México (Covaleda *et al.*, 2007) y otra del noroeste de Ecuador (López, 2006).

En el caso de México, el área de estudio se sitúa en la microcuenca de Atécuaro, al Sureste de Morelia, en Michoacán (entre 19° 33' y 19° 37' N y 101° 09' y 101° 15' O). Los tipos de suelo predominantes en la zona son los Andosoles húmicos y Acrisoles órticos. El clima es templado subhúmedo. La precipitación media anual de la zona está entre 800 y 1000 mm a⁻¹, el 85 % de las cuales ocurren entre junio y octubre. En una ladera sobre Andosol se seleccionaron once sitios que incluían los cuatro usos del suelo predominantes en la zona: pastizal (P1), forestal (B1-B7), zona de extracción de leña (I) y cultivo (C1, C2). El punto más alto (P1) está a 2,615 msnm y el más bajo (B7) está a 2320 msnm. La zona forestal ha sufrido intensamente la actividad humana en forma de extracción de madera sin arreglo a ningún plan de manejo, por ello los puntos seleccionados presentan diferentes estados de degradación del ecosistema natural. El área utilizada para obtener leña sufrió un incendio en el año 1998. En parcelas circulares de 314 m² se tomaron muestras compuestas de suelo (5 submuestras) hasta 10 cm de profundidad (capa más afectada por impactos) utilizando una barrena cilíndrica. La toma de datos en campo se llevó a cabo en mayo de 2004 en todos los puntos, a excepción de los puntos P1, B1 y C2, muestreados en abril de 2005. En laboratorio se realizaron las determinaciones de las distintas formas de Al y Si, mediante técnicas de disolución selectiva. Las formas activas se extrajeron con oxalato ácido 0.2 M (Alo y Sio), las orgánicas con pirofosfato sódico (Alp) y las denominadas libres con ditionito-citrato (Ald y Sid). El COS se determinó por combustión seca (en un TOCA) y el pH en agua (relación 1:2.5).

El área de estudio en Ecuador estuvo localizado en el noroeste tropical con coordenadas 1°30' N, 80°05' O y 0°05' S, 78°40' O, con una elevación desde el nivel del mar hasta 1600 msnm y precipitaciones anuales variando de 1,000 mm a 5,000 mm. Se seleccionaron sitios de al menos 1 ha de bosques secundarios (previamente bosques que fueron convertidos a pastizales y después abandonados o convertidos en plantaciones) y se obtuvo la edad del uso del suelo actual. En cada sitio se tomaron 8 muestras de suelo, a una profundidad de 0-25 cm, dentro de un área de 50 m x 50 m. Las determinaciones de carbono en los suelos fueron realizadas por combustión seca y se realizaron extracciones selectivas de Al y Si con oxalato y pirofosfato, entre otras determinaciones.

Resultados y discusión

En el cuadro 1 muestra un resumen de los datos asociados a los sitios de muestreo de Atécuaro (México) y el cuadro 2 muestra la síntesis de los resultados obtenidos para los Andosoles de Ecuador.

Cuadro 1. COS, pH y formas de Al y Si determinadas en los puntos de muestreo del caso de México

Sitio	C (%)	pH H ₂ O	Alo (%)	Sio (%)	Alp (%)	Ald (%)	Sid (%)	Alp/Alo	(Sio-Sid)/(Alo-Ald)
B1	25.4	5.2	4.6	0.5	1.23	3.2	0.4	0.3	0.06
B2	14.8	5.7	2.9	0.7	1.60	1.6	0.1	0.5	0.40
B3	12.9	5.8	3.8	1.1	1.38	2.0	0.2	0.4	0.50
B4	11.9	6.1	2.9	1.2	0.97	1.2	0.2	0.3	0.60
B5	10.5	6.0	3.7	1.5	0.86	1.7	0.2	0.2	0.63
B6	10.0	6.3	3.4	1.6	0.68	1.5	0.2	0.2	0.71
B7	6.4	5.6	2.7	0.7	1.29	1.5	0.2	0.5	0.46
P1	5.8	5.6	6.2	0.5	0.92	3.7	0.4	0.1	0.05
I	6.8	5.8	0.5	0.4	1.15	1.3	0.2	2.3	-0.29
C1	5.8	5.5	2.7	1.0	1.18	2.1	0.3	0.4	0.38
C2	5.8	5.6	3.7	0.5	0.80	2.1	0.3	0.2	0.14

Cuadro 2. COS y formas de Al y Si determinadas en los puntos de muestreo del caso de Ecuador

Sitio	Edad	C (%)	Alo (%)	Sio (%)	Alp (%)	Alp/Alo	SioAlp/(Alo-Alp)
4	20	3.86	0.66	0.10	0.55	0.83	0.60
7	21	4.65	2.27	0.67	0.68	0.30	0.96
8	15	3.65	1.31	0.38	0.49	0.37	0.61
9	15	3.96	1.06	0.38	0.50	0.47	0.72
10	15	5.77	2.73	0.82	0.71	0.26	1.11
11	17	6.02	2.63	0.82	0.77	0.29	1.16
15	11	2.48	0.48	0.12	0.25	0.52	0.25
20	10	2.98	0.89	0.26	0.38	0.43	0.45
21	11	4.14	2.97	1.15	0.55	0.19	1.41
5	20	5.21	2.31	0.96	0.60	0.26	1.30
36	7	2.07	0.67	0.30	0.37	0.55	0.67
37	10	6.50	3.51	1.33	0.79	0.23	1.72
12	10	2.31	0.21	0.12	0.19	0.90	1.26
13	18	2.02	0.18	0.11	0.15	0.83	0.66

La Figura 1 muestra que la parcela I ($Alp/Alo=2.3$) y B2 ($Alp/Alo=0.54$) pueden considerarse como no-alofánicas; aunque para el caso de la B2 esto no es necesariamente cierto, tal como se ve más adelante. Nanzzyo *et al.* (1993) mostraron que hay una relación inversa entre la acumulación del COS y la formación de arcillas alofánicas debido al papel

anti-alofánico que juega el COS, ya que el humus y los silicatos 2:1 compiten por el Al disuelto, dejando poco Al disponible para la co-precipitación con sílice.

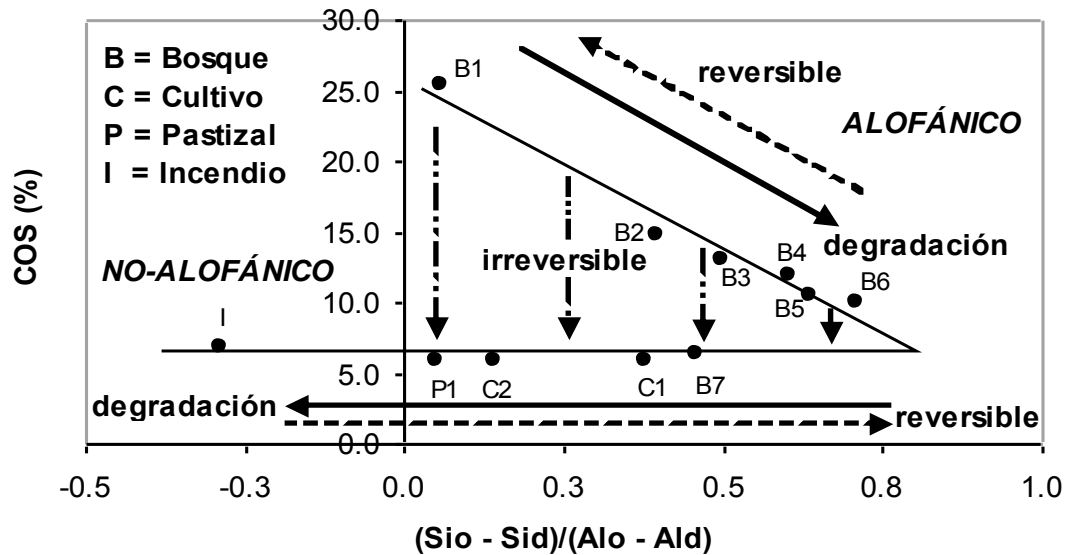


Figura 1. Variación del COS en función de la razón molar $(Sio - Sid)/(Alo - Ald)$ y su relación con la degradación del ecosistema forestal en Atécuaro, Michoacán (México)

La relación $(Al_o - Al_p)/Si_o$ ha sido usada para determinar la razón Al/Si (Dahlgren *et al.*, 1993; Parffit y Kimble, 1989). El Al_p es sustraído del Al_o para corregir la remoción de los complejos Al-humus; no obstante, otras fases del Al son parcialmente atacadas por el oxalato, por lo que se tiende a sobreestimar la razón Al:Si.

Dahlgren y Ugolini (1991) usaron $(Alo - Ald)/Sio$, al considerar que el Ald no ataca la imogolita, aunque disuelve una parte del Al interlaminar. Por otra parte, Shoji y Fujiwara (1984) emplearon la razón molar $(Sio - Sid)/(Alo - Ald)$ que en el rango de 0.8 a 1.1 corresponde aproximadamente a la relación Si/Al del alofano y la imogolita. Cuando esta razón resultó inferior, se atribuyó a la disolución del Al interlaminar de silicatos 2:1. En este trabajo se propuso utilizar la citada relación molar para explicar las variaciones del COS como consecuencia de la degradación del ecosistema (Figura 1). La ventaja de usar esta relación es que permite distinguir entre Andosoles alofánicos y no-alofánicos, ya que $(Sio - Sid)$ es negativo o cercano a cero para el caso de los no-alofánicos.

Covaleda *et al.* (2007) usaron los Modelos de Estados y Transiciones (MET) para explicar la dinámica del COS asociado a perturbaciones en la vegetación. Los MET permiten capturar las dinámicas de no-equilibrio al nivel de sitio. El concepto MET puede ser aplicado a estudios edafológicos y tiene que ver con la evolución de un suelo afectado por eventos naturales o externos (Stringham *et al.*, 2001). La capacidad que tenga un suelo para seguir funcionando dentro de un ecosistema dado se deberá a características inherentes a él, a la dinámica de las propiedades que lo conforman y a su capacidad de respuesta a eventos externos (Tuger y Brown, 2001). Las propiedades del suelo pueden ser clasificadas

en dinámicas (humedad, COS, nutrientes, agregación, costras, salinidad, edafofauna, etc.) y estáticas o intrínsecas (textura, mineralogía, pendiente, etc.).

Cuando uno o más de los procesos ecológicos primarios responsables del mantenimiento sostenido del equilibrio de un estado (situación actual) se degradan por debajo del punto de la “auto-reparación”, se dice que se ha cruzado un umbral. En ausencia de una restauración activa, se forma un nuevo estado. Por otra parte, una transición es una trayectoria de cambio, precipitada por eventos naturales y/o acciones de manejo que degrada la integridad de uno o más de los procesos ecológicos primarios. Las transiciones pueden ser reversibles o irreversibles, una vez que se ha cruzado un umbral. El problema es obtener la información edáfica adecuada que permita realizar proyecciones correctas de su comportamiento actual (estado) y de los posibles cambios que sufra (transiciones). Por ello, se puede considerar el suelo como un indicador temprano de sobrepasar umbrales que rompan irreversiblemente la estabilidad de un ecosistema.

El modelo presentado en la Figura 1 (Covalada *et al.*, 2007) muestra una trayectoria de cambio reversible en el almacén del carbono edáfico, por un proceso de degradación, asociado a los cambios en la protección química del COS definida por la razón molar $(Sio - Sid)/(Alo - Ald)$. Las trayectorias irreversibles son debidas a la tala excesiva y las reversibles implican la transición del BPE (bosque de pino-encino) a BE (bosque de encinos), a consecuencia de la extracción selectiva de pinos, según aumenta la degradación forestal. El punto central que permite explicar la figura 1 es la rápida cinética de las reacciones del Al intercambiable y el asociado a sustancias húmicas, tanto en los Andosoles alofánicos como en los no alofánicos (Dahlgren *et al.*, 2004) ya que esta sería la causa por la que el C lábil (inestable) es rápidamente perdido al producirse una perturbación en el medio ambiente (degradación del BPE), capaz de modificar las condiciones de las reacciones edáficas. Esto sugiere que la resiliencia (Seybold *et al.*, 1999) de los estados de la vegetación permite la existencia de múltiples estados “estables”, en función de la proporción de COS estable (recalcitrante) e inestable presentes, hasta que toda la fracción lábil es perdida (línea horizontal en la Figura 1).

En el caso de los sitios de Ecuador no se realizaron determinaciones con ditionito-citrato (Cuadro 2), por lo que la razón molar fue aproximada usando la relación: $SioAlo/(Alo - Alp)$, la cual muestra un patrón un poco menos errático que la razón $(Sio - Sid)/(Alo - Ald)$ para los sitios de México (Figura 2a). Los sitios de reforestación de Ecuador (Figura 2b), muestran un proceso de reactivación de la protección química del COS que, dependiendo del estado inicial de ésta, se produce una recuperación del COS. Las trayectorias de reforestación/regeneración muestran un proceso de protección química del COS que no necesariamente implica la recuperación del estado inicial. En la Figura 2b se muestran dos procesos de protección del COS, dependientes del estado inicial de la razón molar usada, que muestran patrones de tendencias similares (tasas de cambio), pero convergentes a valores del COS diferentes. Así, la resiliencia del proceso de protección química es dependiente del estado inicial de ésta.

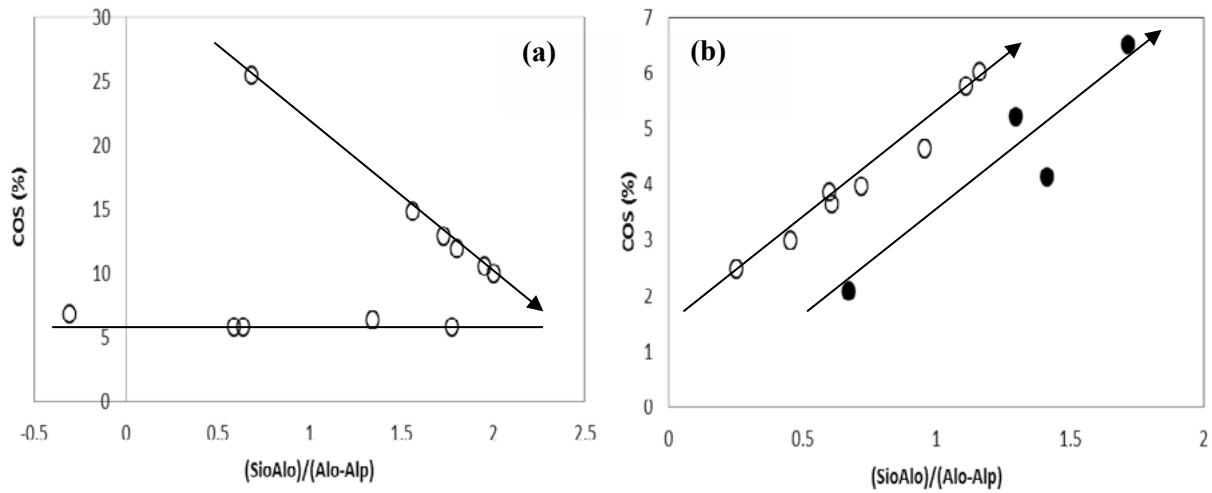


Figura 2. Variación del COS en función de la razón molar SiOAl/(AlO-Alp) y su relación la degradación y regeneración/reforestación de la vegetación. (a) caso de México y (b) caso de Ecuador

La figura 3 muestra el modelo general propuesto de protección química de los suelos volcánicos (Andosoles, principalmente), donde los procesos asociados a los esquemas REDD+ están bien caracterizados y diferenciados (degradación, deforestación y reforestación/regeneración).

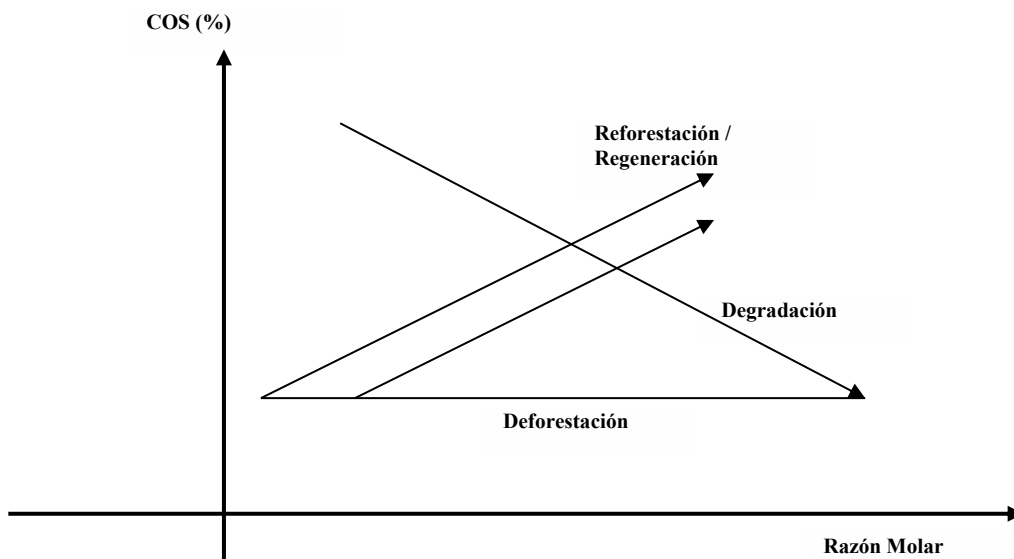


Figura 3. Modelo general de la variación del COS en función de la razón molar SiOAl/(AlO-Alp) o (SiO-Sid)/(AlO-Alp)

Conclusiones

Las razones molares usadas, $(Sio - Sid)/(Alo - Ald)$ y $SioAlo/(Alo - Alp)$, permiten explicar las variaciones del COS como consecuencia de la degradación/regeneración del ecosistema y deterioro/recuperación del proceso de protección química del carbono en los suelos. Las trayectorias de degradación forestal, deforestación y reforestación/regeneración están claramente diferenciadas, permitiendo su uso en términos operacionales, previa calibración. El modelo desarrollado es suficientemente simple para ser usado en la implementación de esquemas REDD+. Por último, cabe señalar que la modelación de las tasas temporales de cambio debe ser analizada en un esquema similar al propuesto, donde el factor tiempo sea considerado en forma implícita.

Referencias bibliográficas

- Covaleda S., F. Paz, J. F. Gallardo, C. Prat, J. Etchevers, y C. Hidalgo. 2007. Teoría de estados y transiciones aplicada a suelos volcánicos sometidos a diferentes manejos I: relación molar $(Sio-Sid)/(Alo-Ald)$. *En*: Simposio Carbono Orgánico del Suelo y Calentamiento Global: Perspectivas y Oportunidades de Investigación en Latinoamérica. XVII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Guanajuato, México.
- Dahlgren R. A., and F.C. Ugolini. 1991 Distribution and characterization of short-range-order minerals in Spodosols from Washington Cascades. *Geoderma* 48: 391-413.
- Dahlgren R. A., Y.S. Shoji., and M. Nanzyo. 1993 Mineralogical characteristics of volcanic ash soils. *In*: S.M. Shoji, M. Nanzyo, and R. A. Dahlgren (Eds.). *Volcanic Ash Soils-Genesis, Properties and Utilization, Developments in Soil Science*. Elsevier. Amsterdam. pp: 101-143.
- Dahlgren R. A., M. Saigusa, and F. C. Ugolini. 2004 The nature, properties and management of volcanic soils. *Advances in Agronomie* 82: 113-182.
- Eswaran H., E. Van Den Berg, and P. Reich. 1993. Organic carbon in soils of the world. *Soil Science Society of American Journal* 57: 192-194.
- Guerrero-Eufracio E. L., L.J. Luna, y G. Werner. 1992 Distribución de los tepetates de la República Mexicana. *Escala* 1:4,000,000. *Terra* 10. pp 131-136.
- IPCC (Intergovernmental Panel Climatic Change). 2007. *Climate change 2007: mitigation contribution of working group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. New York, USA.
- Lopez R. M. 2006. *Soil ecosystem services in different land use types in coastal Ecuador*. PhD Dissertation. University of Gottingen. Germany. 124 p.
- Mizota C., and L. P. van Reeuwijk. 1989. Clay mineralogy and chemistry of soils formed in volcanic material in diverse climatic regions. *Soil Monograph*. Wageningen. 186 p.
- Nanzyo M. A., R. Dahlgren, and S. Shoji. 1993. Chemical characteristics of volcanic ash soils. *In*: S. Shoji, M. Nanzyo, and R. Dahlgren (Eds.). *Volcanic ash soils, genesis, properties and utilization*. Elsevier Science Publishers. Amsterdam. pp: 145-187.
- Parfitt R. L., and J.M Kimble. 1989. Conditions for formation of allophone in soils. *Soil Science Society in American Journal* 53: 971-977.



- Quantin P. 1991. Les sols de l'archipel volcanique des Nouvelles-Hébrides (Vanuatu). Etude de la pédogénèse initiale en milieu tropical. Louis Pasteur. Strasbourg, France. 490 p.
- Seybold C. A., J. E. Herrick, and J.J. Brejda. 1999. Soil resilience: a fundamental component of soil quality. *Soil Science* 164: 224-234.
- Shoji S., and Y. Fujiwara. 1984. Active aluminum and iron in the humus horizons of Andosols from Northeastern Japan: their forms, properties, and significance in clay weathering. *Soil Science* 137: 216-226.
- Stringham T. K., W.C. Krueger, and P. L. Shaver. 2001. States, transitions and thresholds: Further refinement for rangeland applications. Special Report 1024. Agricultural Experiment Station, Oregon State University, Corvallis OR, USA. <<http://www.ftw.nrcs.usda.gov/glti/pubs.html>>
- Tugel A. J., and J. R. Brown. 2001. State and transition ecosystem models: application to soil survey and dynamic soil properties databases, *In*: Proceedings of the National Cooperative Soil Survey Conference. June 25-29, Ft. Collins, CO. pp: 194-201.

1.30

Un ejercicio de construcción de escenarios de referencia de carbono multi-escala en Chiapas

Paz Fernando¹, de Jong Ben², Reyes Marisol¹, Ibarra Fernando¹, Marín Ma. Isabel¹ y Olguín Marcela²

¹GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carr. México-Texcoco, Estado de México. Autor para la correspondencia: ferpazpel@gmail.com

²El Colegio de la Frontera Sur, Campus Campeche, Calle 10 X 61 No. 264. Colonia Centro, C.P. 24000, Campeche, Campeche

Resumen

La implementación de esquemas REDD+ a escala subnacional y nacional requiere de sistemas de medición/monitoreo, reporte y verificación (MRV) en términos multi-escala, contruidos de abajo hacia arriba, si la intención es representar la escala local. Esto plantea la necesidad de usar una unidad mínima de mapeo asociada a las dimensiones de los pixeles de las imágenes satelitales. Esta estrategia fue desarrollada, bajo ciertas consideraciones, para el estado de Chiapas, donde se caracterizaron las clases bosque, bosque degradado y no bosque en función de la cobertura aérea estimada usando imágenes Landsat para el periodo 1991-2010. Así, se construyeron escenarios de referencia a la escala de predios catastrales individuales, municipios, subcuencas y estado. Los resultados muestran patrones temporales del carbono asociado a la deforestación, degradación forestal, regeneración y conservación; además de patrones híbridos. Esto plantea la necesidad de desarrollar modelos de proyección futura de escenarios históricos, formato inercial, bajo la consideración de estos patrones genéricos.

Palabras clave: REDD+, patrones dinámicos, imágenes Landsat, categorías de bosque

Introducción

El proceso de medición/monitoreo, reporte y verificación (MRV) se ha identificado como un elemento central de cualquier estrategia REDD+ y de los inventarios de emisiones GEI para las comunicaciones nacionales ante la CMNUCC (Convención Marco de Naciones Unidas ante el Cambio Climático). En México se considera que los sistemas y protocolos de MRV deben ser nacionales, pero lo suficientemente flexibles para incorporar actividades subnacionales y locales dentro de una estrategia coherente y para permitir la presentación de los reportes de manera consistente y transparente. Al implementar iniciativas REDD+, el enfoque de la contabilidad de emisiones a nivel nacional permite



considerar la mayor parte de las fugas en forma explícita, si bien la capacidad de planeación y manejo regional y del paisaje es principalmente subnacional y la implementación de acciones ocurre localmente. La compatibilidad y consistencia entre escalas y actores (gobiernos nacionales, estatales y municipales, organizaciones de la sociedad civil, academia, organizaciones de productores, comunidades, etc.) son elementos esenciales de un sistema transparente y confiable. Entre las escalas espaciales subnacionales relevantes están los estados, los municipios, las comunidades locales y los propietarios privados.

REDD+ ofrece una oportunidad única a escala tanto subnacional y nacional como global, donde México ha sugerido una estrategia integral para implementar este mecanismo. Por un lado, el sistema nacional de MRV se desarrollaría de acuerdo con los acuerdos internacionales de la CMNUCC o del Protocolo Post-Kyoto, manteniendo los principios claramente definidos durante las negociaciones. Por el otro, el sistema nacional sugerido de MRV serviría de base para implementar una política nacional más amplia coordinada según las metas asumidas de mitigación y adaptación. De esta manera, el MRV ofrece el enfoque general de los programas y políticas públicas nacionales, así como de las acciones en todos los niveles de gobierno, incluida la participación de actores y la creación de inventarios GEI multi-escala para el sector de la agricultura, silvicultura y otros usos del suelo (sector AFOLU, por sus siglas en inglés). El cumplimiento de los estándares internacionales asociados con el MRV para la REDD+ forma parte del sistema nacional planteado.

Claramente, la medición y monitoreo es la pieza básica del sistema de MRV, pero no es suficiente. Un sistema de MRV debe incorporar incentivos y garantías para construir la confianza en REDD+ y en los inventarios nacionales de GEI (para el sector AFOLU). Si está bien establecido, un MRV para REDD+ permitirá evaluar también otros programas y acciones de gobierno relacionados con el uso del suelo, de modo que requiere una coordinación conjunta y sinergia entre las distintas visiones y grupos de interés (conservación, actividades rurales sustentables, seguridad alimenticia, biodiversidad, gobernanza, gobernabilidad, etc.). Así, el MRV podría definir una plataforma común para la conservación, la producción sustentable, los incentivos, garantías y beneficios de la coproducción, así como un instrumento para aplicación de las leyes y su vigilancia.

La coordinación de programas y acciones de gobierno entre SAGARPA y CONAFOR es una pieza fundamental en la construcción de un nuevo enfoque integral para la mitigación de GEI a nivel nacional y sus acciones adaptativas, de modo que debería dar lugar a un uso de suelo más sustentable en el nivel local. Una agenda común de REDD+ entre ambas instituciones, basada en un sistema MRV conjunto, sería uno de los resultados de esta colaboración institucional. En una perspectiva que abarca aspectos operacionales, incentivos positivos para la implementación de estrategias REDD+, reducciones en las emisiones GEI como estrategia nacional y asignación presupuestal, la participación legislativa es un punto determinante que debe considerarse en cualquier estrategia MRV.

La implementación de estrategias REDD+ a escala comunitaria genera un dilema social llamado “la tragedia de los comunes” (Hardin, 1968), porque los efectos positivos de un proyecto en una comunidad pueden ser negados con un aumento de emisiones en otras partes de la región, municipio o estado, de modo que los beneficios ambientales o económicos totales equivalen a cero o son negativos. Así, las comunidades participantes

que implementan actividades REDD+ con base silvícola no recibirían ninguna compensación económica, debido al aumento en las emisiones de otros sitios por deforestación y/o degradación de los bosques. Por lo tanto, es importante desarrollar un sistema de MRV que fortalezca el manejo forestal (gobernanza), sobre todo en relación con el monitoreo y reporte a nivel local.

Existe la necesidad de desarrollar e implementar los protocolos y arquitectura nacionales e integrados para la medición/monitoreo, que pueden demostrar su factibilidad en distintas escalas en términos de costo-beneficio, así como una contribución práctica a las negociaciones internacionales sobre REDD+ y otros esfuerzos relacionados, como los inventarios nacionales de emisiones GEI en el sector AFOLU.

Sistema MRV multi-escala

En los enfoques de implementación de esquemas de “abajo hacia arriba” de REDD+, la base es el desarrollo de estimaciones del carbono en los ecosistemas forestales a una unidad mínima de mapeo (UMM) de 1 ha o menos. Esto permite escalar hacia arriba los escenarios de referencia de la dinámica del carbono a otro tipo de regionalizaciones (*e.g.*, municipios, subcuencas, estado, país). Paz (2011) discute las implicaciones de las escalas de implementación e intervención de REDD+ a nivel subnacional (estatal). En esta perspectiva, en lo siguiente se discute análisis multi-escala de escenarios de referencia o líneas base en el estado de Chiapas.

Con la finalidad de obtener insumos que permitieran evaluar el estado actual y pasado de la cobertura forestal en Chiapas, así como su tendencia de cambio, se generaron mapas multi-temporales de la categoría “bosque” con resolución de píxel de 30m. El insumo base fueron los mapas de clases de uso del suelo, éstos se generaron a partir de imágenes LANDSAT (TM y ETM+) con cubrimiento histórico en los años 1991 a 2010; el año 1990 no fue utilizado por problemas de disponibilidad de imágenes satelitales.

Después de una estandarización del procesamiento de imágenes Landsat (Paz *et al.*, 2010) y usando un algoritmo de clasificación genérica de objetos (Palacios *et al.*, 2006), y su asociación a rangos de coberturas aéreas de la vegetación (sistema suelo-vegetación), se definieron estimados de la cobertura aérea a nivel de píxel por píxel de series de tiempo. Para la aplicación del algoritmo de clasificación, se utilizaron las Series II, III y IV del INEGI para determinar la caducidad del follaje de la vegetación y así interpretar el uso adecuado de la disponibilidad de imágenes Landsat en época seca y de lluvias en cada año, referenciado a un periodo de influencia de las series temáticas del INEGI y la caducidad del follaje. De esta manera fue posible generar mapas de coberturas áreas de la clase de uso del suelo “bosque”, *sensu* INEGI, quitando las clases de no-bosque.

Después de un análisis de la definición de bosque, en términos de la cobertura aérea (Cob) de diferentes fuentes de información disponible, los resultados, tanto a nivel estatal como a nivel municipal, mostraron que el rango 10-100% es el que tiene mayor coincidencia con los mapas disponibles y, por lo tanto, es el que mejor representa a la categoría bosque. Para analizar la degradación del bosque en el periodo de estudio se definió la categoría “bosque degradado”, con un rango de cobertura de 10-30%. Con las nuevas categorías en los mapas (no-bosque: Cob <10%; bosque degradado: Cob 10-30%; y

bosque: Cob >30%) se procedió a analizar el cambio de uso del suelo en los periodos 1991-2010.

Usando la resolución del tamaño de los píxeles de imágenes Landsat, asociados a clases de uso del suelo genérica del INEGI, y categorías bosque, bosque degradado y no bosque, se usaron las estimaciones de densidades de carbono total (biomasa aérea y subterránea viva y suelo) correspondientes, las cuales fueron estimadas de acuerdo a procedimientos recomendados por el IPCC e implementados a escala nacional (de Jong *et al.*, 2009) y estatal (de Jong *et al.*, 2010).

Análisis de los resultados

En la implementación del sistema MRV de abajo hacia arriba, la definición de escenarios de referencia tiene una escala mínima que es la de predios o comunidades. En la Figura 1 se muestra las poligonales de los distintos tipos de tenencia de la tierra en Chiapas.

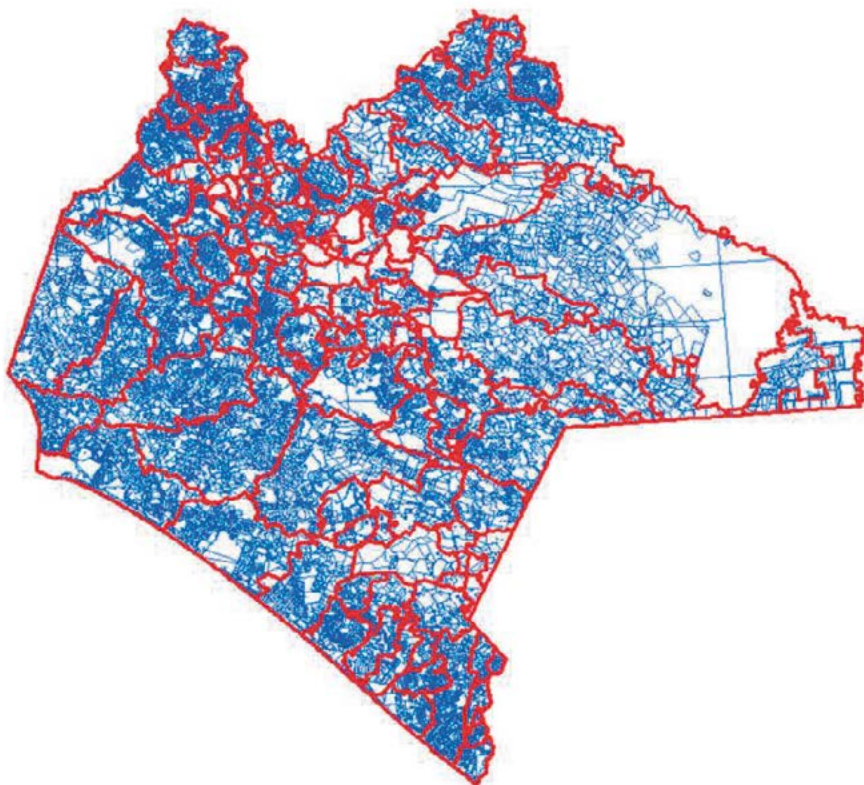
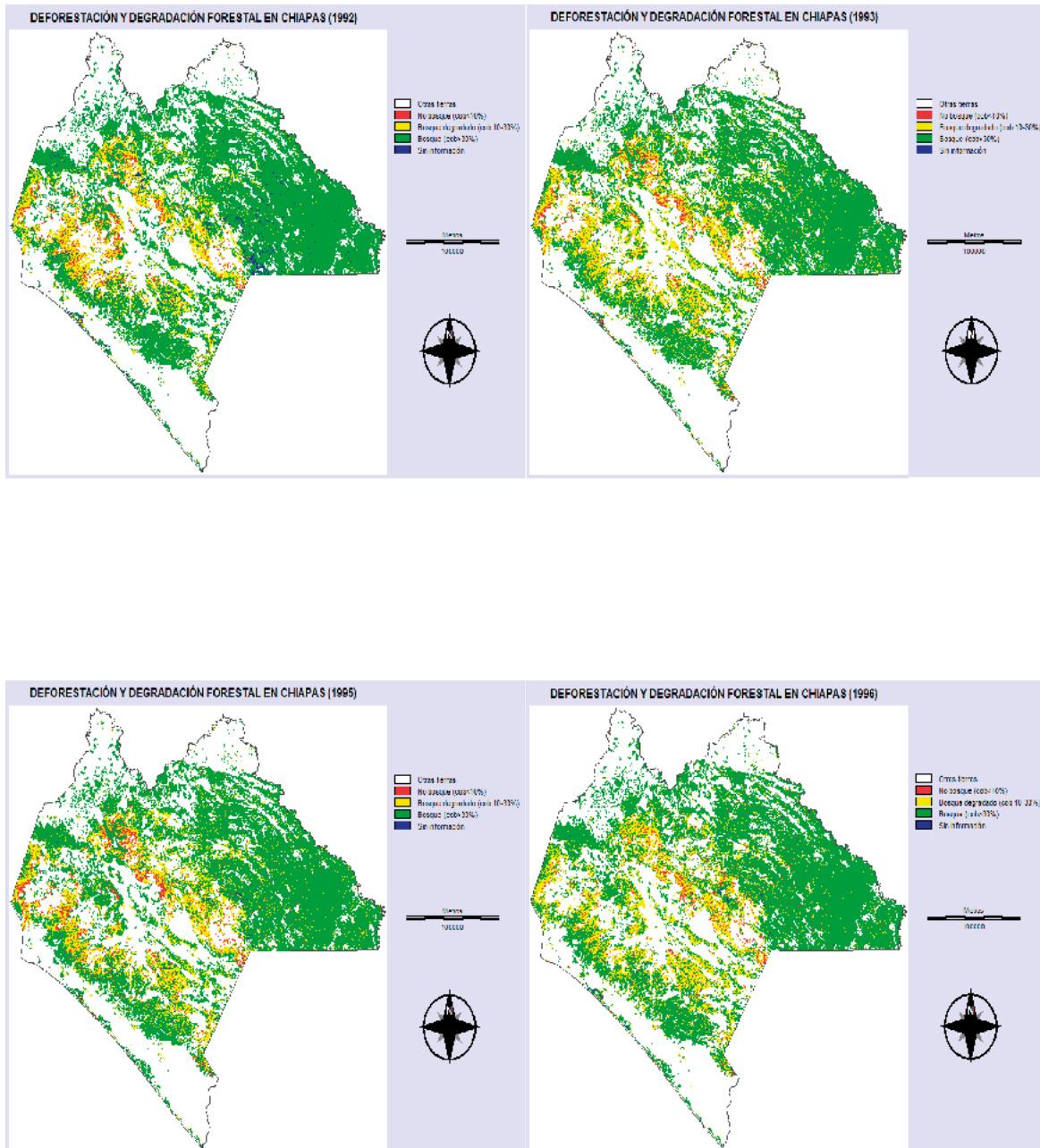


Figura 1. Distribución de predios catastrales en Chiapas

Usando los mapas de uso del suelo generados a escala de píxeles de imágenes Landsat, la Figura 2 muestra las clases bosque, bosque degradado y no bosque para una serie de tiempo. Así, usando esta información y densidades de carbono total (biomasa y suelo) asociadas a los usos del suelo y estado sucesional (bosque primario y bosque secundario),

la Figura 3 muestra la emisiones/capturas promedio para el periodo 2002-2007 de los predios catastrales, Figura 1, en Chiapas.



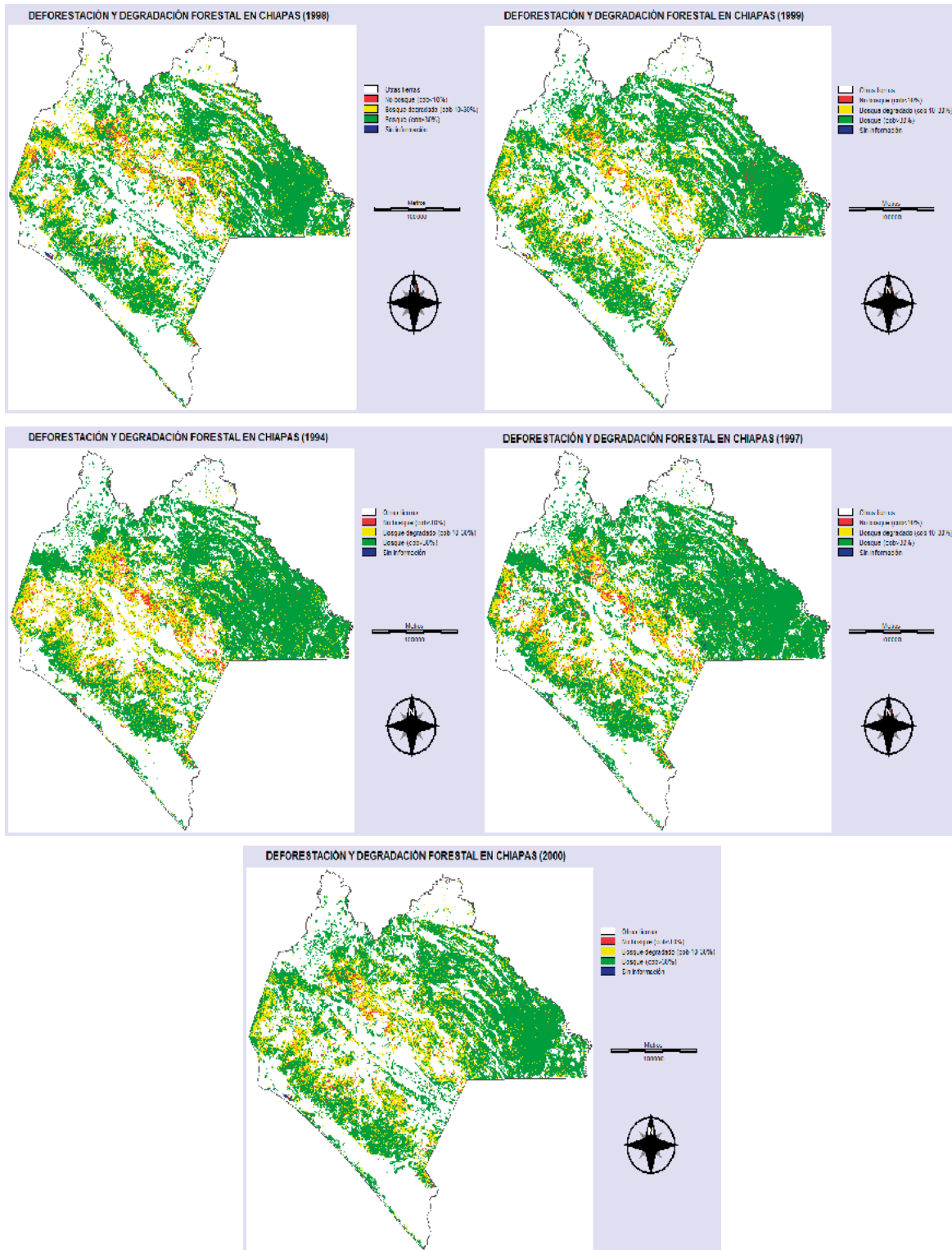


Figura 2. Serie de tiempo a nivel de píxeles individuales de las categorías bosque, bosque degradado y no bosque.

De los productos de densidad del carbono a nivel de píxel en Chiapas, periodo 1991-2010, se generaron escenarios de referencia para cada predio. En la Figura 4 se muestran ejemplos de esto en varios predios. Algo similar fue realizado a la escala de agregación de municipios y subcuencas (Figura 5). Finalmente, la Figura 6 muestra el escenario de referencia en términos de carbono total (biomasa y suelo) para todo Chiapas.

De las figuras 4 a la 6, los patrones de los escenarios de referencia de carbono multi-escala presentan patrones que van de deforestación, degradación forestal, regeneración y conservación, con patrones híbridos. Aunque este análisis debe considerarse como preliminar y con niveles de incertidumbre altos, nos da una idea clara de los efectos de escalar escenarios de referencia que no siguen patrones lineales simples.

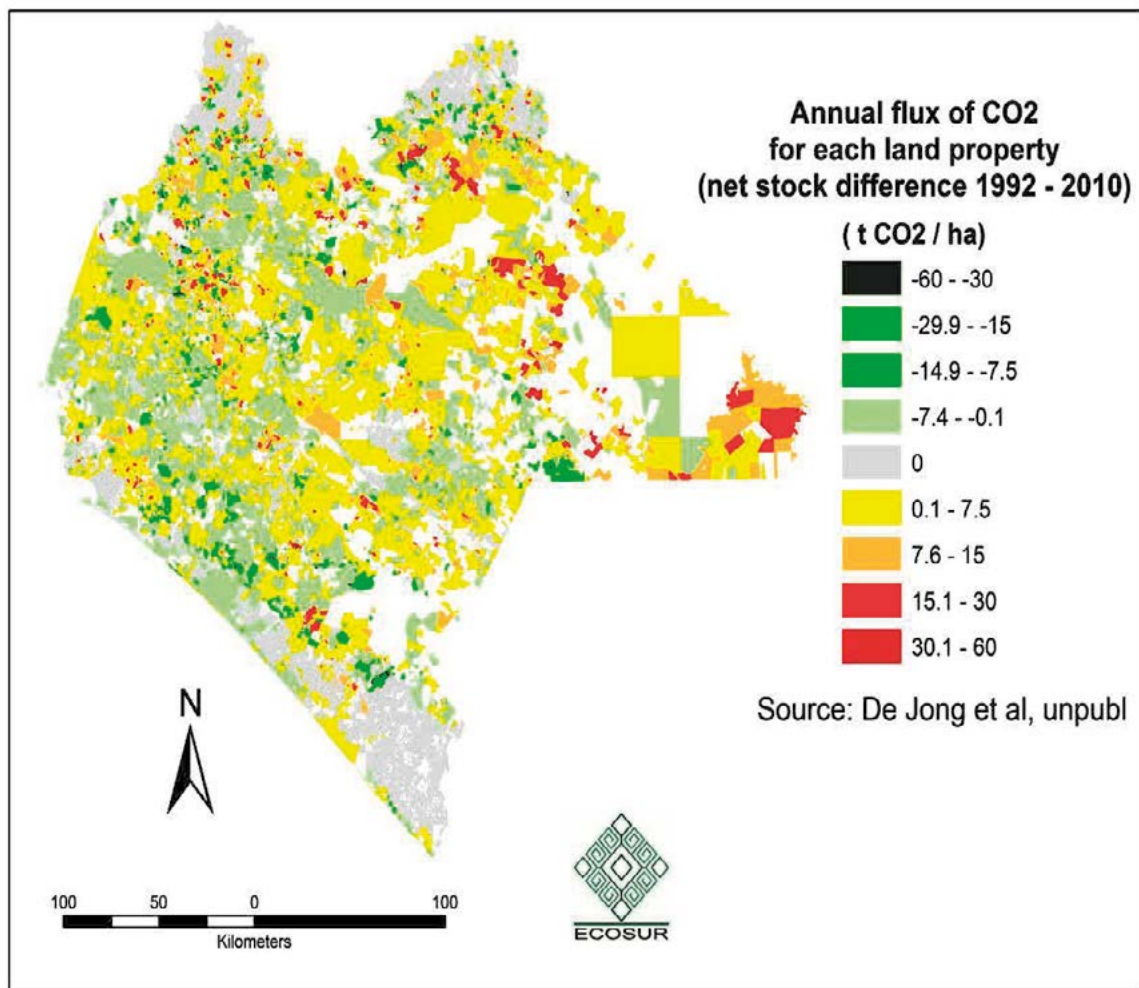


Figura 3. Emisiones o capturas anuales de CO₂ a nivel de predios catastrales en Chiapas, periodo 2002-2007

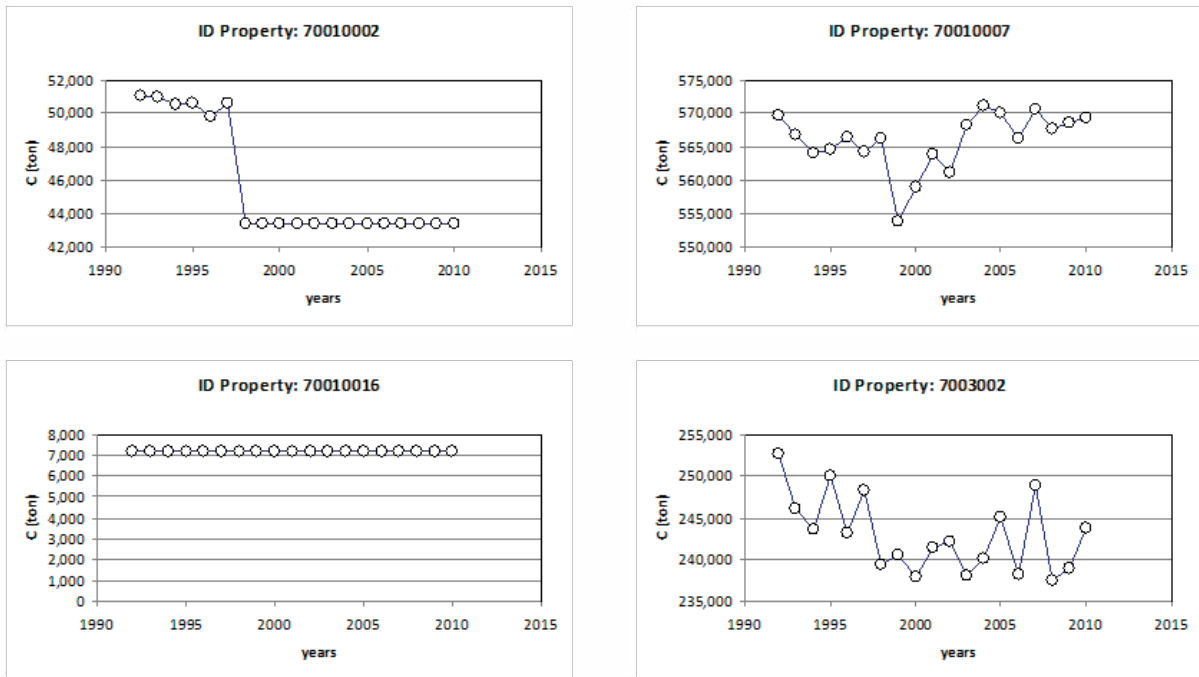


Figura 4. Ejemplos de escenarios de referencia de carbono a nivel de predios catastrales.

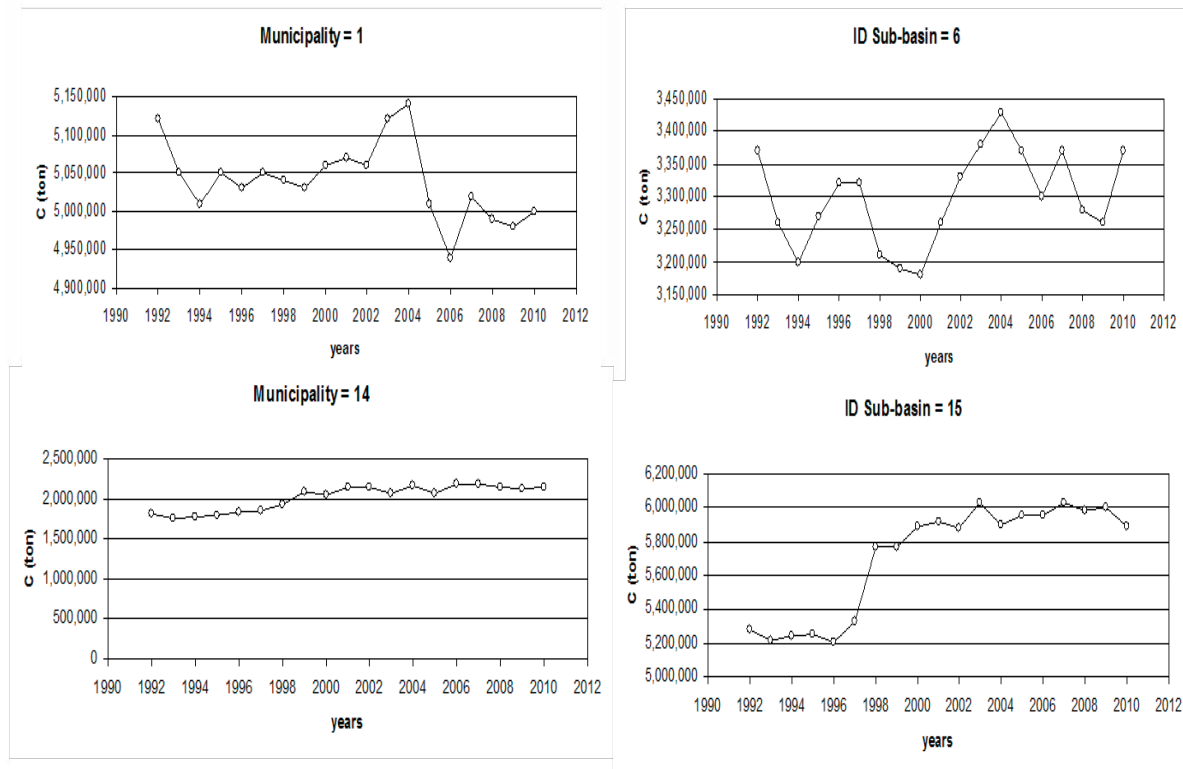


Figura 5. Ejemplos de escenarios de referencia de carbono a nivel de municipios y subcuencas.

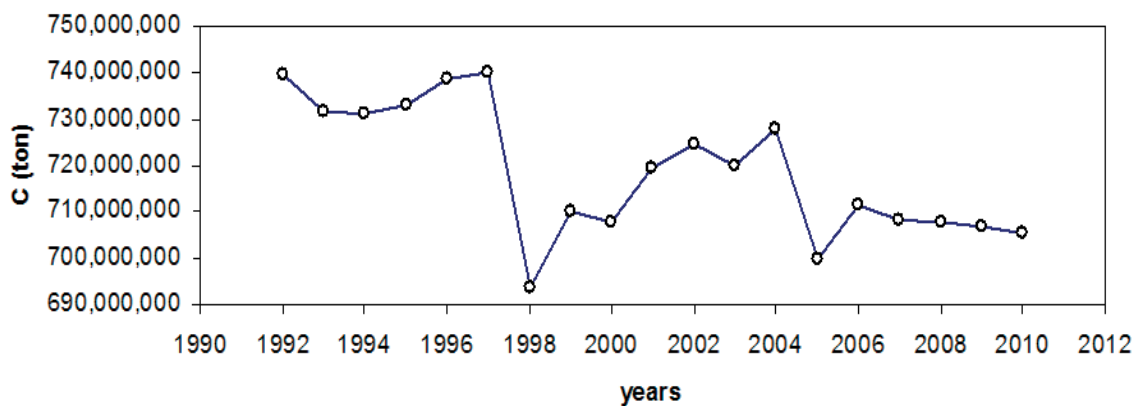


Figura 6. Ejemplos de escenarios de referencia de carbono a nivel del estado de Chiapas.

Conclusiones

Los análisis multi-escala de escenarios de referencia generados para el estado de Chiapas, considerando las limitaciones de la metodología utilizada, plantean la necesidad de desarrollar modelos de representación de los patrones históricos de la dinámica del carbono en términos de categorías asociadas a los esquemas REDD+, de tal forma que permitan su extrapolación futura, en términos inerciales o históricos.

Referencias bibliográficas

- de Jong B., M. Olguín, F. Rojas, M. Maldonado, F. Paz, J. Etchevers, O. Cruz C., y J. Argumedo. 2009. Inventario nacional de emisiones de gases de efecto invernadero 1990-2006, uso del suelo, cambio de uso del suelo y silvicultura. Reporte preparado para el Instituto Nacional de Ecología. México, D.F. 119 p.
- de Jong B., F. Paz, V. Maldonado, F. Rojas, V. de la Cruz, y M. Olguín. 2010. Establecimiento de una línea base de las emisiones actuales y futuras de Gases de Efecto Invernadero provenientes de Agricultura, Silvicultura y otros usos del suelo (AFOLU 1.1) Fase 1. Informa final preparado para Conservación Internacional. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. 76 p.
- Hardin, G. 1968. The tragedy of the commons. *Science* 162: 1243-1248
- Palacios, L. A., F. Paz, J. L. Oropeza, B. Figueroa, M. Martínez, C. A. Ortiz, y A. Exebio. 2006. Clasificador genérico de objetos en imágenes ETM+. *Agrociencia* 40: 613-626
- Paz F. 2011. Balance entre implementación e intervención en las estrategias REDD+: áreas geoestadísticas básicas del INEGI. Estas mismas memorias.
- Paz F., M. I. Marín, E. Medrano, F. Ibarra, y F. Pascual. 2010. Elaboración de mapas multi-temporales de bosque, a partir de imágenes Landsat TM y ETM+, y análisis de la degradación forestal y deforestación en Chiapas. Reporte preparado para Conservación Internacional. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. 110 p.

1.31

Modelación de la distribución del carbono orgánico de los suelos por fracciones físicas

Paz Fernando¹, Covalada Sara¹ y Etchevers Jorge²

¹GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, México. Autor para la correspondencia: ferpazpel@gmail.com

²Laboratorio de Fertilidad, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, México.

Resumen

Considerando que el carbono (C) almacenado en los suelos es más del doble del asociado a la biomasa viva en los ecosistemas terrestres, es necesario modelarlo para predecir los cambios asociados a perturbaciones en la vegetación. El uso de modelos biofísicos está limitado por la información existente para parametrizarlos, generalmente solo se dispone de los datos de carbono orgánico total de los suelos, textura y datos climáticos, por lo que es necesario aproximar esta dinámica en forma más simple. Usando un modelo derivado del balance de masa de fracciones, complementarias y acumuladas, del C en los suelos y una hipótesis que relaciona este C con los tamaños de las partículas en las fracciones, se desarrolló un modelo predictivo, el cual fue validado con datos de Andosoles, Acrisoles y Cambisoles de Atécuaro, Michoacán, México. Los resultados experimentales muestran que el modelo puede ser parametrizado en forma genérica, tomando como referencia el C en la fracción arcilla, con buenos resultados. Dadas las hipótesis de cinéticas lineales asumidas, las tasas de cambio (asimilación y descomposición) asociadas a las fracciones físicas siguen un modelo similar al presentado. Esto permite que con sólo el conocimiento del C total y su tasa de descomposición/asimilación, se puede predecir el comportamiento de todas las fracciones físicas de los suelos y su labilidad.

Palabras claves: balance de masa, cinéticas lineales, C fracción suelo, tamaño partículas.

Introducción

En México, los inventarios nacionales de gases efecto invernadero (GEI) muestran que alrededor de un tercio de las emisiones provienen de los suelos minerales (de Jong *et al.*, 2010a), aunque la incertidumbre en las estimaciones de las emisiones de los suelos es más del doble que las de la biomasa viva en los ecosistemas mexicanos. Trabajos recientes de inventarios a escala estatal (de Jong *et al.*, 2010b) muestran que las emisiones de los suelos minerales son aproximadamente similares a las de la biomasa viva, lo que implica que al perderse un árbol el suelo emite aproximadamente la misma cantidad de CO₂. El problema

de esta situación es que la biomasa viva puede recuperarse en relativamente poco tiempo mediante la plantación de nuevos árboles o regeneración natural, pero el carbono (C) orgánico de los suelos (COS) requiere de tiempos más largos para su recuperación.

Los modelos de la dinámica del C en los suelos permiten explicar los cambios del COS y se pueden usar en términos predictivos al tener una comprensión de los procesos asociados a los cambios de usos del suelo y esquemas de manejo, entre otras cosas (Lal, 2009). Una aproximación usada en la modelación, derivada de bases de datos de múltiples experimentos internacionales, es el uso de factores de cambio de almacenes de C (Ogle *et al.*, 2005) que, aunque generen resultados comparables con modelos de la dinámica del COS (González *et al.*, 2010), han sido criticados por no considerar en forma explícita la transitoriedad a estados no permanentes (Sanderman y Baldock, 2010).

Los modelos de la dinámica del COS, tales como el RothC (Coleman y Jenkinson, 1996) y Century (Parton *et al.*, 1998), usan ecuaciones cinéticas de primer orden y reservorios virtuales para caracterizar el COS asociado a cambios de uso del suelo y esquemas de manejo. Aunque ha habido numerosos intentos de asociar los reservorios virtuales a los físicos (Buyanovsky *et al.*, 1994; Balesdent, 1996; Zimmermann *et al.*, 2007), estos han sido poco exitosos. Estos trabajos han tratado de asociar los reservorios virtuales, cinéticamente definidos, con fracciones físicas o químicas del COS. En particular, el fraccionamiento físico del suelo en materia orgánica particulada (MOP), complejos órgano-minerales primarios (arcilla, limo y arena) y complejos órgano-minerales secundarios (micro-agregados y macro-agregados) (Christensen, 2001), ha sido la base de estos esfuerzos de asociar cinéticas de descomposición / asimilación a las fracciones físicas del suelo.

En este trabajo se presenta un esquema simplificado de la modelación de la distribución del COS por fracciones físicas, y su cinética asociada, que puede usarse en términos operacionales. Los desarrollos son usados para modelar el C de tres suelos de México, Andosol, Cambisol y Acrisol, bajo diferentes condiciones de uso del suelo y de manejo.

Marco teórico

Usando modelos de cinética lineal entre fracciones del carbono en los suelos, Stewart *et al.* (2008) han planteado una relación entre el carbono (C_f) de una fracción física del suelo y el C total (C_t):

$$C_f = \omega_f C_t \quad (1)$$

donde ω_f es la fracción de carbono en relación al total. La relación (1), en cinéticas lineales, implica que la concentración de C en cualquier fracción (en términos acumulados) es función lineal de la concentración total y dependiente de la proporción de C de ingreso en cada fracción y sus tasas de descomposición (Stewart *et al.*, 2008).

Para la consideración de la estimación del C en las fracciones físicas del suelo podemos plantear un balance de las fracciones a y b cualesquiera (kg C kg^{-1} suelo), $C_a < C_b$, no complementarias y acumuladas, para el caso de un suelo con un número cualesquiera de

reservorios (en términos de pares complementarios; es decir de valores de C acumulados por fracciones acumuladas, no fracciones individuales):

$$C_t = \left(\frac{C_t - C_b}{C_a - C_b} \right) C_a - \left(\frac{C_t - C_a}{C_a - C_b} \right) C_b \quad (2)$$

La relación (2), de balance de masa, tiene el inconveniente de que no está referenciada al tamaño T de las partículas de suelo en los fraccionamientos físicos, por lo que resulta difícil de asociar en forma explícita a los análisis de laboratorio. Una alternativa es utilizar un modelo de la acumulación de C por fracciones del suelo:

$$C_f = C_t - \frac{qC_t}{T_f} \quad (3)$$

donde T_f es el tamaño de las partículas asociado a la fracción f del suelo, q es un coeficiente de balance de masa, el valor de C_t se refiere al C total del suelo referenciado a un tamaño máximo de partículas T_t (normalmente $T_t = 2000$ micras, $1/T_t = 0.0005$), que para fines prácticos puede considerarse como el valor de C cercano a cero.

Sustituyendo la relación (3) en la (2), podemos establecer:

$$C_t = \left(\frac{T_a}{T_a - T_b} \right) C_a - \left(\frac{T_b}{T_a - T_b} \right) C_b \quad (4)$$

que filtra el valor de la constante q y que puede ser simplificada como:

$$\frac{T_b}{T_a} = \frac{1 - \omega_a}{1 - \omega_b} \quad (5)$$

que implica que con el conocimiento de ω de una fracción asociada a un tamaño T de partículas, es posible definir el resto de las ω de las otras fracciones.

La relación (3) es simplemente otra forma de expresar la relación (5), como consecuencia de la hipótesis planteada. Así, de la relación (5) y (3), usando como referencia la fracción arcilla o ARC ($T_{ARC} = 2$ micras), como fracción a, y el total ($T_t = 2,000$ micras), como fracción b, tenemos que:

$$q = (1 - \omega_{ARC}) T_{ARC} \quad (6)$$

Materiales y métodos

El área de estudio se sitúa en la microcuenca de Atécuaro, al sur de la cuenca de Cuitzeo, a 12 km al sureste de la ciudad de Morelia, en el Estado de Michoacán (entre $19^\circ 33' 05''$ y $19^\circ 37' 08''$ N de latitud; y $101^\circ 09' 00''$ y $101^\circ 15' 07''$ O de longitud). La

microcuenca tiene un área de 44.2 km² y la altitud varía entre los 2,000 y 2,700 msnm. El clima es templado subhúmedo con una temperatura media anual de 16.8 °C y una precipitación anual de 844 mm, que se concentra entre los meses de junio y octubre. Los tipos de suelo dominantes identificados en la microcuenca son Andosoles, Cambisoles y Acrisoles (INEGI, 1982). Los dos primeros dominan en las zonas de cumbre y laderas, mientras que los Acrisoles ocupan el piedemonte y valle.

La cubierta forestal está conformada predominantemente por bosques de pino-encino que se localizan principalmente en la parte sur y sureste de la microcuenca, entre los 2200 y 2500 msnm, en zonas de pendientes moderadas a fuertes. Estas áreas se encuentran bastante degradadas como consecuencia de la extracción clandestina de madera y leña, aunque es posible observar un gradiente de degradación creciente hacia las proximidades de las áreas pobladas, cuyo acceso es más fácil, mientras que en zonas más alejadas los bosques se conservan más densos. En el piedemonte el bosque es sustituido por terrenos de cultivo y áreas de pastizal que ocupan lugares cercanos a zonas erosionadas.

Considerando los usos del suelo, el gradiente de degradación forestal y los distintos tipos de suelo, se seleccionaron 11 sitios de estudio representativos de las condiciones de la microcuenca (Cuadro 1): un pastizal en la zona de cumbre que fue tierra de cultivo (abandonada hace más de 30 años; 1), 4 puntos en las zonas forestales de ladera, representando diferentes niveles de degradación forestal: zona de bosque conservado (BC), zona forestal poco degradada (BD1), zona utilizada para la extracción de leña que sufrió un incendio en 1998 (BD2), área degradada próxima al piedemonte (BD3); 2 áreas de bosque muy degradado en el piedemonte, una sobre Andosol (BD4) y otra en un relicto de bosque sobre Acrisol (BD5); una zona de cultivo tradicional sobre Andosol (C1) y, ya en la zona dominada por Acrisoles, se seleccionaron un área cultivada (C2), una de pastizal (P2) y una zona sin uso (SU), como referencia.

En Abril de 2006 se tomaron muestras de suelo en cada uno de los sitios de estudio. El área de muestreo considerada fue de 1,200 m², distribuida en tres parcelas circulares de 400 m² donde previamente se habían llevado a cabo estudios de la vegetación (Covaleda, 2008). Las muestras de suelo fueron tomadas del horizonte superficial (0-10 cm superiores). En cada sitio se tomaron 3 muestras compuestas de suelo conformadas por 10 muestras simples, utilizando una barrena cilíndrica. Previamente a la toma de cada muestra se apartó la capa de mantillo. Las muestras edáficas se mantuvieron húmedas y fueron almacenadas a una temperatura de 4° C hasta el momento de su análisis. Adicionalmente se utilizaron muestras de suelo tomadas en el año 2002 en la zona de cultivo sobre Acrisol (C2).

Cuadro 1. Ubicación y características de los sitios de estudio

Tipo de vegetación/ uso de suelo	Posición en el paisaje	Localización geográfica		Altitud (msnm)	Tipo de suelo
Pastizal (P1)	Cumbre	19°34'08.3''-N	101°09'59''-O	2615	Andosol
Bosque conservado (BC)	Ladera	19°30'19''-N	101°09'24''-O	2472	Andosol
Bosque degradado (BD1)	Ladera	19°34'40''-N	101°09'29''-O	2435	Andosol
Bosque con extracción de leña (BD2)	Ladera	19°34'51''-N	101°09'56''-O	2415	Cambisol
Bosque degradado (BD3)	Ladera	19°34'45.2''-N	101°10'12.6''-O	2400	Cambisol
Terreno de cultivo(C1)	Piedemonte	19°34'43''-N	101°10'10.0''-O	2360	Andosol
Bosque degradado (BD4)	Piedemonte	19°34'55''-N	101°10'26.0''-O	2355	Andosol
Bosque degradado (BD5)	Piedemonte	19°35'02.9''-N	101°10'39.7''-O	2300	Acrisol
Terreno de cultivo (C2)	Valle	19° 35'22.1''-N	101°12'19.5''-O	2281	Acrisol
Sin uso (SU)	Valle	19° 35'22.1''-N	101°12'19.5''-O	2281	Acrisol
Pastizal (P2)	Valle	19° 35'33.2''-N	101°12'20.7''-O	2290	Acrisol

El COS se determinó por combustión seca en un analizador LECO. Para el fraccionamiento físico por tamaño de partícula, el equipo de ultrasonido utilizado fue un Vibracell (Sonics & Materials Inc., USA) con una potencia máxima de 600 W y una sonda de 13 mm de diámetro. Previamente a su uso el equipo fue calibrado por el método calorimétrico (Roscoe *et al.*, 2000; Oorts *et al.*, 2005).

Para el fraccionamiento físico, de cada muestra se pesaron 20 g de suelo seco equivalente, que fueron tamizados a malla 2 mm y transferidos a un vaso de precipitados de 150 ml. Seguidamente se añadieron 100 ml de agua destilada (relación suelo: suspensión 1:5) y se introdujo la sonda 20 mm dentro de la suspensión. Para determinar la cantidad mínima de energía necesaria para dispersar las muestras completamente se hicieron pruebas con los tres tipos de suelos, aplicando cantidades crecientes de energía a las muestras. Tras este proceso se decidió aplicar 244 J ml⁻¹ a las muestras tomadas en Andosoles y Cambisoles y 354 J ml⁻¹ a las muestras tomadas sobre Acrisoles.

Una vez sonicadas las muestras con la energía necesaria para su dispersión completa se procedió a la separación de las fracciones. En primer lugar se separaron las fracciones arena gruesa (AREG: 2000-200 µm) y arena fina (AREF: 200-50 µm) mediante tamizado en húmedo. En cada una de estas fracciones, además, se separó la fracción mineral de la materia orgánica particulada (MOP) mediante un proceso de flotación-decantación en agua. El resto de la suspensión fue sometida a centrifugación para conseguir la separación de las fracciones limo (LIM: 50-2 µm) y arcilla (ARC: < 2 µm). Una vez separadas las fracciones fueron transferidas a botes para su secado en estufa. Tras el fraccionamiento, las muestras de suelo quedaron divididas en las siguientes fracciones: arcilla, limo, arena fina, arena gruesa, materia orgánica particulada tamaño arena fina (MOP-AREF) y materia orgánica particulada tamaño arena gruesa (MOP-AREG).

Para evitar hipótesis innecesarias, en lo siguiente, todos los análisis se refieren a los resultados de cada una de las repeticiones empleadas para cada uso del suelo. En el Cuadro 2 se muestra el porcentaje de cada fracción recuperado tras el fraccionamiento y el COS total (órgano-mineral + particulado) de los suelos analizados para los diferentes usos del suelo. El porcentaje de suelo recuperado tras el proceso estuvo entre el 91 y el 100 %.

Cuadro 2. Fracciones por tamaño de partícula y COS total de los diferentes tipos y usos del suelo

Uso del suelo	Repetición	ARC (%)	LIM (%)	AREF (%)	AREG (%)	ARE+LIM (%)	C total (g C kg ⁻¹ suelo)
P1	1	37.03	51.84	6.50	4.64	88.87	69.32
	2	37.03	51.84	6.50	4.64	88.87	57.57
	3	37.03	51.84	6.50	4.64	88.87	60.89
BC	1	34.85	56.65	4.39	4.11	91.50	157.09
	2	33.49	54.72	5.01	6.79	88.20	127.61
BD1	1	33.35	52.59	6.70	7.36	85.94	119.20
	2	28.06	52.11	10.05	9.78	80.17	105.03
	3	40.82	52.09	3.86	3.23	92.91	96.13
BD2	1	39.67	50.53	6.18	3.62	90.20	86.04
	2	43.03	48.47	4.99	3.51	91.50	87.10
	3	41.01	50.31	5.18	3.51	91.32	73.12
	4	42.04	50.08	4.16	3.73	92.12	70.07
C1	1	29.91	48.97	12.54	8.58	78.88	55.18
	2	29.69	41.86	17.67	10.78	71.55	49.18
	3	33.06	46.98	12.23	7.73	80.04	52.84
	4	30.79	49.52	10.88	8.81	80.31	43.03
BD3	1	47.96	40.61	9.57	1.86	88.57	61.14
	2	46.60	41.70	9.91	1.79	88.30	62.01
BD4	1	31.60	56.13	6.89	5.37	87.73	68.10
	2	38.02	49.18	7.62	5.18	87.20	68.75
	3	37.75	47.10	8.76	6.39	84.85	62.21
BD5	1	79.08	20.47	0.35	0.10	99.55	8.85
	2	75.00	23.72	1.17	0.10	98.72	7.07
C2	1	68.11	25.68	5.01	1.19	93.80	22.75
	2	66.39	26.95	5.31	1.35	93.34	20.76
	3	68.26	25.11	5.21	1.42	93.37	18.84
	4	66.35	26.24	5.52	1.89	92.59	18.52
	5	65.42	26.88	6.06	1.64	92.30	19.38
SU	1	70.77	22.26	5.43	1.54	93.02	24.72
	2	70.43	23.06	5.06	1.45	93.48	27.31
P2	1	73.24	21.60	4.24	0.92	94.84	33.63
	2	73.08	22.52	3.58	0.82	95.60	33.41
	3	75.13	22.18	2.31	0.38	97.31	40.23
	4	69.88	23.61	4.38	2.14	93.49	23.06

Resultados y discusión

En la Figura 1a, se muestran los resultados obtenidos de ajustar el modelo de la relación (3), usando el valor de q de la relación (6), para la distribución del C orgánico por fracciones físicas de los tres suelos analizados ($n = 210$). Como se observa en la figura, el ajuste experimental del modelo es excelente ($R^2 > 0.99$), con muy poco sesgo. En el caso de no conocerse el C de una fracción de referencia (arcilla, en este caso), podemos usar un valor aproximado. En la Figura 1b, se muestra la relación del ajuste del modelo de distribución del C por fracciones físicas usando un valor genérico de $\omega_{ARC} = 0.5$ ($q = 1$), donde los resultados son buenos, con algunas sobreestimaciones para valores en el rango $20 < C_f < 60$ (gr C kg^{-1} suelo). No obstante, el modelo propuesto y parametrizado en forma genérica produce una buena aproximación a la estimación del C en los reservorios asociados a las fracciones físicas de los suelos.

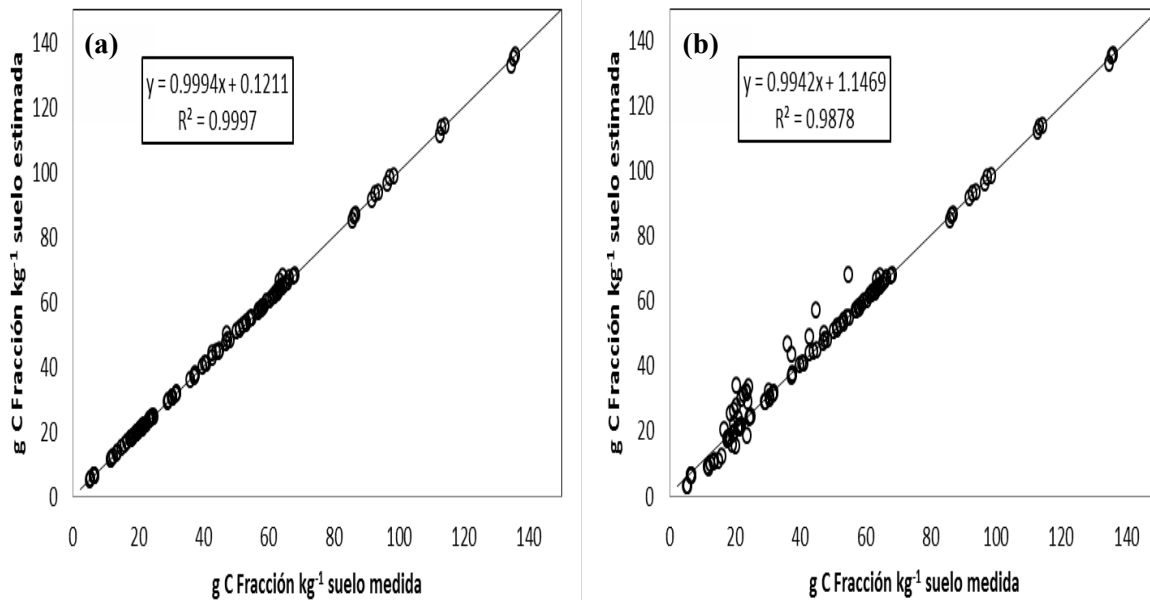


Figura 1. C_f modelada vs estimada para (a) de ω_{ARC} medida y (b) $\omega_{ARC} = 0.5$

Para analizar la validez de la relación (1), se estimó el valor de ω_f para distintas fracciones físicas acumuladas, la Figura 2 muestra los resultados para ARC, ARC+LIM y ARC+LIM+AREF. En el caso de la arcilla, se observan errores experimentales grandes. Este comportamiento, generalmente es debido a problemas en la fragmentación del COS total en fracciones órgano-minerales y particuladas por la contaminación de las fracciones menores (Baldock y Skjemstad, 2000; Balesdent *et al.*, 1998). En el caso de la fracción arcilla, la presencia de MOP y de partículas de limo puede ser importante (Chenu y Plante, 2006) y ocasionar patrones erráticos en la estimación de ω_{ARC} . Esta situación de “pseudolimo” contamina la fracción arcilla. El uso de $1 - \omega_{ARC}$ (figura 2), reduce el problema de

dispersión (artefacto de método). Para fracciones acumuladas superiores a la arcilla, ω_f tiene patrones como los definidos en la relación (1), (Figura 2.)

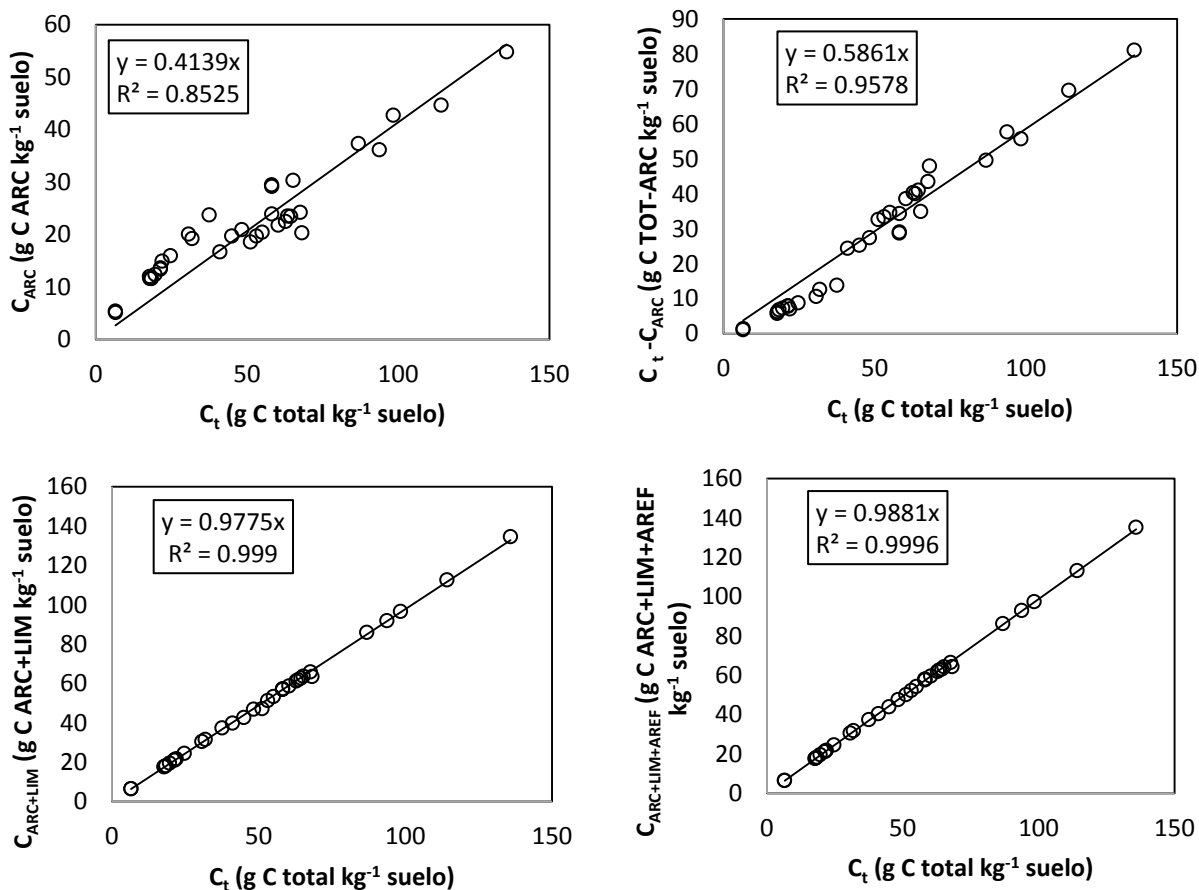


Figura 2. Estimación de ω_f de distintas fracciones acumuladas del suelo en Acrisoles, Andosoles y Cambisoles

Conclusiones

La modelación de la distribución del carbono orgánico por fracciones físicas de los suelos fue desarrollada en forma paramétricamente simple por medio de un balance de masa del C. El modelo fue analizado con las bases de datos de Andosoles, Acrisoles y Cambisoles, obteniendo buenos resultados en su ajuste experimental; aun en el caso del uso de un valor genérico de la proporción de C en la fracción arcilla.

En el caso de las tasas de cambio (asimilación y descomposición) del C en las fracciones físicas, como consecuencia de las cinéticas lineales, se espera que siga patrones similares a los presentados por los contenidos de C.

Referencias bibliográficas

- Baldock J. A., and J.O. Skjemstad. 2000. Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. *Organic Geochemistry* 31: 697-710.
- Balesdent J. 1996. The significance of organic separates to carbon dynamics and its modeling in some cultivated soils. *European Journal of Soil Science* 47: 485-493.
- Balesdent J., E. Besnard, D. Arrouays, and C. Chenu. 1998. The dynamics of carbon in particle-size fractions of soil in a forest-cultivation sequence. *Plant and Soil* 201: 49-57.
- Buyanosky G. A., M. Aslam, and G.H. Wagner. 1994. Carbon turnover in soil physical fractions. *Soil Science Society of American Journal* 58: 1167-1173.
- Chenu C., and A.F. Plante. 2006. Clay-sized organo-mineral complexes in a cultivation chronosequence: revisiting the concept of the 'primary organo-mineral complex. *European Journal of Soil Science* 57: 596-607.
- Christensen B. T. 2001. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science* 52: 345-353.
- Coleman K., and S. D. Jenkinson. 1996. RothC-26.3: a model of the turnover of carbon in soil. *In*: D. S. Powlson, P. Smith, and J.U. Smith (Eds.). *Evaluation of Soil Organic Matter Models using Existing Long-term Datasets*. Springer-Verlag, Berlin. Volume 38. pp. 237-246.
- Covaleda S. 2008. Influencia de diferentes impactos antrópicos en la dinámica del carbono y la fertilidad de suelos volcánicos mexicanos, implicaciones sobre el secuestro de carbono. Tesis de Doctorado. Universidad de Valladolid. 361 p.
- de Jong B., C. Anaya, O. Maser, M. Olguin, F. Paz, J. Etchevers, R. Martinez, G. Guerrero, and C. Balbontin. 2010a. Greenhouse gas emissions between 1993 and 2002 from land-use change and forestry in Mexico. *Forest Ecology and Management* 260: 1689-1701
- de Jong B, V. Maldonado, R. Rojas, C. O. de la Cruz, F. Paz, G. Jimenez, y M. A. Castillo. 2010 b Establecimiento de una línea base de las emisiones actuales y futuras de Gases Efecto Invernadero provenientes de Agricultura, Silvicultura y otros usos del suelo. Informe Final preparado para Conservacion Internacional A.C., Chiapas, México. 71 p.
- Gonzalez L., J. Etchevers, F. Paz, R. Valdez, J.M. Gonzalez, and E. C. Moreno. 2010. Estimation of changes in soil organic carbon in hillside systems on a regional scale. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 12: 57-67.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 1982. Carta edafológica E14A23, escala 1: 50 0000. INEGI Aguascalientes, Mexico.
- Lal R. 2009. Challenges and opportunities in soil organic matter research. *European Journal of Soil Science*. 60: 158-169.
- Ogle S. M., F. J. Breidt, and K. Paustian. 2005 Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. *Biogeochemistry* 72: 87-121.
- Oorts K., B. Vanlauwe, S. Recous, and P. Merckx. 2005. Redistribution of particulate organic matter during ultrasonic dispersion of highly weathered soils. *European Journal of Soil Science* 56: 77-91.

- Parton W. J., J. W. B. Stewart, and C. V. Cole. 1988. Dynamic of C, N, P and S in grassland soil: a model. *Biogeochemistry* 5: 109-131.
- Roscoe R., P. Buurman, E. J. Velthorst. 2000. Disruption of soil aggregates by varied amounts of ultrasonic energy in fractionation of organic matter of a clay Latosol: carbon, nitrogen and $\delta^{13}C$ distribution in particle-size fractions. *European Journal of Soil Science* 51: 445-454.
- Sanderman J., and A. J. Baldock. 2010. Accounting for soil carbon sequestration in national inventories: a soil scientist's perspective. *Environmental Research Letters* 5: 1-6.
- Stewart C. E., K. Paustian, R. T. Conant, A. F. Plante, and J. Six. 2007. Soil carbon saturation: concept, evidence and evaluation. *Biogeochemistry* 86: 19-31.
- Stewart C. E., A. F. Plante, K. Paustian K., R. T. Conant, and J. Six. 2008. Soil carbon saturation: linking concept and measurable carbon pools. *Soil Science Society of American Journal* 72; 379-392.
- Zimmermann M., J. Leifeld, M. W. I. Schmidt, P. Smith., and J. Fuhrer. 2007. Measured soil organic matter fractions can be related to pools in the RothC model. *European Journal of Soil Sciences* 58: 658-667.

1.32

Análisis y modelación de las energías de dispersión en la distribución del carbono orgánico en los suelos por fracciones físicas

Paz Fernando¹, Hidalgo Claudia² y Etchevers Jorge²

¹*GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5. Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, México. Autor para la correspondencia: ferpazpel@gmail.com*

²*Laboratorio de Fertilidad, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, México.*

Resumen

La distribución del carbono orgánico por fracciones físicas de los suelos permite un esquema de modelación simplificado y operacional, de acuerdo a un modelo de balance de masa. Este modelo de distribución del carbono (C), parte de que no hay contaminación, redistribución del C entre una fracción y otra, por lo que es necesario revisar las implicaciones de este tipo de situación. El fraccionamiento físico del carbono es uno de los métodos con menor impacto en la modificación del medio ambiente químico de los suelos, por lo que ha sido utilizado por muchos autores. En el fraccionamiento físico, el punto más crítico es determinar las energías óptimas de dispersión por técnicas de ultrasonido, para evitar los problemas de no fragmentación completa o abrasión de partículas. Usando el modelo de balance de masa, y una base de datos de fraccionamientos físicos de tres suelos volcánicos en México, se analizaron los patrones esperados del modelo y sus implicaciones. El análisis mostró que el no considerar un índice de dispersión asociado a la fracción arcilla (la mínima determinada), y solo fracciones acumuladas mayores, no puede establecer una dispersión completa del carbono orgánico por fracciones; sin importar que los resultados experimentales con índices de dispersión de fracciones acumuladas mayores muestren una buena convergencia. Los resultados mostrados plantean el problema de contaminación de la fracción arcilla, materia orgánica particulada y fracción limo, que limita la consideración de resultados adecuados para modelación completa de la distribución del carbono por fracciones físicas.

Palabras claves: modelo de balance de masa, fraccionamiento físico, suelos volcánicos, índices de dispersión

Introducción

El conocimiento de la distribución del carbono orgánico de los suelos por fracciones físicas nos permite modelar su dinámica en forma simple (Paz *et al.*, 2011). En esta perspectiva, los métodos de dispersión del suelo usando energía ultrasónica permiten lograr

un buen nivel de dispersión sin la introducción de elementos químicos o de cambio de las condiciones (*e.g.*, pH) del medio (Christensen, 1992). El uso de este tipo de métodos de dispersión ha sido usado ampliamente para el fraccionamiento físico del carbono (C) en los suelos (North, 1976; Christensen, 1992).

El fraccionamiento de C de las fracciones físicas de los suelos es dependiente del tipo de tratamiento utilizado en las muestras de suelos (Oorts *et al.*, 2005), por lo que es necesario definir un criterio objetivo para determinar cuando el fraccionamiento es mínimamente producto de la energía de dispersión. El uso de un nivel bajo de energía de dispersión puede provocar en la dispersión incompleta del suelo y, en el otro extremo, un nivel alto puede producir la abrasión de los complejos primarios órgano-minerales (Christensen, 1992).

Uno de los problemas de la dispersión del carbono orgánico total por fracciones órgano-minerales y particuladas es la contaminación de las fracciones menores (Baldock y Skjemstad, 2000; Balesdent *et al.*, 1998). En el caso de la fracción arcilla, la inclusión de la materia orgánica particulada y de partículas de limo puede ser importante (Chenu y Plante, 2006) y ocasionar patrones erráticos en el modelo propuesto por Paz *et al.* (2011). La combinación de fracciones órgano-minerales y particuladas (suelo mineral y no suelo mineral, respectivamente) presenta tasas de descomposición dependientes de condiciones locales (incorporación de residuos vegetales que se convierten en materia orgánica particulada) (Christensen, 1996), lo que resulta más complejo caracterizarlas.

Marco teórico

Paz *et al.* (2011), partiendo de una cinética lineal del carbono en los suelos de acuerdo a los planteamientos de Stewart *et al.* (2008), que establecieron una relación entre el carbono, C_f , de la fracción (física) f del suelo en relación al C total (C_t):

$$C_f = \omega_f C_t \quad (1)$$

donde ω_f es la fracción de carbono en relación al total, plantearon un modelo de la distribución del carbono por fracciones físicas del suelo:

$$C_f = C_t - C_t(1 - \omega_{arc}) \left(\frac{T_{arc}}{T_f} \right) \quad (2)$$

donde T_f es el tamaño de las partículas asociado a la fracción f del suelo, el valor de C_t se refiere al C total del suelo referenciado a un tamaño máximo de partículas T_t (normalmente $T_t = 2000$ micras, $1/T_t = 0.0005$), que para fines prácticos puede considerarse como el valor de C asociado al caso de $1/T_t = 0$, y como referencia la fracción arcilla o arc ($T_{arc} = 2$ micras).

La relación (2) puede reescribirse como:

$$\omega_f = \left[1 - (1 - \omega_{arc}) \left(\frac{T_{arc}}{T_f} \right) \right] \quad (3)$$

Roscoe *et al.* (2000) utilizaron índices de disrupción para evaluar la energía de dispersión óptima para el fraccionamiento físico, donde el ω de la fracción acumulada arcilla+limo (D1) fue considerada como uno de los índices, además del asociado a arcilla+limo+arena3 (< 100 micras) o D2. Estos autores plantean que cuando estos índices se estabilizan (forman una meseta), entonces la energía asociada al inicio de esta etapa es la necesaria para una dispersión adecuada de los suelos.

Materiales y métodos

Para analizar y modelar el efecto de los niveles de la energía de dispersión en el fraccionamiento físico de los suelos, se analizó un caso estudio de tres suelos volcánicos degradados de México (Báez *et al.*, 2011). El estudio se efectuó en dos sitios del de eje neovolcánico transversal de México. El primero correspondió a Tlalpan (Tlaxcala) localiza a los 19° 20' N y 98° 20' O y una altitud de 2,600 m, en la vertiente oriental del eje neovolcánico transversal. El segundo se localiza en la cuenca de Coinzio ubicada entre los 19° 33' 5" y 19° 37' 8" N y 101° 9' y 101° 15' 0".

Se estudiaron tres suelos de origen volcánico: (a) Un tepetate cultivado de Tlalpan (Tlaxcala), en una parcela con 15 años de cultivo, textura franca y pH neutro. Los minerales primarios están constituidos principalmente por vidrio volcánico, mientras que los minerales secundarios corresponden a arcillas del tipo haloisita, principalmente tubulares (Hidalgo *et al.*, 2010). También abundan materiales amorfos con bajo grado de cristalización. (b) un Acrisol que se recolectó en Atécuaro (Michoacán), con textura arcillosa, pH ácido, arcillas del tipo caolinita y clorita rica en Fe, así como abundante presencia de óxidos de hierro; los principales componentes férricos son akaganeita, goethita y hematita, los cuales le confieren al suelo un color rojo intenso. (c) un Andosol cultivado del mismo sitio, con alto grado de perturbación, pH ácido, textura franco limoso y con arcillas del tipo alófano; actualmente presenta características semejantes a las de un Cambisol.

En cada suelo se examinaron dos tipos de manejo agronómico bajo condiciones de temporal: (1) tradicional (como lo hace el agricultor), con monocultivo de maíz (*Zea mays* L.) o trigo (*Triticum aestivum* L.) y bajos insumos de fertilizantes químicos y orgánicos; y, (2) con adición regular de abonos químicos y orgánicos (compostas) y empleo de leguminosas como frijol (*Phaseolus vulgaris* L.) y haba (*Vicia faba* L.). En la cuenca de Cointzio (donde se sitúan los Andosoles y Acrisoles) los agricultores practican un sistema de cultivo que denominan “año y vez” que consiste en cultivar la tierra durante un año y dejarla en descanso en otro. Los suelos considerados en este estudio se cultivaron de manera continua durante cuatro años. El manejo agronómico se presenta en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Manejo agronómico de las parcelas experimentales en México.

SUELO	TRAT.	FERTILIZACION				AÑOS DE CULTIVO			
		2002	2003	2004	2005	2002	2003	2004	2005
Tepetate	TT	23-00-00	23-00-00	80-00-00	61-23-00	H+V	Av+V	M+F	T
Tepetate	TO	3Mg/MS ha ⁻¹ (Co)	15 Mg EF ha ⁻¹	2 Mg MS ha ⁻¹	3 Mg Co ha ⁻¹	H+V	Av+V	M+F	T
Acrisol	TT	23-00-00	23-00-00	81-00-00	65-23-00	H+V	Av	M+F	M
Acrisol	TO	3 Mg/MS ha ⁻¹ (Co)	15 Mg EF ha ⁻¹	3 Mg MS ha ⁻¹	3 Mg Co ha ⁻¹	H+V	Av+V	M+F	M
Andosol	TT	23-46-00	23-00-00	81-00-00	67-23-00	H+V	Av	M+F	M
Andosol	TO	23-46-00	15 Mg EF ha ⁻¹	3 Mg MS ha ⁻¹	4 Mg Co ha ⁻¹	H+V	Av+V	M+F	M

Av: avena, C: convencional, Co: composta, EF: estiércol fresco, F: frijol, H: haba, V: veza, T: trigo, TO: tratamiento orgánico, TT: tratamiento tradicional, MS: materia seca.

Se recolectaron muestras de suelo compuestas por 22 submuestras en cada tipo de suelo de 0-20 cm de profundidad con un barreno de acero inoxidable. Se consideraron dos modalidades de manejo agronómico: tradicional (TT) y orgánico (TO). El primero de estos correspondió a parcelas cultivadas como lo hacen comúnmente los agricultores de la zona donde se colectaron los suelos, con monocultivos de gramíneas, retirada de rastrojos y una dosis complementaria de fertilizantes químicos nitrogenados. El segundo correspondió a parcelas experimentales donde en los últimos tres años (2004 a 2006) se practicó la rotación o asociación de cultivos (gramínea-leguminosa); se adicionaron anualmente más de tres toneladas por hectárea de composta, con la aplicación de una dosis complementaria de fertilizantes químicos nitrogenados y fosfatados.

El suelo se separó primero en dos fracciones: 2000-250 μm y <250 μm . La primera estuvo constituida por la materia orgánica particulada y por arena gruesa. La segunda por arena fina, limo y arcilla. Se colocaron 50 g de suelo seco al aire y tamizado en malla de 2 mm en vasos de acero inoxidable de 500 ml; se les agregó 180 ml de agua destilada y se dejaron reposar durante 24 h a temperatura ambiente. A cada vaso se adicionaron 10 esferas de vidrio de 5 mm de diámetro y se colocaron en un agitador de vaivén de acción recíproca regulado a 60 ciclos min^{-1} por 16 h; la separación se hizo por tamizado en húmedo a través de una malla de 250 μm . Las fracciones se secaron en vasos de vidrio de 600 ml en estufa a 60°C de 7 a 10 días. La fracción <250 μm se disgregó en un mortero de ágata, se tomó una muestra de 10 g y se colocó a un vaso de precipitado de 250 ml. Se adicionaron 100 ml de agua destilada y se dejó saturar la muestra por 12 h a temperatura ambiente. La suspensión en agua fue sometida a cinco niveles de energía con una sonda de ultrasonido: 0, 228, 455, 910 y 1365 J ml^{-1} energías que se lograron haciéndola funcionar por 0, 10, 20, 40 y 60 min, respectivamente. Las muestras sonicadas fueron colocadas en columnas de vidrios y las partículas de limo (50 a 2 μm) y arcilla (<2 μm) se separaron por medio de un sifón después de un tiempo determinado de agitación y reposo, siguiendo la Ley de Stokes. Las fracciones recolectadas después de cada proceso de agitación fueron puestas en vasos de precipitado de 600 ml y se secaron lentamente en una estufa a 60°C. Las muestras secas se homogenizaron y se disgregaron en un mortero de ágata. Las partículas más gruesas correspondientes a las arenas finas (250 a 50 μm) se recolectaron después de separar

completamente las partículas más finas. La concentración de C en cada fracción de tamaño se determinó con un analizador automatizado para carbono total TOC-5050A Shimadzu.

Adicionalmente se analizaron Ferrasoles en las regiones Mixe, Cuicateca y Mazateca de Oaxaca, México con tratamientos de cultivos tradicionales de Maíz o Frijol y bosques en regeneración como contraste a los cultivos. Matus et al. (2011) describen los sitios y procesos realizados para muestreo y laboratorio.

Resultados y discusión

Usando solo la referencia de carbono orgánico total del suelo la parte asociada a los complejos minerales, sin considerar la parte particulada, la Figura 1 muestra el ajuste de experimental ($n = 180$) del modelo de la relación (2) para los tres tipos de suelo analizados en función de la energía de dispersión usada. Los valores de las energías de dispersión son nominales y generalmente son menores que las reales (North, 1976; Roscoe *et al.*, 2000; Oorts *et al.*, 2005). Se observa en esta figura que a medida que se incrementa la energía de dispersión, la relación entre lo medido y lo estimado, relación (2), tiende a valores de la unidad; no obstante esto, y aunque el ajuste experimental es bueno, hay una sobre estimación aún para el nivel de energía de 1365 J ml^{-1} .

La relación (2) de la distribución del carbono orgánico por fracciones fue parametrizada usando la fracción arcilla como referencia, por lo que las estimaciones del C orgánico en esta fracción son por definición las medidas, no reflejando los problemas de contaminación de esta fracción. Una forma de visualizar el efecto de la posible contaminación de la fracción arcilla, es revisar el efecto de la energía de dispersión en la relación (1), fundamento de la distribución del C orgánico mostrado en la relación (2). La Figura 2 muestra claramente el comportamiento de ω_{arc} en función de las energías de dispersión utilizadas. De acuerdo al esquema de índices de disrupción discutidos por Roscoe *et al.* (2000), esto sería el índice D0. Es claro de la Figura 2 que no hay una convergencia en relación utilizar D0 y que la máxima energía utilizada muestra que existe contaminación, posiblemente de la parte particulada y transferencia de la fracción de limo; esto visto como no convergencia a una relación bien definida. Al usar índices de disrupción, ω_f de fracciones acumuladas superiores a la de la arcilla muestra patrones de convergencia más establecidos y no refleja el problema de contaminación discutido. En la Figura 3, por ejemplo, se muestra el caso de la fracción arcilla + limo (D1), donde la relación tiene $R^2 > 0.99$, que convergen a un cierto valor al incrementarse la energía de dispersión. El usar otros índices de dispersión para fracciones acumuladas superiores (*e.g.*, D2), tiene un patrón de convergencia mayor que el de los índices de fracciones acumuladas inferiores. Esto se refleja en la Figura 1, donde el efecto de la fracción arcilla no está considerado en forma explícita.

La discusión anterior plantea que el fraccionamiento físico correcto de los suelos, usando el marco teórico de la distribución esperada por fracciones físicas, debe considerar como punto de referencia la de la arcilla, ya que las fracciones físicas acumuladas superiores no reflejan el comportamiento de la mínima.

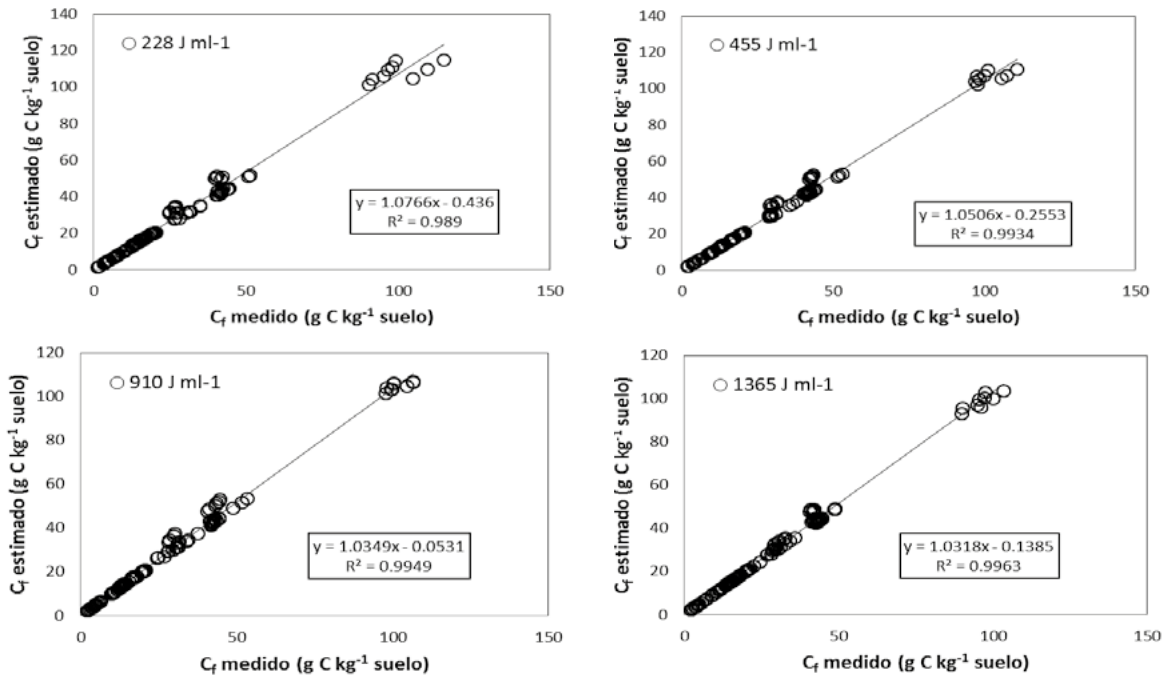


Figura 1. Ajuste experimental del modelo de distribución del C orgánico por fracciones físicas de los suelos, en función de las energías de dispersión.

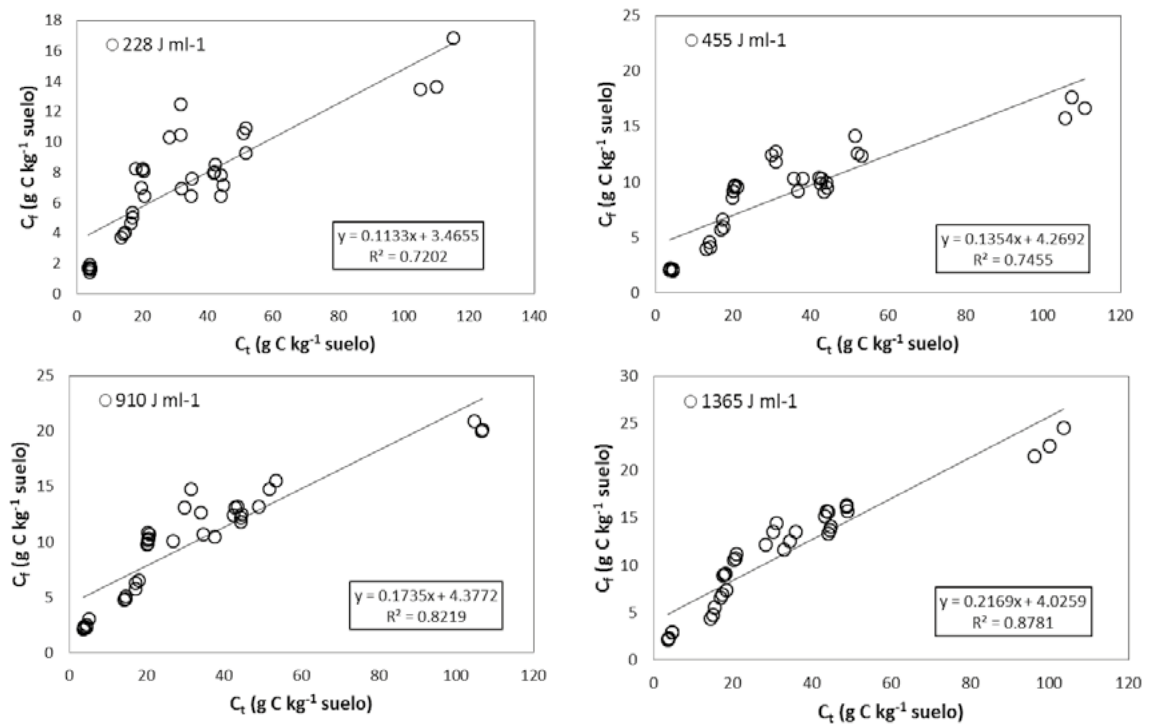


Figura 2. Ajuste experimental de $\omega_{arquilla}$ en función de las energías de dispersión.

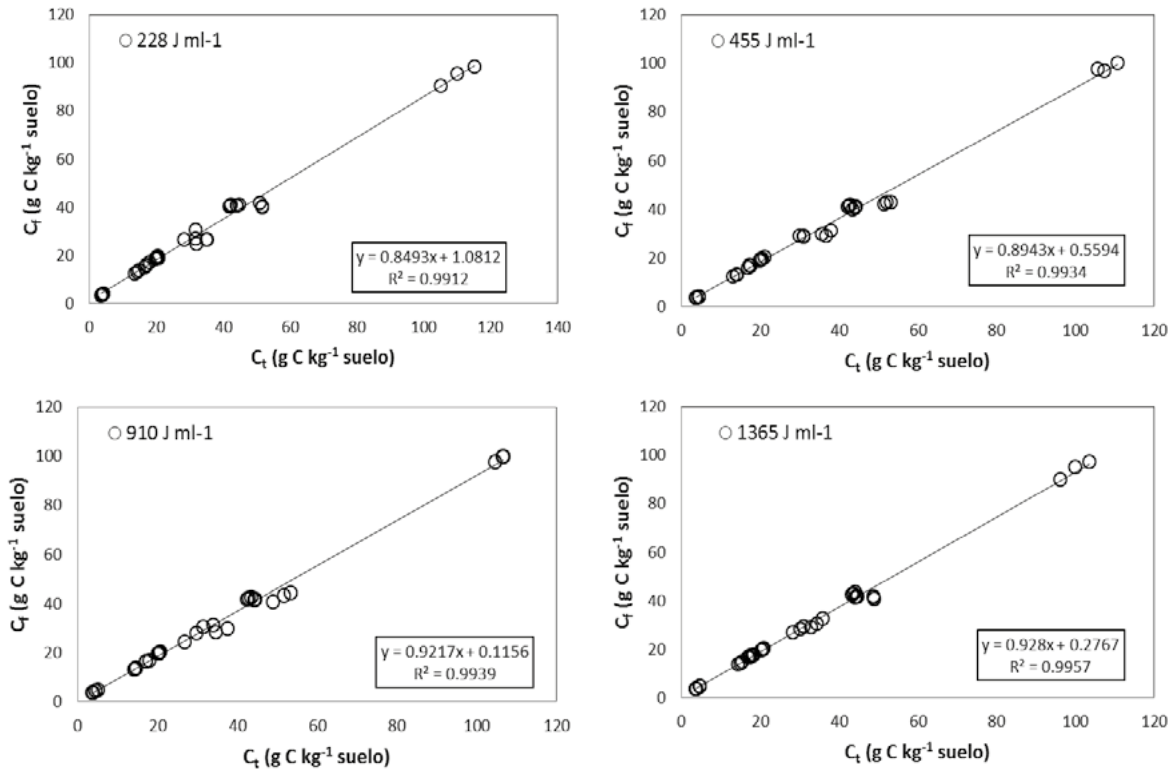


Figura 3. Ajuste experimental de $\omega_{\text{arcilla+limo}}$ en función de las energías de dispersión.

Conclusiones

Aunque el modelo de Paz *et al.* (2011) muestra un buen ajuste experimental, el problema asociado a la contaminación de la fracción arcilla enmascara su convergencia experimental, por lo que la determinación de las energías de dispersión usadas en las fracciones físicas, además de los protocolos, debe considerarse a la luz de los resultados mostrados.

Referencias bibliográficas

- Baldock J. A., and J. O. Skjemstad. 2000. Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. *Organic Geochemistry* 31: 697-710.
- Balesdent J., E. Besnard, D. Arrouays, C. Chenu. 1998. The dynamics of carbon in particle-size fractions of soil in a forest-cultivation sequence. *Plant and Soil* 201: 49-57.
- Chenu C., and A. F. Plante. 2006. Clay-sized organo-mineral complexes in a cultivation chronosequence: revisiting the concept of the primary organo-mineral complex. *European Journal of Soil Science* 57: 596-607.
- Christensen B. T. 1992. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Advances in Soil Science* 20: 1-90.

- Christensen, B. T. 1996. Carbon in primary and secondary organomineral complexes. *In:* M.R. Carter, and B. A. Stewart (Eds.). *Advances in Soil Science. Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils.* CRC Lewis Publisher/CRC Press. Boca Raton, FL. pp: 97-165
- Hidalgo C., J. D. Etchevers, A. Martinez-Richa, H. Yee-Madeira, H.A. Calderon, R. Vera-Graziano, and F. Matus. 2010. Mineralogical characterization of the fine fraction (< 2 μm) of degraded volcanic soils and tepetates in Mexico. *Applied Clay Science* 49: 348-358.
- Matus, F., C. Hidalgo, C. Monreal, I. Estrada, M. Fuentes, y J. Etchevers. Land use impacts on physical-based soil organic matter fractions on three hillside ferrasols in Mexico. *Chilean Journal of Agricultural Research* 71:283-292
- North P. F. 1976. Towards an absolute measurement of soil structural stability using ultrasound. *Journal of Soil Science* 27: 451-459.
- Oorts K., B. Vanlauwe, S. Recous, and R. Merckx. 2005. Redistribution of particulate organic matter during ultrasonic dispersion of highly weathered soils. *European Journal of Soil Science* 56: 77-91.
- Parton W. J., J. Stewart, and C. Cole. 1988. Dynamic of C, N, P and S in grassland soil: a model. *Biogeochemistry* 5: 109-131.
- Paz F., S. Covaleda, and J. Etchevers. 2011. Modelación de la distribución del carbono orgánico de los suelos por fracciones físicas. Estas mismas memorias.
- Roscoe R., P. Buurman, and F. Velthorst. 2000. Disruption of soil aggregates by varied amounts of ultrasonic energy in fractionation of organic matter of a clay Latosol: carbon, nitrogen and $\delta^{13}\text{C}$ distribution in particle-size fractions. *European Journal of Soil Science* 51: 445-454.
- Stewart C. E., A. F. Plante, K. Paustian, R. Conant, and J. Six. 2008. Soil carbon saturation: linking concept and measurable carbon pools. *Soil Science Society of American Journal* 72; 379-392.

1.33

Una aproximación a la estimación de la biomasa herbácea y arbustiva en matorrales y pastizales de Coahuila, México usando radiómetros multi-espectrales

Paz Fernando¹, Pérez María Jesús¹, Rojas Camerino², Rodríguez Misael², Ortiz Sandra¹, Casiano Marcos¹ y Díaz Heriberto²

¹GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Km. 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, México. Autor para la correspondencia: ferpazpel@gmail.com

²Departamento de Recursos Naturales, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Saltillo, Coahuila, 25315, México.

Resumen

La estimación de la capacidad de carga animal es un requisito para el manejo ganadero sustentable, por lo que es necesario el desarrollo de marcos teóricos y experimentales innovadores que permitan realizar esta tarea en términos operacionales y a bajo costo. El uso de sensores remotos permite realizar estimaciones de la biomasa aérea de la vegetación, particularmente si se usan los parámetros de las líneas igual vegetación en el espacio del rojo e infrarrojo cercano. En esta perspectiva, este trabajo analiza la situación de la utilización de información de campo de reflectancias de una o dos visitas. La metodología desarrollada, bajo una visión de la estimación de la capacidad de carga animal en los pastizales y matorrales del estado de Coahuila, fue evaluada usando la información generada en la campaña de muestreo del 2009-2010 realizada en 24 sitios de 1.5 Km. x 1.5 Km. Los resultados mostraron, a pesar de algunos problemas experimentales, que es posible realizar una estimación confiable de la capacidad de carga animal usando sensores remotos.

Palabras claves: pendiente líneas iso-vegetación, capacidad de carga animal, SIMTOG, sensores remotos

Introducción

La estimación de la capacidad de carga animal en un tipo de vegetación dado, es un elemento necesario para el manejo ganadero sustentable (Holencheck *et al.*, 1989). En nuestro país la única referencia de este tipo de estimaciones a escala nacional es la desarrollada por la Comisión Técnica Consultiva de Coeficientes de Agostadero (COTECOCA, 1967), cuyos estudios datan de la época de los 60s y 70s, con algunas actualizaciones en los 80s. En esta perspectiva, la falta de información sobre este parámetro crítico de manejo ganadero limita los esfuerzos asociados al establecimiento de programas

de apoyo ganadero del gobierno basados en resultados (ajuste de capacidad de carga animal), tal como el PROGAN (SAGARPA, 2007 y 2008).

La tecnología de los sensores remotos puede ser utilizada para el desarrollo de la biomasa aérea a escalas espaciales y temporales útiles para el manejo de los hatos ganaderos. El estado de la vegetación puede ser caracterizada por el alto contraste entre la banda espectral del rojo (R) y el infrarrojo cercano (IRC), que la distingue de otros objetos terrestres. Estas dos bandas están disponibles en la mayoría de los satélites públicos y comerciales, por lo que han servido de base en el desarrollo de índices espectrales de la vegetación o IV. Así, se han desarrollado un gran número de IV (Paz *et al.*, 2007) para su uso en la generación de relaciones con variables biofísicas (biomasa aérea o Bm, índice de área foliar o IAF y, cobertura aérea o f_v , principalmente). Entre estos, el NDVI (Rouse *et al.*, 1974) o índice de vegetación de diferencias normalizadas, $= (IRC-R)/(IRC+R)$, es uno de los más utilizados.

Paz *et al.* (2007) han revisado la estructura matemática de los IV, incluido el NDVI, y han propuesto el NDVI_{cp} para realizar estimaciones del IAF y la Bm, dado que este índice tiene una relación lineal con estos parámetros y tiene bases teóricas y experimentales que soportan su diseño.

Este tipo de IV está basado en curvas iso-IAF (iso-vegetación), en el espacio espectral del R-IRC, por lo que puede resultar útil en los muestreos de una o dos ocasiones en un determinado tipo de vegetación. En este trabajo se hace una revisión rápida de las bases de los IV y se establecen las relaciones para estimar la capacidad de carga animal, como marco a la campaña de muestreo realizada en pastizales y matorrales del Estado de Coahuila, México, para generar los parámetros biofísicos y espectrales para la calibración de su uso con sensores remotos.

Marco teórico

En la Figura 1a, se muestran simulaciones radiativas (mismos patrones que los experimentos) de un cultivo, donde el crecimiento de la vegetación está definido por las líneas iso-IAF (misma cantidad de vegetación). El cultivo simulado está sobre cuatro suelos con propiedades ópticas diferentes (cambios en la humedad, rugosidad, textura, materia orgánica u óxido de hierro). Paz *et al.* (2005) detallan estas simulaciones.

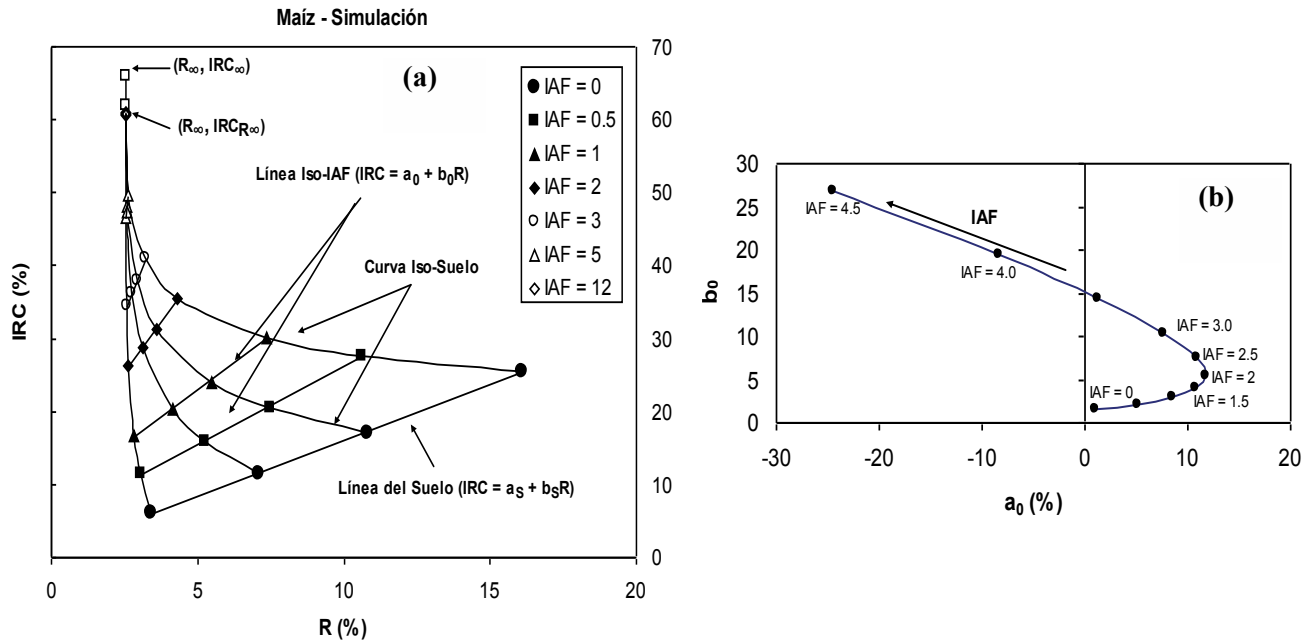


Figura 1. Simulaciones radiativas del crecimiento (IAF o Bm) de un cultivo. (a) Patrones espectrales asociados al espacio del R-IRC y (b) patrones asociados al espacio a_0 - b_0 de las líneas iso-IAF.

Las líneas iso-IAF ($IRC = a_0 + b_0 R$; a_0 y b_0 dependen del IAF), Figura 1a, van desde la línea del suelo ($IRC = a_s + b_s R$; a_s y b_s son constantes) con IAF = 0 hasta el punto de saturación (las reflectancias no cambian de valor) de las bandas (R_∞, IRC_∞), donde el medio es ópticamente denso o de reflectancias en el infinito (Ross, 1981). Para un suelo fijo (propiedades ópticas), el crecimiento (IAF) sigue líneas iso-suelo, Figura 1a. En la Figura 1b se muestran el patrón entre los parámetros a_0 y b_0 de las líneas iso-IAF, donde hay una primera fase tipo exponencial y después un cambio a una lineal (con cambio de pendiente), con una transición entre ellas.

Para poder realizar estimaciones del IAF o la Bm, es necesario saber a qué línea iso-IAF el punto (R, IRC) pertenece, problema que implica conocer la reflectancia del suelo. Dado que la cantidad de vegetación en un píxel es independiente de las propiedades ópticas del suelo o de sus cambios, el diseño de los índices de vegetación se ha basado en la minimización del efecto del suelo (Huete, 1988). Para hacer esto es necesario conocer o, aproximar, la relación entre a_0 y b_0 , figura 1b. En esta perspectiva, Paz *et al.* (2007) desarrollaron el índice NDVI_{cp}:

$$NDVI_{cp} = \frac{(IRC - a_0) - R}{(IRC - a_0) + R} = \frac{b_0 - 1}{b_0 + 1} \quad (1)$$

donde b_0 (pendiente de las curvas iso-IAF) se aproxima de la relación:

$$\frac{1}{b_0} = c + da_0 \quad (2)$$

con c y d como constantes empíricas más o menos generales ($c = 1.0$; $d = -0.024$). En términos operacionales, el valor de b_0 se estima de (Paz *et al.*, 2007):

$$b_0 = \frac{-B + \sqrt{B^2 - 4AC}}{2A}$$

$$A = R$$

$$B = -\left(\frac{c}{d} + IRC\right) \quad (3)$$

$$C = \frac{1}{d}$$

Paz *et al.* (2007), bajo ciertas consideraciones, han demostrado que el NDVIcp está relacionado con la biomasa aérea por:

$$Bm = kNDVIcp \quad (4)$$

donde k es una constante empírica.

La capacidad de carga animal está relacionada con la biomasa aérea fresca total Bm por:

$$CC = \left[\frac{(FH)(FA)(FAG)(FAA)}{4,928} \right] Bm = qBm = qkNDVIcp \quad (5)$$

donde FH es un factor de conversión de biomasa fresca a húmeda, FA es el factor de aprovechamiento de la biomasa (generalmente 0.5), FAG es el factor de biomasa forrajera o aprovechable por el ganado (dependiente de la composición florística y disponibilidad en cada sitio; de 0 a 1), FAA es el factor de ajuste abiótico, pendiente del terreno y cercanía a cuerpos de agua, principalmente (Holencheck *et al.*, 1989), y 4,928 (Kg. M.S.) es el requerimiento de alimento para mantener una unidad animal todo el año (3 % de ingesta diaria de alimento en relación al peso vivo de una vaca de 450 Kg.). La Bm está dada en términos absolutos y es el resultado de multiplicar la densidad de biomasa (Kg. m⁻²) por la superficie que representa esta estimación.

Materiales y métodos

Durante el 2009 y 2010 se realizó una campaña de muestreo de pastizales y matorrales en el estado de Coahuila, el cual cuenta con una extensión de 151,563 kilómetros cuadrados, ocupa el tercer lugar a nivel nacional. Con coordenadas geográficas extremas al norte $29^{\circ} 53'$, al sur $24^{\circ} 32'$ de latitud norte; al este $99^{\circ} 51'$, al oeste $103^{\circ} 58'$ de longitud oeste. El muestreo se enfocó al levantamiento de datos radiométricos, fotográficos y de biomasa del estrato herbáceo y arbustivo.

Para esta campaña se establecieron 24 sitios permanentes de muestreos (SPM) en el estado de Coahuila, los cuales se ubicaron de tal forma que se cubriera la mayor parte de los ecosistemas forrajeros presentes en la entidad, Figura 2.

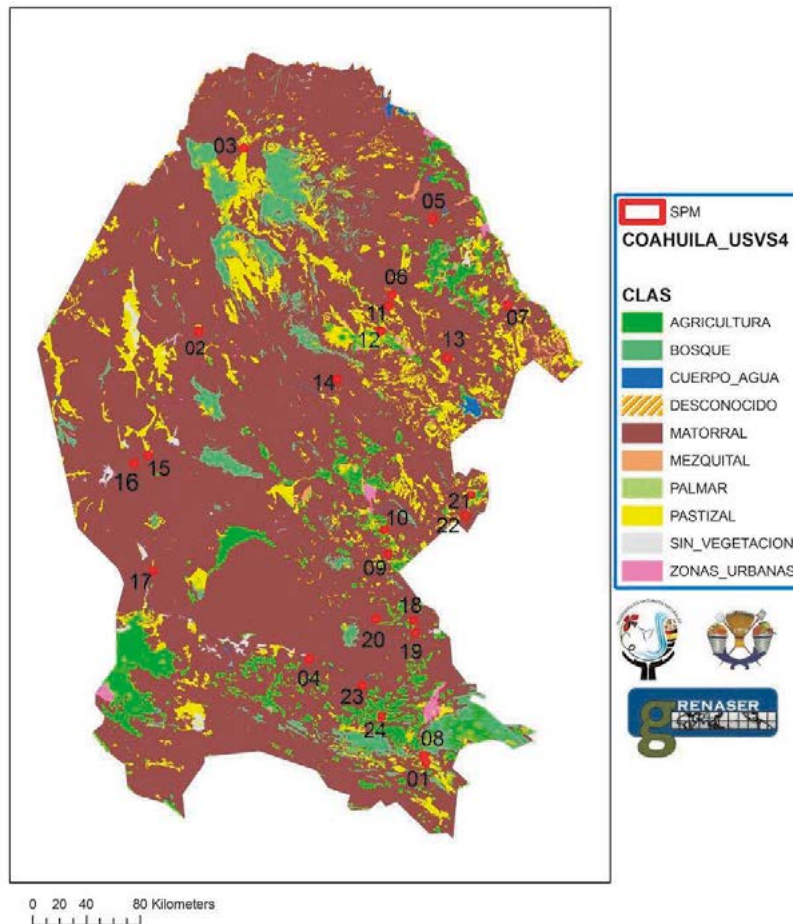


Figura 2. Distribución de los sitios permanentes de muestreo (SPM) en el estado de Coahuila.

Un SPM, es un área cuadrangular de 225 ha (1.5 Km. x 1.5 Km.), en cuyo interior contiene nueve estaciones de muestreo (EM), donde los centros entre estaciones de muestreo se ubican a cada 300 m. Con el objeto de llevar un mejor control y estandarizar la nomenclatura, las EM se enumeraron de Norte a Sur y de Este-Oeste dentro de los SPM.

Las estaciones de muestreo son subsitios de 1 ha (100 m x 100 m) en cuyo interior se distribuyeron 17 puntos generales de muestreo (PGM), separados a 12.5 m entre sí, y en cada cuadrante se estableció un punto denominado punto de muestreo de biomasa (PMB). Casiano *et al.* (2011) muestran el diseño experimental discutido.

Resultados y discusión

La Figura 3 muestra la relación entre el peso fresco total (PFT) y el peso seco total (PST) de los promedios de la biomasa colectada en los SPM. Asimismo, en esta misma figura se muestra la relación entre el PST y el peso seco total forrajero (PSTF).

Las relaciones mostradas fueron hechas con regresiones lineales, forzadas a pasar por el origen. Así, de la relación (5) tenemos que $FH = PST/PFT$ y $FAG = PSTF/PST$. El factor FA puede dejarse como igual a 0.5 y FAA es dependiente de la topografía y cuerpos de agua de áreas específicas en el estado de Coahuila.

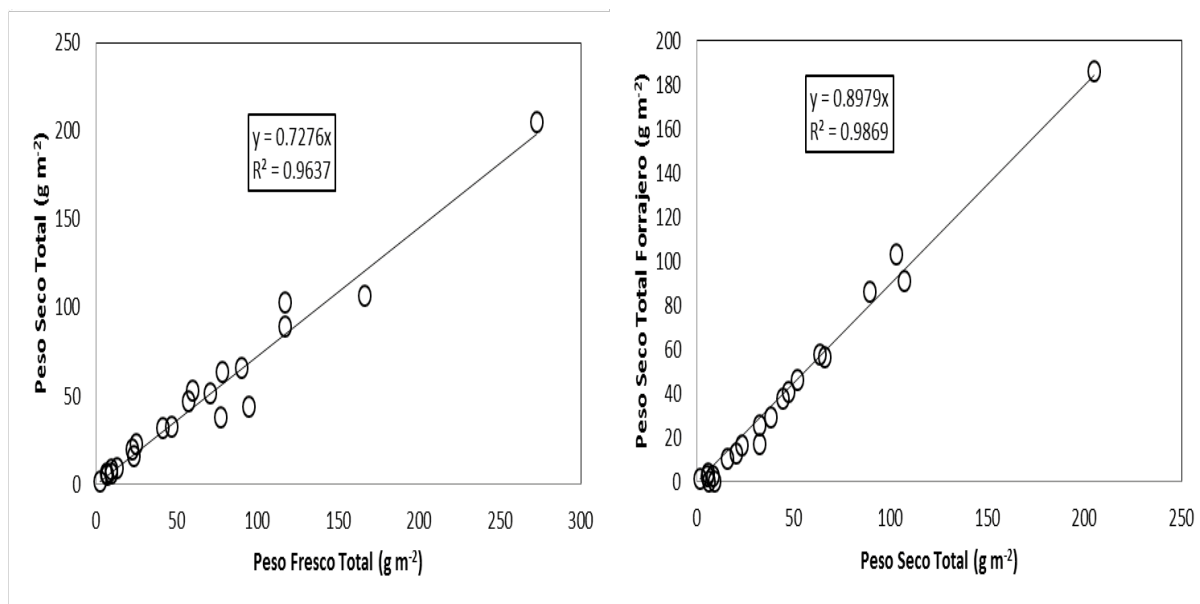


Figura 3. Relación entre las diferentes fracciones de la biomasa promedio de las SPM.

Con las mediciones de reflectancia de las bandas del R e IRC, estandarizadas a un ángulo cenital de iluminación de 30°, usando el modelo de Bolaños y Paz (2011), de los PMB en las estaciones de muestreo de los SPM, se estimaron en forma directa por regresión lineal los parámetros a_0 y b_0 de las líneas igual de vegetación en toda la SPM.

Para analizar la relación entre a_0 y $1/b_0$, relación (2), se revisaron las SPM que tenían información asociada a la etapa vegetativa del estrato herbáceo. La Figura 4 muestra esta situación para las únicas SPM con estos datos. Se observa en esta figura que la constante c es aproximadamente 0.8 y la d es -0.025, donde esta última aproxima bien el valor de $d = -0.024$ definido para el NDVI_{cp}.

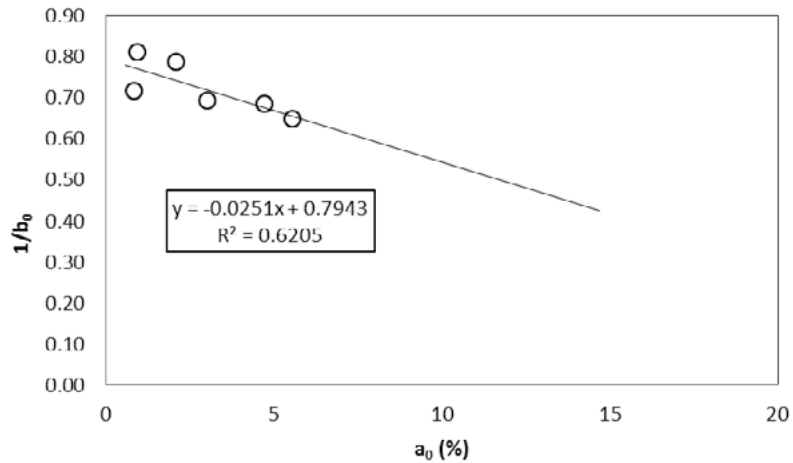


Figura 4. Relación entre a_0 y $1/b_0$ para SPM muestreados durante la etapa vegetativa del crecimiento del estrato herbáceo.

El PFT (peso fresco total) medido en los PMB de los SPM no representa necesariamente la biomasa verde, ya que muchas mediciones se realizaron sobre mezclas de vegetación verde y muerta (senescente); además de lo discutido en relación a la mezcla de otras especies no herbáceas en las mediciones de reflectancias (que se refleja en el NDVIcp). No obstante lo anterior, la Figura 5 muestra la relación entre el NDVIcp y la Bm aérea total fresca en los SPM con menores problemas de mezclas de especies y para vegetación de matorrales y pastizales (la predominante). Los resultados mostrados tienen incertidumbres bajas (18 % y 4 %, para matorrales y pastizales, respectivamente). Así, de la relación (5) para estimar la capacidad de carga animal, convirtiendo las estimaciones de biomasa a valores absolutos y no de densidades, tenemos una ecuación calibrada en términos del NDVIcp para este fin.

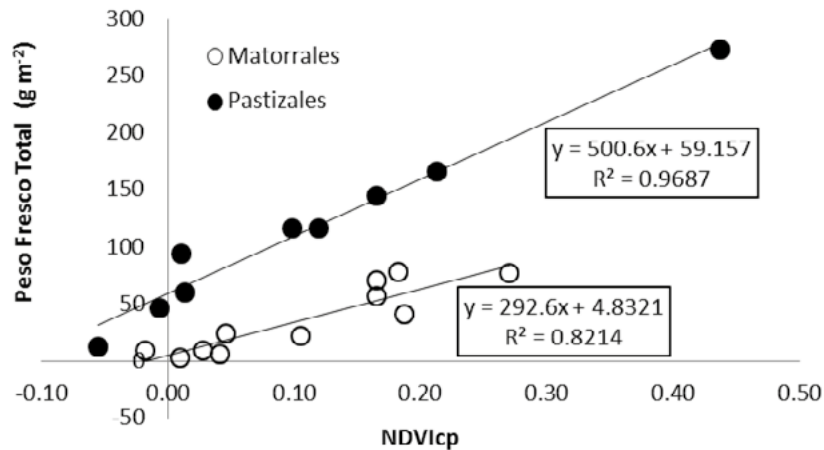


Figura 5. Relación entre el NDVIcp y la biomasa aérea fresca del estrato herbáceo para matorrales y pastizales en Coahuila, México.

Conclusiones

Los desarrollos mostrados en este trabajo, además de la campaña de validación realizada, plantean una aproximación razonable a la estimación de la capacidad de carga animal en el agostadero de Coahuila, México. Para generalizar estos ejercicios de validación/calibración terrestre, es necesario considerar su uso para calibración de productos satelitales.

Reconocimiento

El presente proyecto fue financiado por la Coordinación General de Ganadería de la SAGARPA bajo diferentes convenios anuales con el Colegio de Postgraduados

Referencias bibliográficas

- Bolaños M., y F. Paz. 2010. Modelación general de los efectos de la geometría de iluminación-visión en la reflectancia de pastizales. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias* 1: 349-36.1
- Casiano M., M. Bolaños, M. J. Peres, y F. Paz. 2011. Sistema de Monitoreo Terrestre Orientado a la Ganadería (SIMTOG): avances 2011. Estas mismas memorias.
- COTECOCA. 1967. Metodología para determinar tipos vegetativos, sitios y productividad de sitios. Publicación No. 8. México, D.F. 84 p.
- Holechek, J. L., R.D. Pieper, and C.H. Herbel. 1989. Range management, principles and practices. Prentice Hall. Englewood Cliffs, N.J. 501 p.
- Huete A. R. 1988. A Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI). *Remote Sensing of Environment* 25: 295-309.
- Paz F., E. Palacios, E. Mejía., M. Martínez, y L. Palacios. 2005. Análisis de los espacios espectrales de la reflectividad del follaje de los cultivos. *Agrociencia* 39: 293-301.
- Paz F., E. Palacios, M. Bolaños, L. Palacios, M. Martínez, E. Mejía, y A. Huete. 2007. Diseño de un índice espectral de la vegetación: NDVIcp. *Agrociencia* 41: 539-554.
- Ross, J. 1981. The radiation regime and architecture of plant stands. W. Junk. Norwell, MA. 391 p.
- Rouse J.W., R. Haas, J. Schell, D. Deering, and J. Harlan. 1974. Monitoring the vernal advancement of retrogradation of natural vegetation. MASA/GSFC. Type III. Final Report. Greenbelt, MD. 371 p.
- SAGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación). 2007. Acuerdo por el que se establecen las Reglas de Operación de los Programas de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Diario Oficial de la Federación. 31 de diciembre de 2007. 132 p.
- SAGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación). 2008. Lineamientos Específicos del Componente Producción Pecuaria Sustentable y Ordenamiento Ganadero y Avícola (PROGAN) del Programa de Uso Sustentable de Recursos Naturales para la Producción Primaria de las Reglas de



Operación de los Programas de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Diario Oficial de la Federación. 10 de marzo de 2008. 27p.

1.34

Desarrollo de una estrategia de mapeo del carbono en ecosistemas terrestres usando fusión de información cuantitativa y semi-cuantitativa en campo bajo el principio de conservación de la incertidumbre

Paz Fernando¹ y de Jong Ben²

¹GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carr. México-Texcoco, Estado de México. Autor para la correspondencia: ferpazpel@gmail.com

²El Colegio de la Frontera Sur, Campus Campeche, Calle 10 X 61 No. 264 Colonia Centro, C.P. 24000, Campeche, Campeche.

Resumen

La estimación del carbono en ecosistemas en forma espacialmente explícita, usando información de inventarios forestales, requiere del uso de todas las fuentes de información existentes, pero respetando la conservación de la incertidumbre, para no generar información adicional a la disponible. El marco teórico de la Geoestadística Bayesiana nos permite integrar datos blandos y duros en una forma consistente, de tal manera que podemos hacer estimaciones del carbono en una determinada área en forma completa (distribución de probabilidad), sin recurrir a hipótesis de linealidad. De esta manera, las estimaciones son, además de no paramétricas, solo producto de la información y conocimiento disponible, permitiendo tener estimaciones del carbono a escalas subnacionales y nacionales, con métricas de incertidumbre, para poder implementar esquemas como REDD+. Este tipo de aproximación de inventarios forestales de carbono ha sido usada en México para el Estado de Chiapas.

Palabras clave: Geoestadística indicadora Bayesiana, datos duros y blandos, REDD+, conocimiento.

Introducción

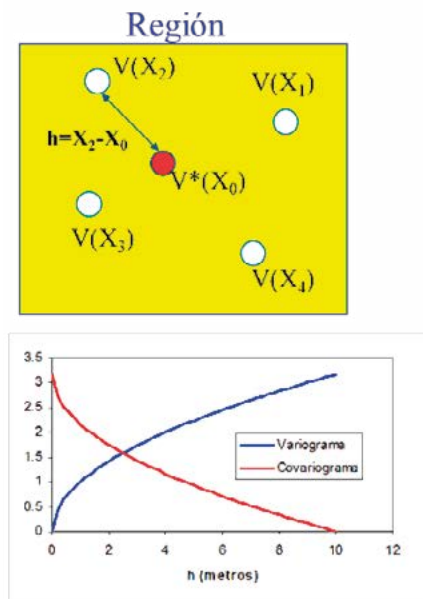
Los inventarios forestales convencionales (INFyS de la CONAFOR) y los orientados al carbono como el IFEC (PMC, 2011; Paz *et al.*, 2011) tienen como objetivo generar mapas de carbono en los diferentes usos del suelo.

El contar con un INFyS o IFEC, y el sistema completo de medición, no garantiza que las incertidumbres asociadas a nuestras estimaciones de carbono sean de error mínimo. Aunque en apariencia el sistema de medición tiene un cubrimiento espacial de México, la realidad es que estas mediciones tienen una representación espacial pobre de la escala de los ecosistemas en México. Para poder aprovechar al máximo la información terrestre y

satelital, datos duros y blandos, es necesario el desarrollo de un esquema de integración que aproveche óptimamente los diferentes tipos de información existentes.

Si conceptualizamos el proceso de extensión espacial, interpolación y extrapolación (misma escala), de los mediciones del sistema nacional de muestreo, podemos usar el marco teórico de la Geoestadística (Isaaks y Srivastava, 1989), que trata de realizar estimaciones (*) usando la información de muestras vecinas separadas una distancia espacial h (Figura 1). La aplicación de técnicas geoestadísticas sin conocimiento local conduce, por lo general, a sobre estimaciones, violando el principio de conservación de la incertidumbre planteado para el MRV (medición/monitoreo, reporte y verificación) de REDD+ (reducción de emisiones por deforestación y degradación forestal evitada; además de incremento de los almacenes de carbono, conservación y manejo forestal sustentable). Esto es producto de que esta teoría es fundamentalmente lineal y con dominio de atracción Gaussiano.

Una forma de quitar la restricción de linealidad y Gaussianidad, es el uso de la Geoestadística Indicadora, donde la variable original V es transformada en indicadores I (valores de 0 o 1), (Figura 2), que valoran la condición de condiciones locales, donde los valores grandes de carbono generalmente tienen un dominio espacial limitado y los valores pequeños del carbono un dominio mayor. Así, al considerar las variaciones locales, este marco teórico permite no suponer sobre la homogeneidad espacial del paisaje, lo cual es muy importante en México dada la fragmentación asociada a los mosaicos de deforestación y degradación forestal existente.



$$V^* = \sum \lambda_i V_i$$

Funciones de estructura:

$$\gamma(h) = E\{[V(X) - V(X+h)]^2\}$$

$$C(h) = E[V(x)V(x+h)] - E[V(X)]E[V(X+h)]$$

Estimación:

$$\text{Minimizar } E\{[V^*(x) - V(x)]^2\}$$

$$\text{Suujeto a : } \sum \lambda_i = 1$$

Figura 1. Marco teórico-conceptual de las estimaciones estadísticas para una variable V . Las estimaciones denotadas por V^* son promedios ponderados de muestras vecinas con pesos λ_i . Los pesos λ_i son estimados de funciones de estructura (variabilidad espacial), tal como variogramas o funciones de covarianza. Las estimaciones son realizadas minimizando una norma de estimación (varianza espacial). El operador $E[]$ significa promedio espacial.

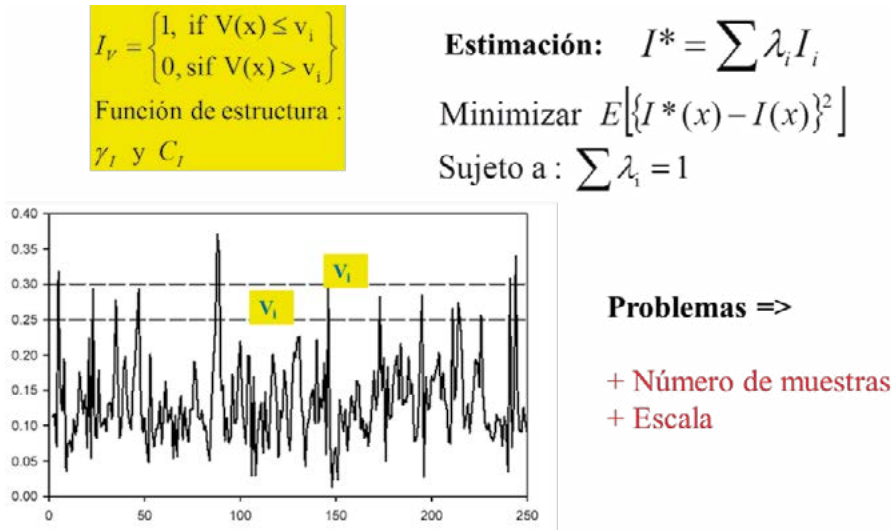


Figura 2. Geoestadística indicadora y sus estimaciones

La Geoestadística Indicadora aproxima a un problema lineal en forma multi-lineal. El problema de este enfoque multi-lineal (incorporación de la escala local), es que requiere un número grande de muestras de campo y no permite la consideración en términos explícitos de la escala de los muestreos.

En el Tier 3 de estimación de almacenes y flujos de carbono del IPCC (2003) para las estimaciones de carbono, la Geoestadística Indicadora permite realizar estimaciones espacialmente explícitas y la incertidumbre es éstas, se refleja en términos de distribuciones de probabilidad (Figura 3), permitiendo el uso de cualquier métrica para evaluar los errores asociados.

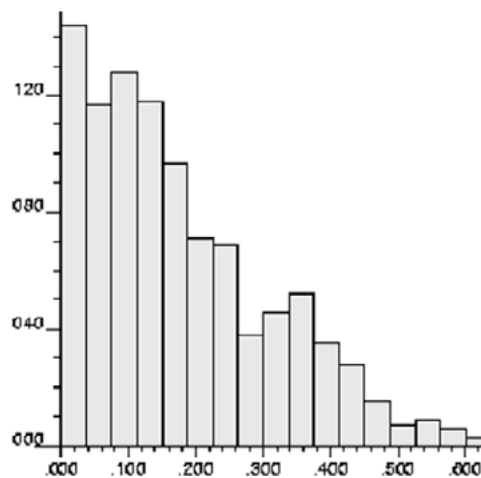


Figura 3. Estimaciones locales (píxeles) del carbono usando la Geoestadística Indicadora, donde el eje X representa estimaciones de carbono y el eje Y frecuencias (probabilidades) asociadas.

Con las distribuciones de probabilidad del carbono en cada píxel de la clase bosque en la malla de píxeles de menor dimensión, su integración a cualquier escala mayor puede ser hecha usando técnicas Monte Carlo u otras aproximaciones multi-escala.

Fusión de información

La ventaja del marco geoestadístico indicador es que nos permite integrar (teoría de la probabilidad) diferentes tipos de información en forma consistente y transparente. Una codificación de los diferentes tipos de datos puede ser planteada para su uso en la extensión Bayesiana de la geoestadística indicadora (Alabert, 1987): datos duros (mediciones clásicas bajo un protocolo y estándar establecido; *e.g.*, muestreos del INFyS o IFEC) y datos blandos (uso de métodos indirectos, incluyendo estimaciones cualitativas). Los datos blandos, gradaciones, incluye como límite superior los datos duros. Así, la tipología (versión usando teoría de la probabilidad) de los datos blandos puede ser establecida como (escala fija del soporte geométrico de muestreo):

- Datos tipo a: son estimaciones duras usando protocolos y estándares de mediciones directas de una variable en particular. En apariencia no tienen una incertidumbre asociada, aunque en realidad tienen errores asociados al muestreo, análisis de laboratorio, etc. Este es caso de las estimaciones de carbono en la biomasa viva, por ejemplo, de datos del INFyS y del uso de relaciones alométricas.
- Datos tipo b: son estimaciones de rangos de los valores de una variable (mayor o igual que, menor o igual que o mayor que y menor que) y se rige por la aritmética de intervalos. Se desconoce la información asociada a los valores en estos rangos.
- Datos tipo c: son distribuciones de probabilidad de los valores asociadas a una variable y reflejan la incertidumbre asociada a los valores de la variable. Este es el caso de asociar una distribución de probabilidad del carbono a una clase de uso del suelo y sus categorías (*e.g.*, bosque cerrado, con dominancia del estrato arbustivo y en condición conservada)

El uso del marco teórico de la teoría de la probabilidad puede relajarse en sus axiomas para introducir otras fuentes de incertidumbre-conocimiento en el caso de los datos tipo b: teoría de conjuntos borrosos, teoría de la posibilidad, teoría de la evidencia matemática, teoría de conjuntos rugosos, etc., permitiendo el uso más integral del conocimiento (subjetivo).

La ventaja de la tipología de fuentes de información introducida es que puede ser codificada en el formato de la teoría Geoestadística Indicadora y realizar estimaciones espaciales con datos blandos. Para poder fusionar la información blanda, en relación a la información dura, es necesario estimar las probabilidades p_1 y p_2 asociadas (errores de omisión y comisión), (Figura 4).

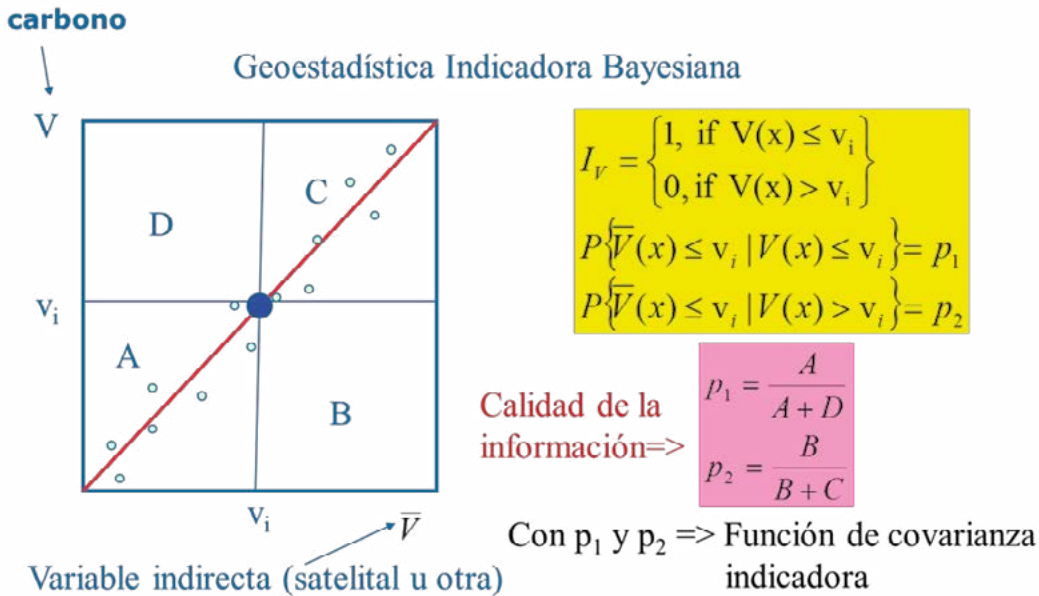


Figura 4. Estimación de las incertidumbres asociadas a mediciones indirectas.

Las variables indirectas pueden ser variables espectrales de sensores remotos o variables integradas de múltiples factores (altura, temperatura, precipitación, etc.), las cuales son evaluadas en sitios pareados (mediciones indirectas y directas), para generar gráficos con el de la Figura 4. Con la estimación de p_1 y p_2 se pueden evaluar en forma completa la incertidumbre asociada a la fusión de diferentes fuentes de información, permitiendo el establecimiento de criterios de transparencia y consistencia en las estimaciones del carbono.

El esquema de la Geoestadística Indicadora Bayesiana, usando como referencia la teoría de la probabilidad, nos permite la fusión de información, respetando las incertidumbres asociadas a los diferentes datos usados. Para esto, las funciones indicadoras de covarianza (C), necesaria para ser estimaciones espaciales, pueden ponderar esta información y reflejarla en las estimaciones de las distribuciones de probabilidad del carbono a escala local:

$$C_I(h, v_i) = \frac{C_{II}(h, v_i)}{p_1(v_i) - p_2(v_2)}$$

$$C_I^*(h, v_i) = w[C_I^*(h, v_i)]_{N_h} + (1-w) \left[\frac{C_{II}^*(h, v_i)}{p_1^*(v_i) - p_2^*(v_i)} \right]_{N_h, N_s}$$

$$I^* = \sum \lambda_i I_i + \sum \beta_j \bar{I}_j$$

con estimaciones indicadoras de covarianzas y valores indicadores mezclando información dura (h) y blanda (s), donde N es el número de datos y w es el factor de ponderación de cada tipo de información.

Comentarios finales

El marco teórico introducido, bajo el principio de conservación de la incertidumbre, permite la fusión de datos de diferentes fuentes, sin hacer hipótesis relacionadas a mezclas de datos. La ventaja de éste es que es lo suficientemente general para incorporar conocimiento e información en un mismo marco de evaluación de incertidumbres.

En el caso del IFEC (PMC, 2011; Paz *et al.*, 2011), para la estimación de densidades de carbono en las parcelas de muestreo, se utilizaron dos enfoques complementarios: parcelas cuantitativas (directas) y semicuantitativas (indirectas). Las primeras se refieren a inventarios forestales normales (simplificados) y las segundas a mediciones rápidas semicuantitativas (algunas mediciones son cuantitativas, pero con un error mayor a las mediciones directas). Las mediciones cuantitativas están enfocadas a toma de datos de árboles y arbustos individuales, además de la caracterización de los demás almacenes de carbono (necromasa, mantillo y suelo). Las semicuantitativas aproximan las estimaciones de carbono por medio de mediciones rápidas de tipo cualitativo o cuantitativo (con errores de estimación), para tener estimaciones de densidades de carbono tipo mayor que, menor que, entre X y Y ; además de datos directos (técnica de Bitterlich de estimación de densidad de área basal o clase diamétricas). Para poder estimar la incertidumbre (errores), todas las estimaciones cuantitativas tienen estimaciones semicuantitativas (datos pareados), de tal manera que puede evaluarse la situación de uso de diferentes “sensores humanos”. El número de mediciones semicuantitativas por cuantitativa mantiene una relación entre 5-15 a 1.

Referencias bibliográficas

- Alabert, F. 1987. Stochastic Imaging of Spatial Distributions Using Hard and Soft Information. M.S. Thesis. Stanford University. Stanford, California, USA.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climatic Change). 2003. Intergovernmental Panel on Climate Change. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry, *In*: Penman, J., M. Gytarsky, T. Hiraishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe and F. Wagner (Eds). Published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC.
- Isaaks E., and R. Srivastava. 1989. Applied geostatistics. Oxford University Press. New York, USA. 561 p.
- Paz F., C. O. Cruz, J. Argumedo, B. de Jong. 2011. Piloto REDD+ en Chiapas usando estrategias integrales y de bajo costo de inventarios de carbono en ecosistemas terrestres. Estas mismas memorias.
- PMC. 2011. Manual de criterios para la selección de las parcelas de muestreo cuantitativas y semicuantitativas. Programa Mexicano del Carbono. México, D.F. 60 p.

1.35

Inventarios dinámicos del carbono en ecosistemas terrestres cambiando espacio por tiempo: cronosecuencias

Paz Fernando¹ y de Jong Ben²

¹GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carr. México-Texcoco, Estado de México. Autor para la correspondencia: ferpazpel@gmail.com

²El Colegio de la Frontera Sur, Campus Campeche, Calle 10 X 61 No. 264 Colonia Centro, C.P. 24000, Campeche, Campeche.

Resumen

El esquema de inventarios forestales estáticos con remuestreos cada 3-5 años requiere de tiempos largos para generar información orientada a modelar la dinámica del carbono producto de cambios de uso del suelo o degradación o regeneración de los almacenes de carbono en la misma clase de suelo. El uso de cronosecuencias, cambio de espacio de tiempo, en inventarios forestales orientados a caracterizar las densidades de carbono en los diferentes almacenes (biomasa viva aérea y subterránea, mantillo, necromasa y suelo), en el contexto de paisajes y sus elementos (matriz, parches, corredores y bordes), permite tener una primera aproximación a la dinámica del carbono, de tal manera que pueda usarse en esquemas de evaluación de políticas públicas o tipo REDD+. El esquema desarrollado de inventarios usando cronosecuencias es presentado en las perspectivas de cambios abruptos o graduales (degradación y regeneración), de tal manera que es posible tener una perspectiva de las ventajas de la aproximación.

Palabras clave: paisajes, matriz y parches, usos del suelo, REDD, cronosecuencias

Introducción

La estimación de carbono y otras variables, a la escala estatal (subnacional y local), impone retos importantes; particularmente en paisajes fuertemente fragmentados. Para poder obtener el máximo de información relacionada con la dinámica del carbono en un área de paisajes diversos, es necesario desarrollar esquemas de muestreo que aprovechen al máximo el conocimiento y que permitan obtener información dinámica (cronosecuencias) (de Jong *et al.*, 2010) en un esquema de muestreo estático. A diferencia del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) de la CONAFOR, desarrollado e implementado en un arreglo espacial sistemático, el Inventario Forestal Estatal Cuantitativo (IFEC) (PMC, 2011) está desarrollado en función de un esquema de muestreo no sistemático basado en observaciones en imágenes satelitales de alta o media resolución. Esto permite optimizar la caracterización de los paisajes y los cambios, abruptos o graduales, dentro de los mismos.

Los objetivos del IFEC pueden ser resumidos en lo siguiente:

- Caracterizar, en términos de almacenes de carbono, zonas homogéneas a escala de paisaje.
- Caracterizar, en términos de almacenes de carbono, las heterogeneidades internas, producto de cambios de usos del suelo, abruptos y graduales, de las zonas homogéneas.
- Contar con datos para modelar, en primera aproximación, la dinámica de cambio del carbono en zonas homogéneas de paisajes.
- Calibrar productos satelitales con datos terrestres, para evaluación de su confiabilidad.

Como estrategia general, el diseño e implementación del IFEC parte del concepto de paisaje, entendiendo a este como una zona homogénea (“matriz”) donde los almacenes o reservorios de carbono son más o menos similares, para una escala dada. El concepto de paisaje, y su ecología, puede tener diferentes definiciones dependiente de su uso. En nuestro caso, la definición de paisaje está orientada a los almacenes de carbono (biomasa aérea, suelo, mantillo y materia orgánica muerta), acotando su uso a la percepción de cambios de esta variable para caracterizar paisajes diferentes.

En la visión de sistemas de clasificación *sensu* INEGI, el paisaje es relativamente equivalente a una clase de uso del suelo o de vegetación, por lo que conlleva atributos específicos (cobertura, altura, fenología, disturbio, etc.). La diferencia entre el uso de las clases de vegetación del INEGI con las usadas en el IFEC radica en su orientación hacia almacenes de carbono, aunque se basa en las clases genéricas definidas por este: bosques/selvas, matorrales, pastizales-herbazales, agricultura y vegetación hidrófila. Esto permite obtener información para usos o funciones múltiples y hacer compatibles los esquemas de paisaje y uso del suelo.

Para diferenciar un paisaje, dependiendo de la escala de observación, el elemento básico es la matriz, la cual representa un rasgo homogéneo (clase de uso del suelo específico) del paisaje en términos de almacenes de carbono. Los elementos constitutivos del paisaje son:

- Matriz: se refiere al uso del suelo predominante en una zona o región dada, que puede ser el uso del suelo original (selva o matorral, por ejemplo) o perturbado (área agrícola, pastizal cultivado, etc.).
- Parche: se refiere a áreas que difieren en los almacenes de carbono en relación a la matriz y pueden representar otros usos del suelo o transicionales.
- Corredor: Se refiere a elementos de tiras angostas de uso del suelo, generalmente de patrones lineales (áreas riparias, cercos de plantas vivas, etc.). Son importantes en términos de conectividad de la biodiversidad.
- Bordes: son áreas exteriores a los parches o la matriz (entre dos usos del suelo) que son diferentes al interior de los parches.

Diseño y estrategias de muestreo en paisajes del IFEC y cronosecuencias

El diseño e implementación de los sitios de muestreos en el IFEC conlleva dos etapas: la definición y caracterización de paisajes (matrices homogéneas) y la definición y

caracterización de parches, corredores y bordes en cada paisaje. Esta segunda etapa está orientada a la dinámica del carbono (cronosecuencias) producto de cambios abruptos y graduales, para aproximar tasas de cambio positivas (regeneración) o negativas (degradación).

La primera etapa consiste en delimitar espacialmente usos del suelo en función de diferentes rasgos o atributos observados en una imagen satelital de alta o media resolución, con una fecha cercana a la campaña de muestreo en campo del IFEC. En la Figura 1a se muestra en forma esquemática la delimitación de usos del suelo (tipos de vegetación) en un área de trabajo, para una escala definida. Estas clases de uso del suelo representan matrices homogéneas en términos de posibles almacenes de carbono similares y definen una primera pauta en la caracterización general de estos paisajes.

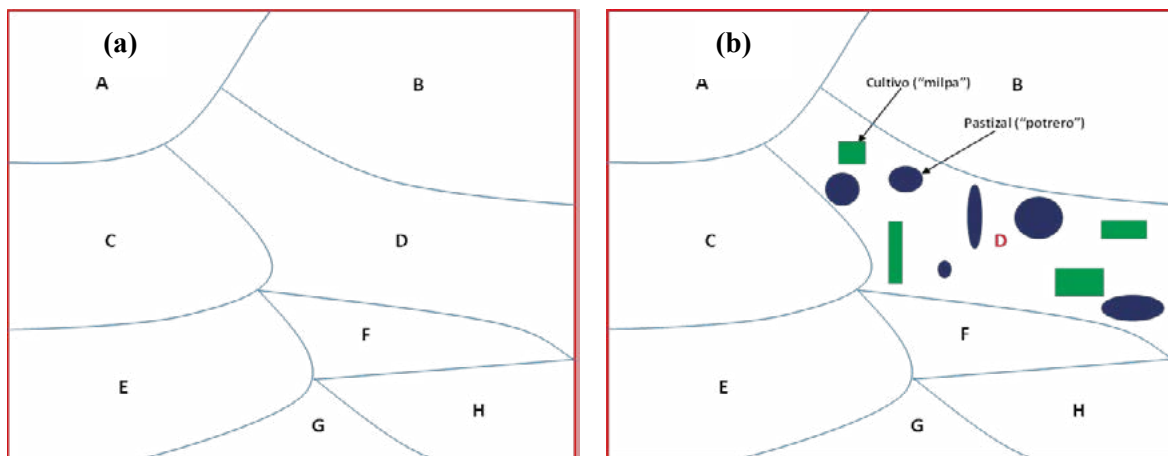


Figura 1. (a) Delimitación de paisajes (usos del suelo) en la región de trabajo del IFEC, bajo el concepto de homogeneidad de las matrices correspondientes y (b) Delimitación de parches con diferentes usos del suelo en el paisaje D (selva alta perennifolia)

Definidos los paisajes o usos del suelo en la región de estudio, el siguiente paso es caracterizar los parches internos asociados a usos diferentes del suelo, así como los corredores (vegetación hidrófila) y los bordes (ecotonos). La Figura 1b muestra en forma esquemática los parches de usos del suelo abrupto (bosque/selva a pastizal o agricultura) para un paisaje de la Figura 1a. Desde el punto de vista de paisajes (matrices), la caracterización de los parches nos permite poder tener información terrestre para calibrar/productos satelitales con un grano y UMM (unidad mínima de mapeo) más fina al polígono general que define el paisaje. En relación a la dinámica del carbono, podemos muestrear el almacén del suelo y de biomasa viva aérea (árboles dispersos en pastizales, por ejemplo), para aproximar los cambios en el tiempo (es crítico contar con información relacionada a la fecha en que se produjo el cambio de uso del suelo).

La Figura 2a muestra un gráfico temporal del carbono orgánico en el suelo (COS) para el caso de milpas de maíz en el paisaje analizado, producto de su muestreo. Asimismo, la Figura 2b muestra el caso de la biomasa aérea (materia seca) asociada a árboles dispersos

en pastizales (misma densidad de arbolado). El gráfico de cambios temporales en el COS de los pastizales sigue un esquema relativamente similar al mostrado para las milpas. En algunos casos no es posible asociar el cambio de uso del suelo abrupto (y su tiempo de cambio) en forma de dinámica. En la Figura 2c se muestra el caso de la biomasa seca aérea asociada a diferentes densidades de arbolado en pastizales con árboles dispersos.

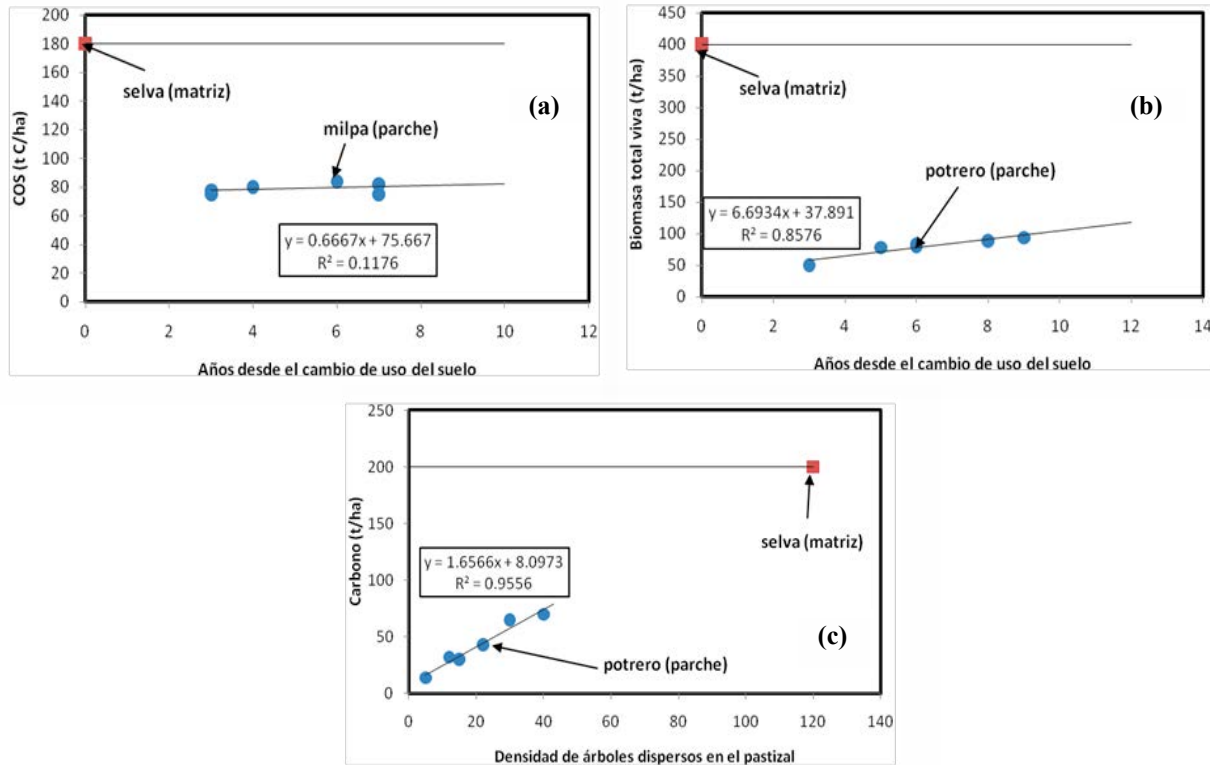


Figura 2. (a) Aproximación a la dinámica de cambio de selva a milpa en el paisaje D; (b) Aproximación a la dinámica de cambio de un pastizal con misma densidad de arbolado en los pastizales en el paisaje D; y (c) Aproximación a la dinámica de cambio de la densidad de arbolado en los pastizales en relación al carbono de la biomasa viva total en el paisaje D.

En relación a eventos extremos (incendios y huracanes) o de menor magnitud (incendios de bajo impacto, vientos fuertes o plagas y enfermedades), esta situación puede ser modelada en forma similar a los casos discutidos para cambios abruptos de uso del suelo mostrados en las figuras 2a y 2b. Este tipo cambios (abruptos o graduales) es de suma importancia para su caracterización con fines del modelado de la dinámica del carbono asociada a estas perturbaciones, por lo que es uno de los requerimientos críticos para el establecimiento de parcelas de muestreo en parches.

En el caso de cambios graduales de uso del suelo (degradación y regeneración), la Figura 3 muestra en forma esquemática parches para esta situación en el paisaje C (selva mediana perennifolia) de la Figura 1a.

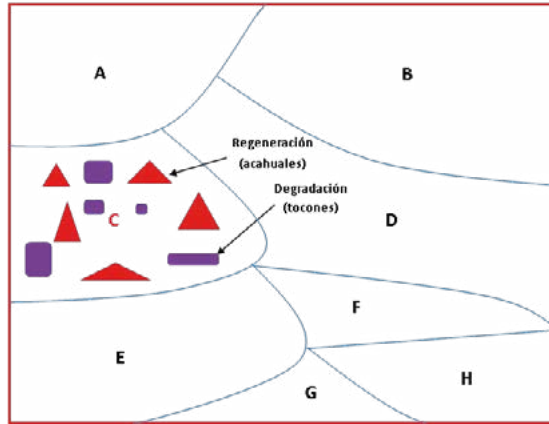


Figura 3. Delimitación de parches con cambios graduales en los usos del suelo en el paisaje C (selva mediana perennifolia)

La Figura 4a muestra en forma esquemática un ejemplo de la dinámica de regeneración asociada a los achahuales (regeneración de selvas en el Sur del país) con diferentes edades para el caso del COS. En el caso de la degradación, la asociación de tiempo con el estado de perturbación no tiene mucho sentido, a menos que se usen hipótesis fuertes de los patrones de comportamiento de los propietarios/ apropiantes/ usuarios de las selvas. En tal caso, la Figura 4b muestra un gráfico esquemático de la relación de la densidad de tocones con la densidad del carbono total, que puede usarse con fines de modelación de la dinámica de cambio del carbono bajo este tipo de eventos de perturbación. Algo similar a la Figura 4b puede realizarse para el caso de la perturbación de extracción de leña o actividad similar.

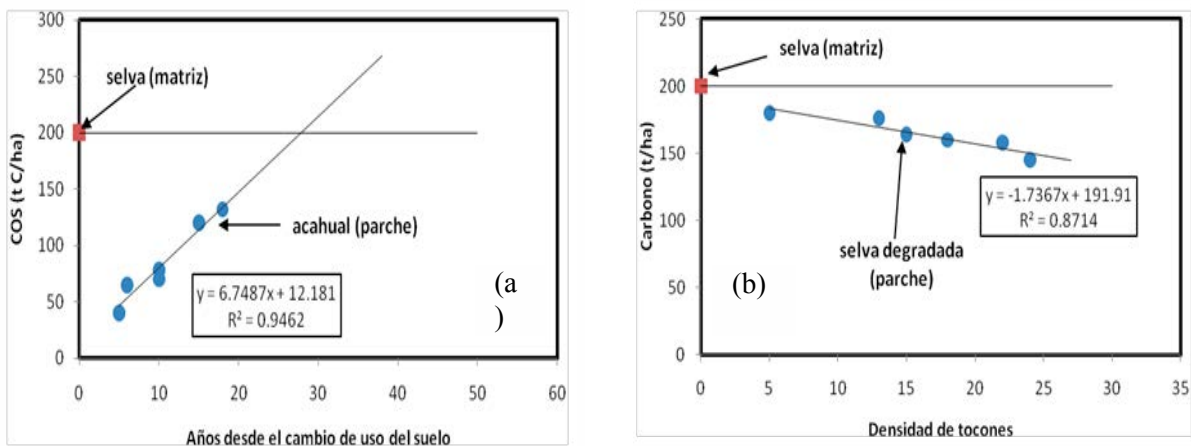


Figura 4. (a) Aproximación a la dinámica de cambio de los achahuales en el paisaje C. (b) Aproximación a la dinámica de cambio de la densidad de tocones en selvas degradadas en relación al carbono de la biomasa viva total en el paisaje C.

En el caso de bordes (ecotonos), este tipo de transición puede ser caracterizada de acuerdo al esquema de la Figura 5a para el paisaje E (selva mediana perennifolia degradada o secundaria) de la Figura 1a. La Figura 5b muestra un ejemplo de un esquema de modelación del carbono de la biomasa viva total en una transición selva sin degradación-ecotono-pastizal con árboles dispersos.

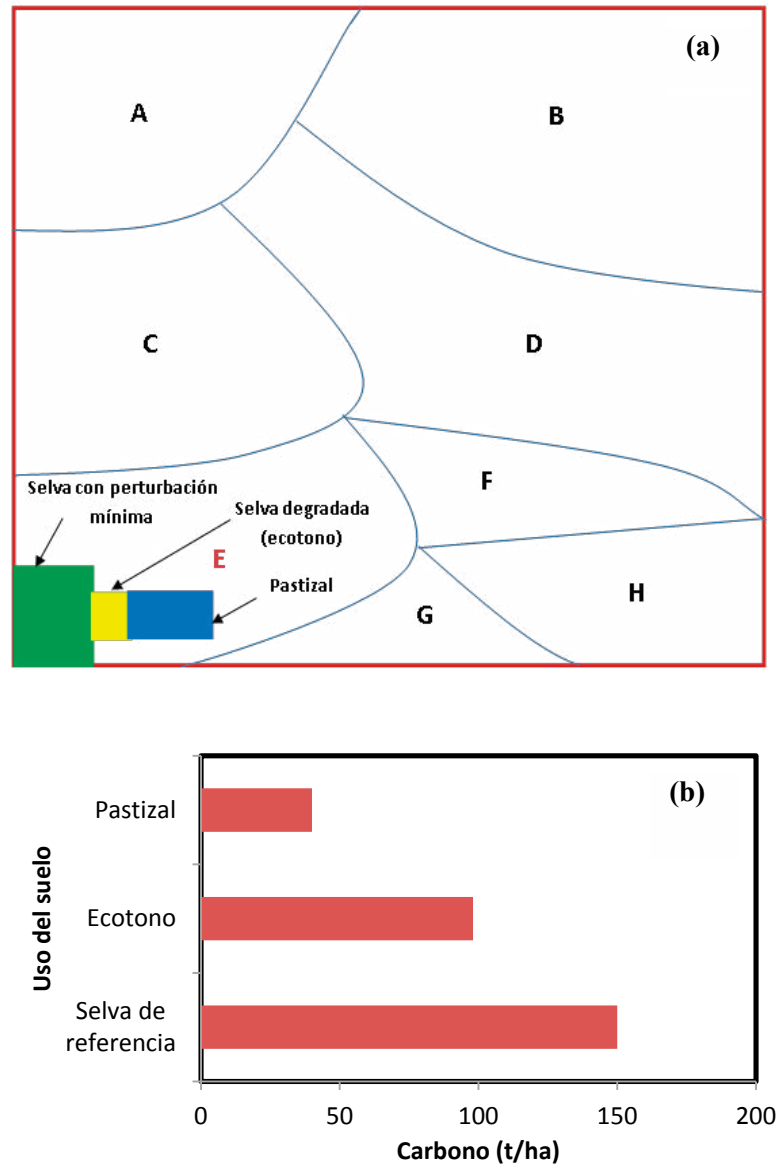


Figura 5. (a) Delimitación de parches con cambios transicionales en los usos del suelo en el paisaje E (selva mediana perennifolia degradada) y (b) aproximación a la dinámica de cambio transicional entre una selva de referencia (degradada) a un uso de suelo de pastizal con árboles dispersos en relación al carbono de la biomasa viva total en el paisaje E

Comentarios finales

La utilización de cronosecuencias, cambiando espacio por tiempo, en inventarios forestales de un solo paso nos permite una primera aproximación a la dinámica del carbono asociada a cambios abruptos o graduales. Con este tipo de estrategias es posible obtener información razonable para evaluar el impacto de políticas públicas o esquemas como REDD+ en términos de sus impactos proyectados (tasas de cambio y almacenes estables) de la reducción de emisiones de gases efecto invernadero o captura de carbono. Esta estrategia ha sido implementada en un piloto en el estado de Chiapas (Paz *et al.*, 2011).

Referencias bibliográficas

- de Jong B. H. J., V. Cruz, M. Olgún, y V. Maldonado. 2010. Formulación de un proyecto piloto REDD, usando el sistema de Plan Vivo en la Reserva de la Biósfera Selva el Ocote, en el estado de Chiapas. El Colegio de la Frontera Sur. Documento interno.
- Paz F, C. O. Cruz, J. Argumedo, y B. de Jong. 2011. Piloto REDD+ en Chiapas usando estrategias integrales y de bajo costo de inventarios de carbono en ecosistemas terrestres. Estas mismas memorias.
- PMC. 2011. Manual de criterios para la selección de las Parcelas de muestreo cuantitativas y semicuantitativas. Programa Mexicano del Carbono. México, D.F. 60 p.

1.36

Elementos temáticos para la caracterización del carbono a escala local en Chiapas, Jalisco y la región del Cutzamala

Paz Fernando¹, Cruz Carlos², Argumedo Jesús², Romero Víctor², Chapa Daniel³

¹ Colegio de Postgraduados, Laboratorio de Sensores Remotos, IRENAT Km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, México. Autor de correspondencia: ferpazpel@gmail.com

² Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Héroe de Nacozari 2301 Sur, Fracc Jardines del Parque, Aguascalientes, CP 21070, México.

³ Secretaría del Medio Ambiente del Estado de Aguascalientes. Av. Convención Pte. No. 1626, Fracc. La Concordia, C.P. 20010, Aguascalientes, Aguascalientes.

Resumen

La información nacional disponible de mapas temáticos de uso del suelo del INEGI (escala 1:250,000) presenta limitaciones naturales para el análisis del impacto de esquemas de reducciones de emisiones de gases efecto invernadero (*e.g.*, REDD+). Para contar con elementos de planeación a escala local, se desarrollaron sistemas de clasificación del uso del suelo orientados al carbono, que permitieran una primera aproximación a la generación de mapas temáticos a escala aproximadamente de 1:10,000. Las clases utilizadas están enfocadas a los almacenes de carbono, de tal manera que permiten generar elementos de planeación asociados al estado actual de los ecosistemas terrestres en diversas regiones del país. Para esto se usaron imágenes satelitales de alta resolución (Spot 5, pancromáticas de 2.5m y fusionadas con bandas multi-espectrales de 10m), para contar con mapas temáticos orientados al carbono en Chiapas, Jalisco y la región del Cutzamala. Los resultados de este ejercicio son presentados y discutidos.

Palabras clave: mapa, REDD, clasificación vegetación, spot.

Introducción

La cobertura terrestre en México es un impresionante mosaico de cambios en el tiempo y el espacio resultantes tanto de factores naturales (incendios, huracanes, mareas, escurrimientos superficiales) como antropogénicos (deforestación o sobrepastoreo, por ejemplo). Registrar estos cambios es necesario para tomar decisiones que aumenten la capacidad natural del suelo, la regeneración de los bosques y en general disminuir la degradación de la cobertura terrestre. La meta de este trabajo es obtener un sistema de información sobre la cobertura del suelo para los estados de Jalisco, Chiapas y la región del Cutzamala, priorizando las zonas de bosque conforme a la definición actual de REDD+ (reducción de emisiones de gases efecto invernadero por deforestación y degradación forestal evitada; además de la conservación, incremento de almacenes de carbono y manejo

forestal sustentable), la cual indica que un bosque es cualquier tipo de vegetación arbórea o arbustiva, mayor de 2 metros de altura, apenas cerrado (más de 10% de cobertura). Asimismo entenderemos como degradación las pérdidas sostenidas de carbono en cualquier tipo de biomasa (aérea, superficial o subterránea) asociadas a un cambio histórico del bosque (cerrado a abierto, arbóreo a arbustivo, conservado a degradado). En términos de calidad requerida, el monitoreo de los cambios debe orientarse al máximo detalle, evitando concepciones cartográficas que den privilegio a la excesiva generalización de la realidad. La exigencia de REDD+ en este sentido es contar con un área mínima cartografiada de 1 hectárea asociada con datos cuantitativos, permanentes y de sentido multiescalar. Si la dinámica de carbono logra ser explicada en términos matemáticos (probabilísticos) la incertidumbre será conocida y de ésta manera cualquier decisión humana puede ser cuestionada y evaluada con objetividad.

Materiales y métodos

Para la generación de mapas temáticos se utilizaron (Paz *et al.*, 2010):

- Imágenes Spot 5 fusionadas, de origen multiespectral (10m/px) y pancromático (2.5m/px).
- Archivo de avance Spot y de división política estatal para la República Mexicana.
- Archivo de puntos de control de cobertura vegetal del INFyS de CONAFOR e INEGI.
- Software específico: ERDAS 9.2, ArcGis 10, ArcInfo 3.5.

Para el proceso se distinguen cuatro etapas: generación de vectores, edición de polígonos, generación y validación de etiquetas por fotointerpretación y control de calidad.

Generación de vectores

Antes de cualquier corrección, tratamiento o digitalización, cada imagen es minuciosamente fotoidentificada y fotointerpretada por los especialistas en suelos, vegetación e hidrología. Evalúan la nitidez de la toma, dominancia de color, grado de separación entre bandas, contrastes de tonos y texturas, relación entre complejidad pixelar y complejidad fisonómica, ésta última es apoyada ampliamente por el Inventario Fotográfico de la Comisión Nacional Forestal para el periodo 2007-2010. Se fusionan las imágenes multiespectrales y pancromáticas para aumentar la precisión espacial y espectral de los conjuntos Spot. Se detectan las zonas donde por ruido (bruma, nubes, etc.) o por baja calidad de ortorectificación tienen que ser editada a “mano alzada”. La corrección del histograma es posterior al proceso de fusión. Las áreas de nubes se consideran como sitios sin información; excepto si existe otro insumo con fecha similar que brinde la información suficiente para una edición a mano alzada. Se considera la fecha de toma para corregir diferencias significativas entre los límites de dos “frames” como consecuencia de periodo estacionales con respuesta espectral diferente o simplemente porque dos “frames” no son posibles de eualizar por igual. En estas regiones la digitalización a mano alzada también es

más adecuada (Figura 1). Para evaluar la separabilidad se emplea la técnica de divergencia transformada, después de haberse comprobado varias técnicas de evaluación. Hasta entonces es posible generar una primera rasterización precursora de la primer vectorización de polígonos y donde el contraste o separabilidad ocurre únicamente en función a las propiedades de respuesta espectral y no necesariamente al contraste real de la fisonomía vegetal. También hasta este momento no hemos resuelto la parte conceptual sobre separación de los diferentes estadios de bosque.

Edición de polígonos

Mediante una escala de observación 1:10,000 es posible detectar los detalles en donde la separabilidad automática no es lo suficientemente consistente, así como las regiones donde no es posible efectuar una separación de polígonos por razones de complejidad en el ecotono o porque el tamaño del polígono es demasiado pequeño para generarse automáticamente (Figura 2). Un proceso posterior consiste en generar el contorno de los polígonos en edición. Si bien es cierto que el píxel de cada imagen es originalmente un cuadrado, la forma cartográfica se vuelve más legible a medida que esta forma se suaviza; sin embargo, esto conlleva a una pérdida (mínima, pero continua) de información. Por esta razón se tomó la opción de generar dos cubiertas: la más fiel, en forma de escalera que refleje el límite más cercano al contraste entre polígonos y que disminuya la incertidumbre asociada a un proceso de interpolación manual y la más legible, la suavizada que apoye la percepción de los cambios de una manera más rápida que la anterior (Figura 3). Hasta este momento la tabla de atributos solo guarda un número consecutivo para identificación, pero aun no contienen las etiquetas que describen la cobertura de suelo. Es importante definir que hasta esta etapa el tamaño mínimo de representación cartográfica es de 1 ha. Cualquier proceso geométrico posterior fue orientado a mantener este nivel de detalle.

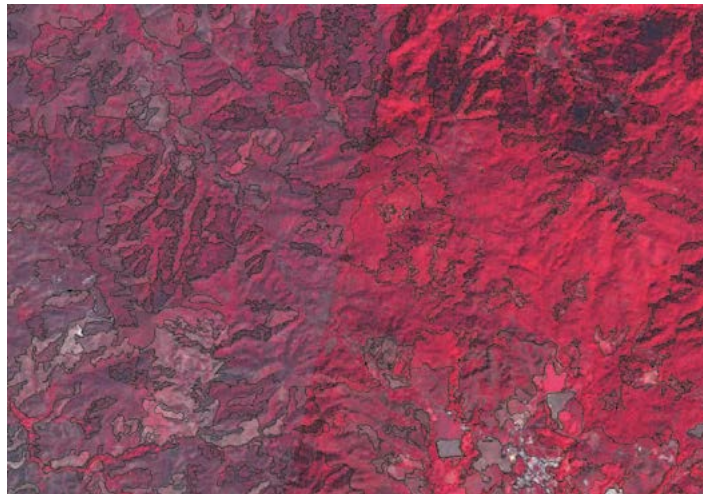


Figura 1. Vectorización semiautomática (de origen digital, pero con fuerte componente de fotointerpretación) en el límite de dos escenas Spot con respuesta espectral diferente (escenas 577311 y 578311, correspondiente al estado de Jalisco, escala de visualización 1:20,000).

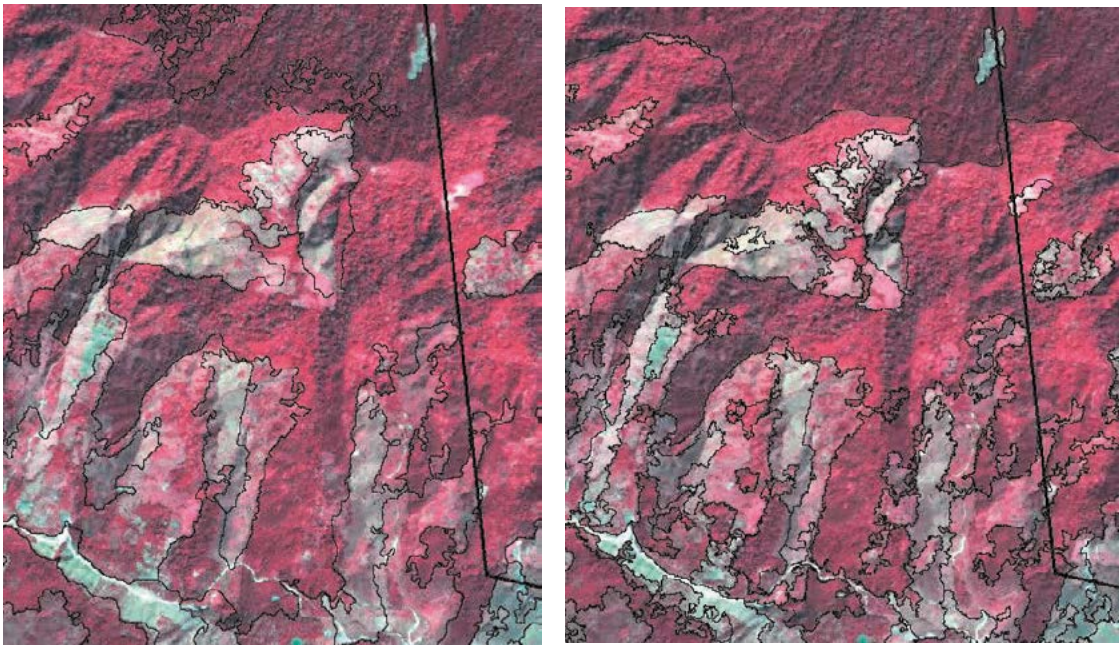


Figura 2. Cubierta original de polígonos (izquierda) y cubierta resultante (derecha) después del proceso de edición manual. La imagen corresponde a la región de Cintalapa, Chiapas. La edición es efectuada bajo un formato tipo ArcCoverage, con precisión doble y reiterados procesos de reconstrucción topológica hasta obtener cerca de 25,000 polígonos por escena.

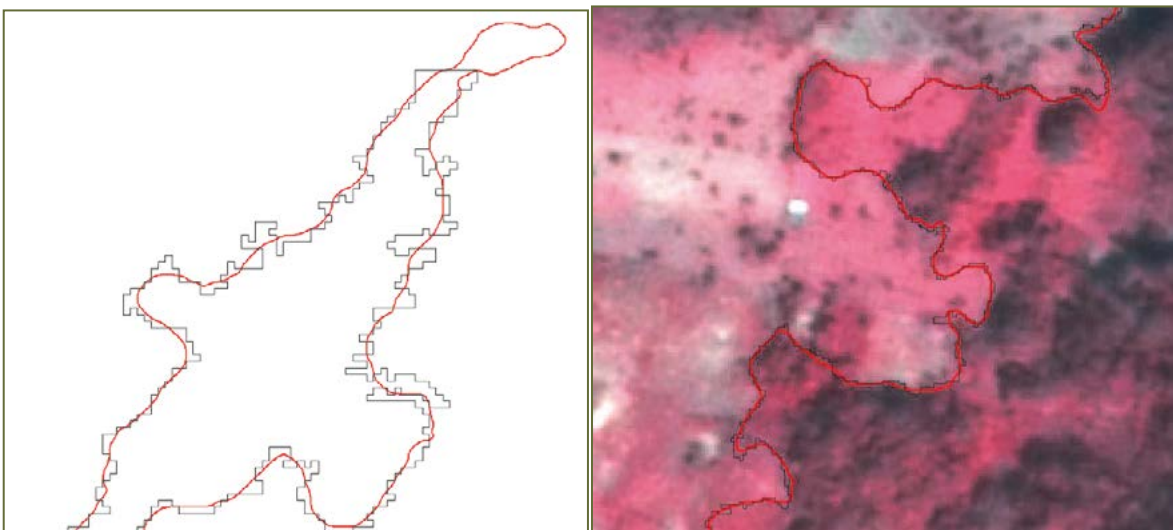


Figura 3. La línea quebrada en color negro en ambos ejemplos indica el detalle de la primer cobertura generada antes de la segunda etapa de edición. La línea de color rojo muestra el terminado que pueden tener al final del proceso de edición a través de procesos mixtos de suavizado automático y suavizado manual vía comparación directa contra imagen de satélite.

Generación y validación de etiquetas

Es la etapa con mayor tiempo de análisis. Consiste en emplear la información dura y puntual del sistema de información en proceso. La mayoría de estos datos provienen de dos fuentes: el Inventario Nacional Forestal y de Suelos de CONAFOR 2004-2010 y el Inventario Nacional de Suelos Erosionados de INEGI 2007-2010. Las etiquetas finales están construidas sobre la base temática del Cuadro 1. Se genera un catálogo de criterios de fotointerpretación para reducir la variabilidad entre los resultados de los fotointérpretes. Una forma adicional para validar las etiquetas del bosque degradado es atender la distribución de la población. Para ello se representa gráficamente el valor de la población en las localidades de tal modo que se detecten las áreas con mayor presión antropogénica (Figura 4). Finalmente, el procedimiento para etiquetar la tabla de atributos definitiva consiste en revisar de oeste a este y de norte a sur, a una escala de visualización 1:20,000, los diferentes patrones gráficos, relacionarlos con la experiencia propia de campo y contra las evidencias del Inventario Nacional Forestal y de Suelos de CONAFOR.

Cuadro 1. Clases de cobertura terrestre según dominancia del estrato, grado y tipo de cobertura.

Clase	Estrato	Cobertura
Bosque	Arbóreo	
	Arbóreo-arbustivo	Cerrado
	Arbustivo-arbóreo	Abierto
	Arbustivo	
Agropastoril	Herbáceo	Abierto
		Muy abierto
Suelo	Ninguno	Sin cobertura

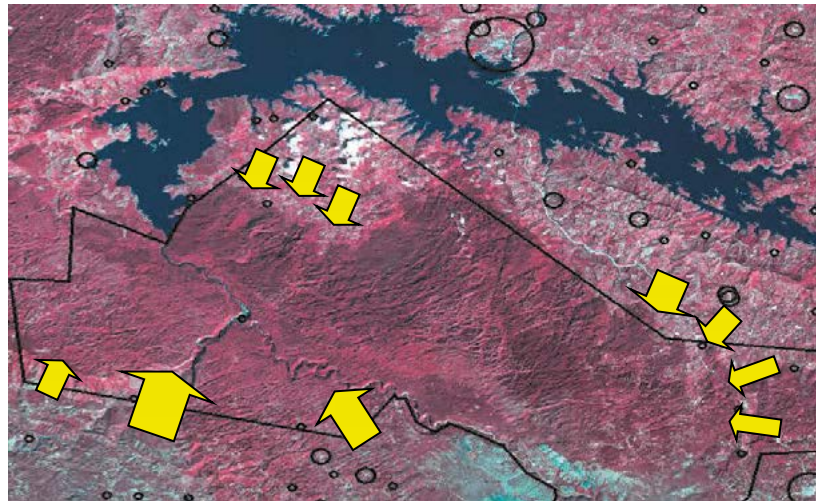


Figura 4. Sentido de la presión humana sobre el estado de conservación de los bosques en la Reserva del Ocote. Las flechas amarillas representan la intensidad y dirección de la perturbación.

Resultados

Se muestran los mapas de Jalisco y Chiapas a escala estatal y a escala de origen 1:10,000 (Figura 5 y 6). La región del Cutzamala se representa cartográficamente a escala 1:50,000 (Figura 7). Las estadísticas preliminares obtenidas para los ejercicios cartográficos están documentadas en el Cuadro 2. Se generaron 456 mil polígonos para el estado de Chiapas, 829 mil polígonos para Jalisco y 85,783 polígonos para la región del Cutzamala.

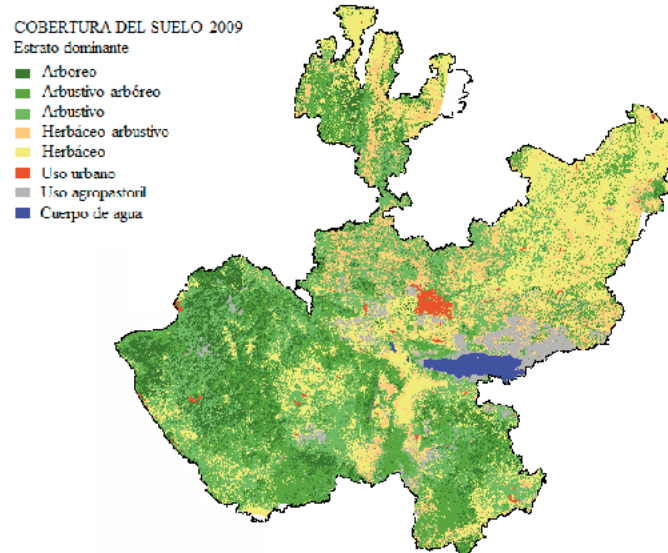


Figura 5. Cobertura de suelo en Jalisco en una escala de visualización 1:10,000

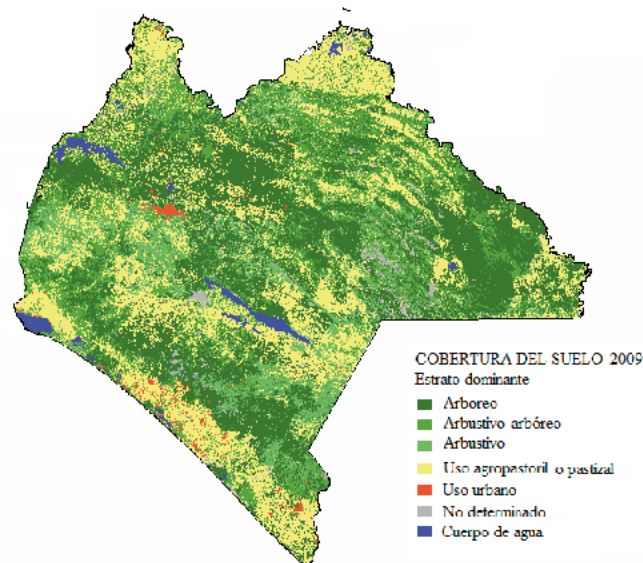


Figura 6. Cobertura de suelo en Chiapas en una escala de visualización 1:10,000

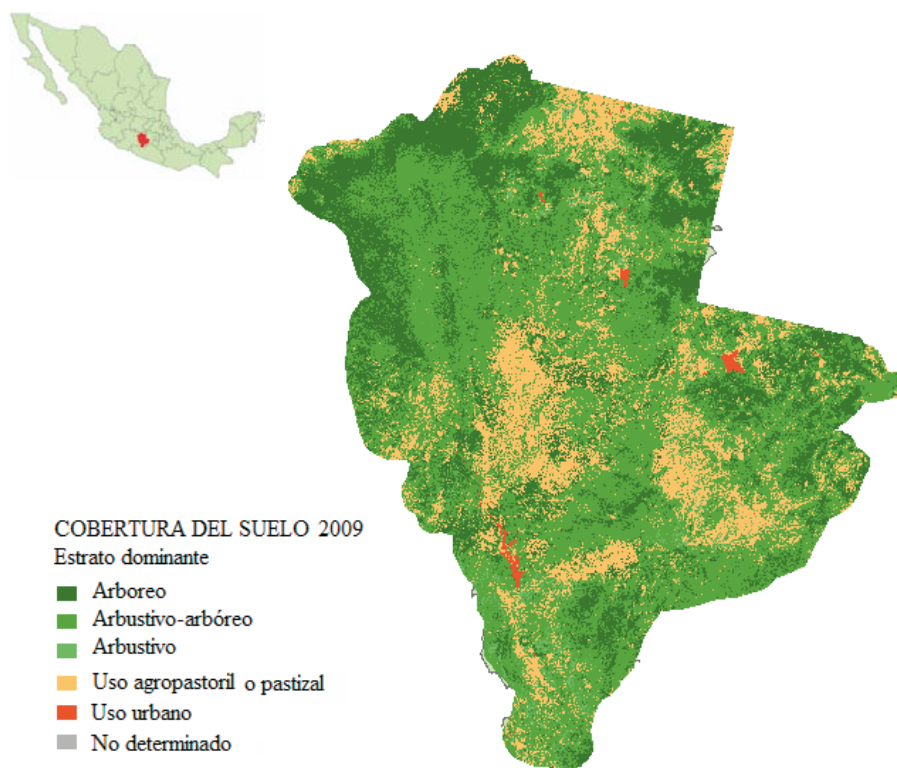


Figura 7. Cobertura de suelo en la región de Cutzamala en una escala de visualización 1:50,000

Cuadro 2. Porcentaje de la cobertura de suelo en los estados de Jalisco y Chiapas, por tipo de cobertura.

Tipo de cobertura	Jalisco		Chiapas	
	ha.	Sup(%)	Ha.	Sup(%)
Bosque arbóreo cerrado	87,033	10.74	21,9803	30.04
Bosque arbóreo abierto	761	0.09	48,086	6.57
Bosque arbustivo-arbóreo cerrado	101,422	12.52	67,279	9.2
Bosque arbustivo-arbóreo abierto	51,013	6.3	80,783	11.04
Bosque arbustivo cerrado	39,921	4.93	15,735	2.15
Bosque arbustivo abierto	147,609	18.22	61,118	8.35
Uso agropastoril	32,204	3.98		
Pastizal arbustivo	105,705	13.05	204,768	27.99
Pastizal	180,441	22.28		
Pastizal muy abierto	37,278	4.6		
Suelo sin cobertura	5,562	0.69	5,652	0.77
Cuerpo de agua	18,069	2.23	16,945	2.32
No determinado	3,019	0.37	11,490	1.57
Total estatal	81,0037		731,658	

Conclusiones

El uso combinado de las herramientas para manejo de imágenes de alta resolución, la experiencia de campo de los fotointérpretes participantes y la calidad de las imágenes de satélite empleadas (nitidez, calidad radiométrica y ajuste posicional), tienen relación fuerte y estrecha con la generación de mapas con alto grado de detalle en cuanto a separabilidad de polígonos y precisión de la clave de cobertura. Para el caso particular de los ejercicios cartográficos descritos en este trabajo, se observa que los mapas resultantes tienen 100 veces más detalle que los mapas tradicionalmente realizados para escalas 1:250,000 y que el grado de delimitación es casi compatible con el manejo de la información a nivel de predio. Se observa por ejemplo que la generación y etiquetado de los polígonos en Jalisco fue más sencillo de obtener que los polígonos del estado de Chiapas, debido a que en este estado la calidad en las imágenes es menor, existe mayor complejidad en las asociaciones de vegetación, mayor fragmentación del paisaje y presencia de múltiples y extensos ecotonos.

Referencias bibliográficas

- Paz, F., C. O. Cruz, D. E. Chapa, J. Argumedo, J. Rosales, y V. M. Romero. 2010. Procedimiento de extracción, edición y validación de datos auxiliares en la cobertura terrestre de Chiapas. Documento de trabajo GRENASER-COLPOS. Montecillo, Estado de México. 27 p. + SIG

1.37

Mapas nacionales del carbono orgánico en los suelos a escala nacional para las series II, III y IV de uso del suelo de INEGI

Paz Fernando¹, Cruz Carlos², Argumedo Jesús², Etchevers Jorge¹

¹Colegio de Postgraduados, GRENASER y Laboratorio de Fertilidad de Suelos, Km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, México. Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

²Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Héroe de Nacozari 2301 Sur Fracc. Jardines del Parque. Aguascalientes, CP 21070, México.

Resumen

A partir de los ejercicios realizados en el inventario de gases de efecto invernadero y otras estimaciones forestales de carbono, se realizaron una serie de consideraciones para reducir las incertidumbres del carbono orgánico de los suelos (COS) en México, empleando los datos de 21,196 perfiles de suelo levantados por INEGI y sistematizados por COLPOS, bajo diversos criterios de regionalización y teniendo como bases cartográficas comparables las series II, III y IV de uso del suelo y vegetación producidos por INEGI. El resultado es un archivo con 493mil polígonos con dato de carbono orgánico ($t\ ha^{-1}$) asignados en función a un levantamiento directo de COS en el polígono o heredado de un polígono con condiciones suelo-relieve-clima-vegetación (paisaje) semejantes y el más próximo. El almacén de COS para México en 2007 es de 9 Gt C considerando solamente los primeros 30cm de profundidad. Los tres principales reservorios de México son los bosques de coníferas y encinos (1.881 Gt C), matorrales xerófilos (1.622 Gt C) y las selvas caducifolias y perennifolias (1.516 Gt C en conjunto), en una cantidad aún mayor que las tierras agrícolas (1.453 Gt C) y pastizales en general (1.174 Gt C). La mayor movilidad de COS existe en los estados con mayor cambio de uso del suelo, situados al occidente, sur y sureste del país, especialmente en los bosques primarios de pino-encino (-20.2%), bosques de galería (-25.9%), mezquital desérticos (-27.7%), selvas medianas subcaducifolias (-21.6%) y popales (-17.5%).

Palabras clave: COS, inventarios GEI, incertidumbres, distribución espacial.

Introducción

La evaluación del contenido de carbono orgánico en el suelo (COS) y su dinámica frente a cambios en la cobertura vegetal (cambios en el uso del suelo) y procesos erosivos, es fundamental en la elaboración de inventarios de acuerdo a los compromisos de México ante la Convención Marco de las Naciones Unidas ante el Cambio Climático (CMNUCC) y del Forest Report Assesment (FRA) requerido por la Organización de las Naciones Unidas para

la Agricultura y la Alimentación (FAO); además, favorece el diseño de programas confiables de pagos de servicios ambientales frente a potencialidades de secuestro de carbono en los suelos. En este sentido, las futuras emisiones o capturas de carbono por los ecosistemas mexicanos pueden ser caracterizadas si y solo si se tiene un real conocimiento del estado actual del COS y la relación entre la vegetación y el suelo donde se desarrolla, así como también su comportamiento frente a condiciones climáticas del pasado o posibles escenarios futuros. En este trabajo se presentan las estimaciones de almacenes para el COS a partir de una base cartográfica tradicionalmente empleada en México como son los mapas de Uso de Suelo y Vegetación Series II, III y IV, así como la Información Nacional de Perfiles de Suelo levantados por INEGI y sistematizados por COLPOS, bajo algunas consideraciones para efectos de reducir las incertidumbres en los cálculos del carbono orgánico de los suelos en México.

Materiales y métodos

Se empleó una base de datos consistente en coberturas de información georeferenciada de perfiles y unidades de suelo, provenientes de diversas campañas de terreno realizadas en los últimos 35 años para México (Cuadro 1). La información corresponde a datos de campo y laboratorio levantados en su mayoría por INEGI bajo el criterio de clasificación FAO/UNESCO de 1968. La información disponible sobre el contenido de COS se ha organizado en una base de datos con la siguiente estructura: datos generales: coordenada, fecha de levantamiento, clasificación del suelo y fotografía en su caso; datos morfológicos: profundidad, tipo de limitante, espesor y nomenclatura de horizontes mayores (A, B, C, E), carbonatos, estructura, color de campo, textura al tacto y tipo de cementación; datos analíticos: textura, color de laboratorio, conductividad eléctrica, acidez, neutralidad y basicidad, capacidad de intercambio catiónico, bases intercambiables (Ca, Mg, Na, K) y contenido de COS; datos adicionales: pedregosidad, afloramientos rocosos, proporción del esqueleto (gravas, guijarros y piedras), consistencia en seco y húmedo, cantidad de raíces, así como el nombre del investigador responsable del levantamiento.

Cuadro 1. Número de perfiles de suelo, período de levantamiento y nivel de detalle de la información recopilada.

Período	Tipo de dato			
	Generales	Morfológicos	Analíticos	Adicionales
2002-2006	2,652	2,652	1,488	2,652
1998-2001	507	452	465	452
1993-2006	140	140	140	116
1985-1998	9,549	9,549	5,416	2,615
1969-1981	38,607	30,600	13,827	3,480
Total	51,455	43,393	21,196	9,315

Valores de 1969-1993 fueron aplicados a cálculos de serie II, 1994-2002 a serie III y 2003-2006 a serie IV.

Tratamiento de la información base

A partir de la base de datos se efectuó el análisis de 21,196 perfiles distribuidos en todas las regiones fisiográficas del país con información de COS por cada horizonte de suelo. Se regionalizó el país para reducir el efecto de alta variabilidad espacial del suelo, de donde se obtuvieron 513 diferentes combinaciones de suelo-provincia repartidos en un total de 97,402 polígonos, con una representatividad espacial de 98.1% del territorio; se excluyó la superficie sin dato fisiográfico (0.40%), sin dato edafológico (0.88%), zonas urbanas y cuerpos de agua sin información disponible (0.62%). Se incorporaron adicionalmente datos climáticos básicos al análisis de COS. Finalmente se segmentó el mapa con la información de cada una de las Series de Uso de Suelo y Vegetación: Serie II (1993), Serie III (2002) y Serie IV (2007), asociando la fecha de levantamiento de cada dato de carbono con la fecha de producción de cada una de éstas series cartográficas. A partir de los valores de COS para cada tipo de vegetación se realizó la propagación cartográfica en dos etapas. La primera consiste de caracterizar directamente los polígonos donde existe un valor de COS. La segunda consiste en utilizar los valores de los polígonos ya caracterizados y trasladarlos a polígonos con vegetación semejante y que estén más próximos espacialmente. De esta manera, evitamos caracterizar bosques de pino en la sierra de Durango, a partir de valores de bosques de pino en los Altos de Chiapas, por ejemplo. La base cartográfica resultante contiene 493 mil polígonos con datos de carbono orgánico (ton/ha).

Cálculo del contenido de COS

Para la estimación del COS se aplica la ecuación siguiente:

$$COS = MO \times FC \times Da \times P(1 - FG/100) \times 10000 m^2 ha^{-1} \times 0.001 Mg kg^{-1} \quad (1)$$

donde, COS = carbono orgánico en el suelo ($Mg ha^{-1}$), MO = materia orgánica en el suelo ($kg Mg^{-1}$), en la fracción ≤ 2 mm del suelo, FC = factor de conversión de materia orgánica a carbono orgánico (0.58), P = profundidad del suelo (m) (0.3 m), Da = densidad aparente del suelo ($Mg m^{-3}$); FG = fragmentos gruesos en el suelo (> 2 mm), en términos porcentuales.

Consideraciones en la profundidad:

Se establecieron intervalos de profundidad promedio derivados directamente de la información de campo y de las coberturas sobre fases físicas y tipos de suelo, resultando cinco categorías principales donde los criterios de agrupamiento son los siguientes: suelos delgados tipo Litosol o con esqueleto expuesto (gravas, guijarros y piedras) mayor al 90% del peso del suelo se le asignó una profundidad promedio de 0.05 m; suelos con roca dura o cementación fuerte a menos de 0.5m de profundidad el valor fue 0.25 m; suelos con roca dura o cementación fuerte y con valores de profundidad entre 0.5 y 1.0 m se le asignó un valor promedio de 0.75 m; suelos sin limitante física se le asignó una profundidad promedio de 1 m. Se estandarizó que el espesor de los suelos en México es al menos de 0.3

m como una hipótesis razonable y de acuerdo a los lineamientos del IPCC (2003). Los análisis en la base de datos de INEGI, fue realizada usando promedios ponderadas de la MO por estratos:

$$MO_{prof} = \frac{\sum_{i=1}^n E_i MO_i}{\sum_{i=1}^n E_i} \quad (2)$$

donde E_i es el espesor de la capa o estrato de suelo analizado i , y el análisis es hecho hasta el estrato n que cumple la condición que $\sum E_i \geq$ profundidad del suelo. El siguiente paso fue utilizar los datos con MO (materia orgánica) y DA (densidad aparente).

Consideraciones en la densidad aparente (Da) y pedregosidad (FG).

Se calculó el promedio de la Da por tipo y subtipo de suelo (FAO de 1968), bajo dos consideraciones: si el número de datos en el tipo/subtipo de suelo era suficiente, se utilizaba la Da muestral y, si no lo era, se usaba una estimación basada en información de campo (compactación y estructura del horizonte) e información de laboratorio (textura y materia orgánica). De acuerdo a estos criterios se propusieron los siguientes rangos de Da para los distintos tipos de suelo: suelos de tipo Histosol o con presencia abundante de mantillo en los primeros centímetros de suelo se asignó un valor promedio de 0.35 t m^{-3} ; suelos de origen volcánicos del tipo Andosol o Regosol, constituidos principalmente de cenizas, lapilli o piedra pómez se asignó un valor de 0.90 t m^{-3} ; suelos de textura fina, con más de 35% de arcilla en los primeros 30 cm de suelo, un valor de 1.10 t m^{-3} ; suelos de textura media 1.20 t m^{-3} ; suelos pesados tipo Vertisol con dominancia de arcillas esmectíticas 1.40 t m^{-3} ; suelos de textura arenosa o con mucha pedregosidad el valor fue 1.55 t m^{-3} . Para estimar FG, se empleó la información cualitativa disponible por INEGI en sus formatos de descripción de campo. Usando la relación (1), se estimó el COS para cada uno de los tipos de suelo IPCC (2003) y clases de uso del suelo propuestas. Los valores de COS representan promedios aritméticos nacionales y suponen una homogeneidad de la respuesta de los suelos en esas clases.

Balace de carbono orgánico en los suelos

La metodología IPCC define que para un tipo de uso del suelo con un determinado sistema de manejo, el balance del carbono orgánico en los suelos estará dado por:

$$\Delta COS = COS_{t_2}(i, j) [S_{t_2}(i, j) - S_{t_1}(i, j)] \quad (3)$$

donde S es la superficie del uso del suelo i , y sistema de manejo j . El tiempo t_1 es el año base de inicio (1993) y t_2 es el año base final (2002), por ejemplo. La hipótesis implícita, es que el $COS(i,j)$ es el mismo, en promedio, para los tipos de uso del suelo y sistema de manejo definidos. La diferencia entre el año base 1993 (datos del inventario forestal de la SARH) y el año base 2002 (datos de INEGI) (de Jong *et al.*, 2009). Además, los datos en 2002 son de cobertura nacional y en 1993 la cobertura del país solo era parcial.

Un punto muy importante de enfatizar, es que el usar el año t_2 como base, evita el tener que estimar factores de impacto (y sus subfactores), ya que este esquema solo es válido cuando se usa información de base del año t_1 . El usar el año base t_2 considera en forma implícita estos factores de impacto en los cálculos del COS_{t_2} , no requiriendo usar hipótesis o hacer esquemas de estimaciones inciertas. Es importante aclarar respecto a la relación (3), que la clase IAPF (Información Agrícola, Pecuaria o Forestal) en 1993 no es comparable de acuerdo a los lineamientos que marca el IPCC (2003). Ahora bien, dado que COS_{t_2} es supuesto en forma implícita en la relación (3) como igual a COS_{t_1} , para cada clase de uso del suelo y sistema de manejo, el ejercicio de hacer un análisis detallado polígono por polígono, con el seguimiento detallado de cómo cambia cada clase de uso de suelo de 1993 al 2002, asignado los valores de COS correspondientes, es estrictamente equivalente a hacer un simple balance como el mostrado.

Resultados y discusión

1. Si bien la cobertura climática y fisiográfica presenta un menor nivel de detalle que la cobertura de las unidades de suelo, los resultados obtenidos presentan una tendencia general congruente respecto a las zonas con mayor productividad de biomasa.

2. El valor promedio para México de la densidad aparente obtenido fue 1.252 t m^{-3} . En una visión general de la distribución de la D_a se puede apreciar que los valores más altos se concentraron en las regiones donde dominan las texturas arenosas (climas áridos de bajos niveles de materia orgánica) como es el caso del estado de Sonora y la Península de Baja California, norte de Chihuahua, y los valores más bajos en los suelos de eje neovolcánico y orgánicos de la parte central del país.

3. El valor promedio calculado de profundidad para la República Mexicana fue de 48.4 cm. Se observa que una cuarta parte (22.7%) del territorio nacional alcanzó menos de 10 cm de profundidad y que los suelos más profundos se encuentran concentrados en las llanuras planas costeras del Golfo de México y la zona agrícola del Bajío, en el centro del país.

4. La reserva de COS para México en 2007 fue cercana a los 9 Gt C considerando solamente los primeros 30cm de profundidad en una superficie de $1,939 \text{ Mkm}^2$. Los reservorios más grandes del país están asociados a la extensión de los tipos de vegetación o uso del suelo y a la intensidad en el peso del carbono orgánico contenido, destacando los bosques de coníferas y encinos (1.881 Gt C), matorrales xerófilos (1.622 Gt C), pastizales (1.174 Gt C, en su mayoría de pastizales cultivados), selvas caducifolias (0.801 Gt C), selvas perennifolias (0.715 Gt C) y tierras agrícolas (1.453 Gt C, aproximadamente). (Cuadro 2 y Figura 1.)

5. Los campos sobre asentamientos humanos, actividad acuícola y matorral sarcocrasicaule de neblina no tienen comparabilidad entre sí ya que no tienen la misma consistencia cartográfica entre las diversas series. El campo IAPF tiene comparabilidad entre series solo considerando el valor en su conjunto, en su defecto, la serie IV es la más detallada y consistente de todas.

6. En cuanto al balance de COS, la mayor movilidad existe en los estados de occidente, sur y sureste del país (Figura 2). Los tipos de vegetación con mayor cambio negativo (pérdida de superficie y peso en COS) son los bosques primarios de pino (-10.9%), pino-encino (-20.2%), oyamel (-9.2%), encino (-13.6%), y de galería (-25.9%), los mezquites desérticos (-27.7%), las selvas medianas subcaducifolias (-21.6%) y los popales (-17.5%). Los flujos positivos indican los usos o vegetación mayor apertura de superficie y están orientados hacia bosques y selvas secundarias y terrenos de uso agrícola y pecuario en muy diverso orden y magnitud, pero en general con un balance neto menor al valor cero o de conservación total.

Cuadro 2. Reservas de carbono orgánico del suelo por tipos de vegetación seleccionados.

Tipo de vegetación	Clave	COS		COS		COS		Balance S2-S3		Balance S3-S4		Balance S2-S4	
		S2	S3	S4	S2	S3	S4	S2	S3	S2	S3	S2	S3
		Gg C	Gg C	Gg C	Gg C	%	Gg C	%	Gg C	%	Gg C	%	Gg C
Bosque de pino	BP	355607	323137	316955	-32470	-9.1	-6182	-1.9	-38652	-10.9			
	BP/VSA	40688	63494	74748	22806	56.1	11254	17.7	34060	83.7			
	BP/VSa	91532	106909	115826	15376	16.8	8917	8.3	24294	26.5			
	BP/VSh	407	256	322	-151	-37.1	66	25.7	-85	-20.9			
Bosque de pino-encino	BPQ	415340	357478	331510	-57862	-13.9	-25968	-7.3	-83830	-20.2			
	BPQ/VSA	23640	34825	39305	11185	47.3	4480	12.9	15666	66.3			
	BPQ/VSa	95381	124131	130136	28750	30.1	6005	4.8	34755	36.4			
	BPQ/VSh	1835	1581	1469	-254	-13.9	-111	-7.0	-365	-19.9			
Bosque de encino	BQ	385762	346073	333132	-39688	-10.3	-12941	-3.7	-52630	-13.6			
	BQ/VSa	162651	189015	197704	26364	16.2	8689	4.6	35053	21.6			
	BQ/VSA	32281	39774	44884	7493	23.2	5111	12.8	12604	39.0			
	BQ/VSh	413	1057	895	644	156.1	-162	-15.4	482	116.8			
Bosque de encino-pino	BQP	155814	144974	141535	-10840	-7.0	-3439	-2.4	-14279	-9.2			
	BQP/VSA	13532	20353	20924	6821	50.4	571	2.8	7393	54.6			
	BQP/VSa	40204	44480	47841	4276	10.6	3361	7.6	7637	19.0			
	BQP/VSh	156	249	271	93	59.9	21	8.5	115	73.6			
Bosque mesófilo de montaña	BM	84990	73759	71893	-11231	-13.2	-1866	-2.5	-13097	-15.4			
	BM/VSA	70788	88001	100380	17213	24.3	12379	14.1	29592	41.8			
	BM/VSa	79650	90613	87272	10963	13.8	-3341	-3.7	7622	9.6			

**Cuadro 2.** Continuación

Mezquital desértico	MK	10855	7831	7845	-3024	-27.9	14	0.2	-3010	-27.7
	MK/VSa	1661	1718	1812	56	3.4	94	5.5	150	9.0
Chaparral	ML	67824	65678	65334	-2146	-3.2	-344	-0.5	-2490	-3.7
	ML/VSa	7631	8151	8035	520	6.8	-116	-1.4	404	5.3
Matorral crasicaule	MC	38306	39072	38192	766	2.0	-880	-2.3	-114	-0.3
	MC/VSa	16302	14208	14835	-2095	-12.9	627	4.4	-1467	-9.0
	MC/VSh	94	90	90	-4	-4.3	0	0.0	-4	-4.3
Matorral desértico micrófilo	MDM	560720	548603	536204	-12116	-2.2	-12399	-2.3	-24516	-4.4
	MDMVSa	53061	52762	56773	-299	-0.6	4011	7.6	3712	7.0
Matorral desértico rosetófilo	MDR	351887	348138	351845	-3749	-1.1	3707	1.1	-42	0.0
	MDR/VSa	10512	11262	11248	750	7.1	-14	-0.1	736	7.0
Matorral espinoso tamaulipeco	MET	89823	88644	87710	-1178	-1.3	-935	-1.1	-2113	-2.4
	MET/VSa	41745	41280	41962	-464	-1.1	682	1.7	217	0.5
Matorral rosetófilo costero	MRC	7761	7552	7499	-209	-2.7	-53	-0.7	-262	-3.4
	MRC/VSa	563	506	508	-57	-10.2	2	0.3	-56	-9.9
	MRC/VSh	46	44	43	-2	-5.3	-1	-2.5	-4	-7.7
Matorral sarcocaula	MSC	64197	63302	63023	-895	-1.4	-279	-0.4	-1174	-1.8
	MSC/VSa	2836	1936	1851	-900	-31.7	-85	-4.4	-985	-34.7
Matorral sarcocaula de neblina	MSN	3807	3715	3693	-93	-2.4	-22	-0.6	-114	-3.0
	MSN/VSa	66	63	109	-3	-5.1	46	72.6	42	63.8
Matorral sarco- crasicaule	MSCC	23642	23145	23031	-498	-2.1	-114	-0.5	-612	-2.6
	MSCCVSa	653	543	525	-110	-16.9	-18	-3.3	-128	-19.6
Matorral submontano	MSM	136624	137444	135392	820	0.6	-2052	-1.5	-1232	-0.9
	MSM/VSa	24794	24385	22811	-409	-1.7	-1574	-6.5	-1983	-8.0
Mezquital	MKX	66005	62477	60372	-3528	-5.3	-2105	-3.4	-5633	-8.5
	MKX/VSa	11275	10512	10653	-763	-6.8	141	1.3	-622	-5.5
Vegetación gipsófila	VY	832	831	314	-1	-0.1	-517	-62.2	-518	-62.2

Cuadro 2. Continuación

Vegetación halófila	VH	61258	58047	57520	-3211	-5.2	-527	-0.9	-3738	-6.1
	VH/VSa	3576	4141	3754	565	15.8	-387	-9.4	178	5.0
	VH/VSh	58	23	30	-34	-59.8	7	28.1	-28	-48.6
Áreas desprovistas de vegetación	ADV	106	266	387	160	150.7	121	45.7	281	265.1
Información agrícola-pecuaria-forestal	IAPF	2016337	2161049	2243263	144712	7.2	82213	3.8	226926	11.3
Pastizal inducido	PI	281645	286291	272949	4646	1.6	-13342	-4.7	-8696	-3.1
Pastizal halófilo	PH	44167	44914	41930	746	1.7	-2984	-6.6	-2238	-5.1
	PH/VSa	3219	3849	3442	630	19.6	-407	-10.6	223	6.9
Pastizal natural	PN	217349	215888	208528	-1461	-0.7	-7359	-3.4	-8820	-4.1
	PN/VSa	127069	124738	118513	-2330	-1.8	-6225	-5.0	-8556	-6.7
Pradera de alta montaña	VW	845	821	824	-24	-2.8	3	0.4	-21	-2.5
Sabana	VS	17610	12411	11425	-5199	-29.5	-986	-7.9	-6186	-35.1
Matorral subtropical	MST	42477	42998	42796	521	1.2	-202	-0.5	319	0.8
	MST/VSa	15750	14897	14339	-853	-5.4	-558	-3.7	-1411	-9.0
Selva baja caducifolia	SBC	317329	303066	285491	-14263	-4.5	-17575	-5.8	-31838	-10.0
	SBC/VSA	116797	113061	120417	-3735	-3.2	7356	6.5	3620	3.1
	SBC/VSa	325747	296529	301864	-29219	-9.0	5335	1.8	-23883	-7.3
	SBC/VSh	704	723	1485	19	2.7	762	105.5	781	111.0
Selva mediana caducifolia	SMC	6106	5934	5897	-172	-2.8	-37	-0.6	-209	-3.4
	SMC/VSA	18028	20580	20392	2552	14.2	-188	-0.9	2364	13.1
	SMC/VSa	13890	9850	8324	-4040	-29.1	-1526	-15.5	-5566	-40.1
	SMC/VSh	41	456	81	415	1009	-375	-82.3	40	96.2
Selva baja espinosa	SBK/VSA	3727	5958	5368	2231	59.9	-590	-9.9	1641	44.0
	SBK/VSa	10315	7948	7794	-2367	-23.0	-154	-1.9	-2522	-24.4
	SBQ	43842	44512	44493	670	1.5	-18	0.0	652	1.5
	SBQ/VSA	16376	18944	27294	2568	15.7	8350	44.1	10918	66.7
	SBQ/VSa	28341	25520	20441	-2822	-10.0	-5079	-19.9	-7901	-27.9
	SBQ/VSh	384	100	110	-284	-73.9	10	9.8	-274	-71.3
Selva alta perennifolia	SAP/VSA	78395	67236	78128	-11159	-14.2	10891	16.2	-268	-0.3
	SAP/VSa	101257	108761	90848	7504	7.4	-17913	-16.5	-10409	-10.3
	SAP/VSh	3466	3262	3110	-204	-5.9	-153	-4.7	-357	-10.3

Cuadro 2. Continuación

Selva mediana subperennifolia	SMQ	240433	228024	215791	-12409	-5.2	-12233	-5.4	-24642	-10.2
	SMQ/VSA	295367	301802	313166	6436	2.2	11364	3.8	17799	6.0
	SMQ/VSh	2844	2458	1555	-386	-13.6	-903	-36.7	-1289	-45.3
Selva baja subcaducifolia	SBS	4851	4088	4609	-764	-15.7	521	12.8	-242	-5.0
	SBS/VSA	1147	1244	1177	96	8.4	-66	-5.3	30	2.6
	SBS/VSa	849	1358	805	509	60.0	-553	-40.8	-44	-5.2
Selva mediana subcaducifolia	SMS	31191	23951	24466	-7240	-23.2	515	2.1	-6725	-21.6
	SMS/VSA	147529	182582	188984	35053	23.8	6401	3.5	41455	28.1
Bosque de galería	BG	842	655	624	-187	-22.2	-32	-4.8	-218	-25.9
	BG/VSa	19	20	86	1	6.4	66	329.1	67	356.6
Manglar	VM	69666	65935	65442	-3731	-5.4	-493	-0.7	-4223	-6.1
	VM/VSA	93	1361	1370	1269	1371.2	9	0.6	1277	1380.6
	VM/VSa	635	3644	5501	3009	473.8	1857	50.9	4866	766.1
Popal	VA	22260	18544	18358	-3717	-16.7	-186	-1.0	-3902	-17.5
Tular	VT	72247	74648	72924	2402	3.3	-1725	-2.3	677	0.9
Vegetación de galería	VG	4559	3499	3696	-1060	-23.3	197	5.6	-863	-18.9
Vegetación halófila	VHH	11117	9526	9019	-1592	-14.3	-507	-5.3	-2099	-18.9

7. La representación cartográfica de los flujos naturales de COS están ocasionalmente sesgada por diferencias conceptuales en la identificación de los tipos de vegetación y en los errores cartográficos tradicionales de escala e interpretación. El sesgo cartográfico más notable ocurre entre Nayarit y Jalisco (Figura 2) y consiste en que hacia el sur los cambios de vegetación entre una serie y otra son bastante notables (BP/BP-VSA/BP-VSa), mientras que hacia el norte no existe cambio alguno (BP/BP/BP, por ejemplo).

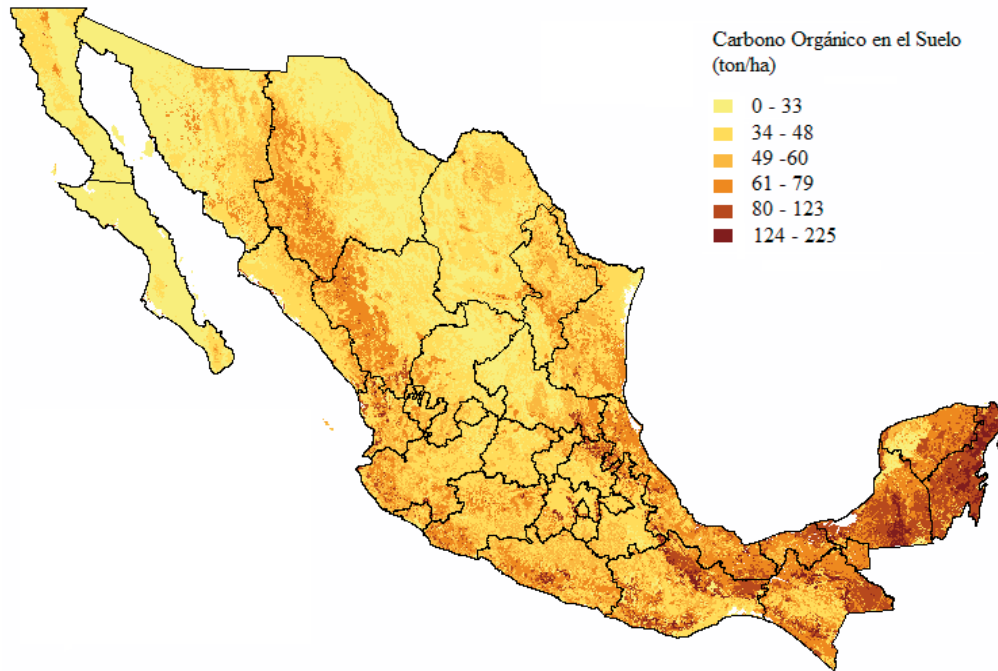


Figura 1. Mapa de COS de México, tomando como referencia cartográfica las unidades de uso del suelo y vegetación serie IV, 2007.

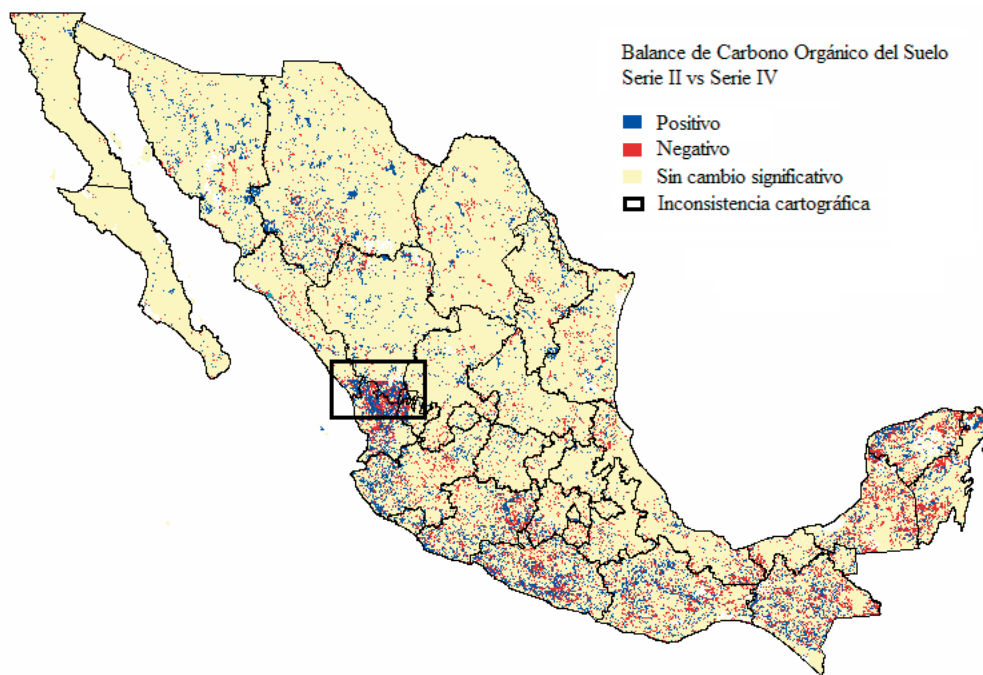


Figura 2. Balance de COS entre Series cartográficas II y IV de Uso del Suelo y Vegetación.

Conclusiones

Se siguió la metodología IPCC y sus buenas prácticas (2003), con información georeferida y de cobertura nacional, generando información completa del balance de cambio de uso del suelo y forestería, sin necesidad de usar hipótesis tipo factores de impacto. Las estimaciones de COS guardan alta incertidumbre considerando el alto número de observaciones actuales (21,196 perfiles) debido a que por ejemplo, el efecto de la pedregosidad y densidad aparente no son suficientes y consistentes. Se requiere en el corto plazo mayor detalle cartográfico de la cobertura vegetal, así como datos puntuales más asociados al cambio entre reservorios próximos de COS que asociados a la representatividad de cada tipo de vegetación. Con los datos disponibles se advierte que es urgente una estrategia de conservación de bosques y selvas primarias, mezquitales y vegetación hidrófila en general, para mantener en lo posible el promedio nacional de 47.3 t ha⁻¹ de COS.

Referencias bibliográficas

- de Jong B., M. Olguín, F. Rojas, V. Maldonado, F. Paz, J. Etchevers, C. Cruz y J. Argumedo. 2009. Inventario nacional de emisiones de gases de efecto invernadero 1990-2006, uso del suelo, cambio de uso del suelo y silvicultura. Reporte preparado para el Instituto Nacional de Ecología. México, D.F. 119 p.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climatic Change). 2003. Intergovernmental Panel on Climate Change. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry, *In*: Penman, J., M. Gytarsky, T. Hiraishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe and F. Wagner (Eds). Published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC.

1.38

Concentraciones de carbono orgánico total en el suelo de conservación del Distrito Federal, centro de México

Vela-Correa Gilberto¹, López-Blanco Jorge², Rodríguez-Gamiño Ma. de Lourdes³

¹Universidad Autónoma Metropolitana - Xochimilco. Departamento El Hombre y su Ambiente. Calzada del Hueso 1100, Col. Villa Quietud, 04960, D.F., México. Autor para correspondencia: gvela@correo.xoc.uam.mx.

²Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Insurgentes 3000. Coyoacán, México. C.P. 04510

³Facultad de Filosofía y Letras, Sistema de Universidad Abierta (SUA), UNAM. Avenida de los Insurgentes 3000. Ciudad Universitaria. 04510 Coyoacán, México, Distrito Federal.

Resumen

El suelo de conservación (SC) del Distrito Federal es un reservorio de carbono, por lo que es importante contar con datos sobre su capacidad de almacenamiento bajo diferentes tipos de cobertura vegetal. En este trabajo se estimó el contenido de carbono orgánico total en suelos (COS) de áreas con cobertura de bosque, uso agrícola y en áreas reforestadas. Se delimitaron unidades geomorfogenéticas que sirvieron de base para el muestreo de suelos. En total se estudiaron 50 sitios con muestras de suelo tomadas a una profundidad de 0-30 cm con diferente cobertura vegetal. Se determinó la cantidad de carbono orgánico total en el suelo por hectárea (COS) a partir de la estimación de la materia orgánica del suelo. El mayor contenido de COS se presentó en los suelos de sitios reforestados con *Abies religiosa*, *Pinus* spp., y *Pinus Cupressus*. Los suelos agrícolas contienen menos de la mitad de COS que los suelos forestales. Los contenidos más altos de COS se localizan en la Sierra de las Cruces y Sierra de Guadalupe, así como en los suelos de los volcanes Pelado, Cuautzin y Tláloc. Las delegaciones cuyos suelos tienen mayor contenido de COS son Cuajimalpa y Magdalena Contreras. Es necesario evaluar, desde una perspectiva económico-ambiental, los servicios ecosistémicos que ofrece el SC, en este caso como almacén de carbono en el suelo, a fin de que los estímulos económicos sean atractivos para los poseedores de la tierra.

Palabras Clave: Cambio climático, Carbono orgánico total, Suelo de Conservación, Distrito Federal.

Introducción

Al dióxido de carbono (CO₂) se le considera como el principal gas responsable del efecto invernadero, y que a su vez ha provocado un incremento en la temperatura. Sin embargo, los gases de efecto invernadero podrían reducirse mediante dos procesos: 1) la reducción de emisiones antropogénicas de CO₂, y 2) creando o mejorando los sumideros de carbono en la biósfera. Sobre este último punto, el manejo forestal y la conservación de los

bosques pueden contribuir a la mitigación del calentamiento global mediante la conservación, secuestro, almacenamiento y concentración del carbono atmosférico. De igual manera, los sistemas agroforestales podrían remover cantidades significativas de carbono de la atmósfera, ya que las especies arbóreas pueden retener carbono por un tiempo prolongado, principalmente en su madera (Andrade y Muhammand, 2003).

Lo anterior resalta la importancia de los ecosistemas forestales, ya que estos contienen más carbono por unidad de superficie que cualquier otro tipo de uso del suelo, y sus suelos contienen cerca del 40% del total del carbono, por lo que son de importancia primaria cuando se considera el manejo de los bosques. Los suelos contienen más carbono que la vegetación y la atmósfera (Martínez *et al.*, 2008). Los servicios ecosistémicos que puede proveer el suelo son poco valorados en las áreas urbanas como la Ciudad de México, ya que prácticamente se concibe al suelo como soporte de construcciones o infraestructura, lo que favorece prácticas para su aislamiento o “sellamiento”, dando origen a problemas de encharcamientos, inundaciones, etc. (Cram *et al.*, 2008).

Uno de los servicios ecosistémicos que proporciona el suelo de conservación del Distrito Federal es precisamente ser un almacén de carbono. A este respecto, es conveniente mencionar que en el Distrito Federal se producen 36.2 millones de toneladas de CO₂, equivalentes al 61% de las emisiones que se generan en la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM) (SMA, 2007).

La capacidad para llevarlo a cabo varía de acuerdo con el tipo de suelo y sus características, historial de manejo y factores ambientales. La transferencia de carbono estabilizado de la vegetación al suelo es un proceso importante para abatir las concentraciones elevadas de CO₂ atmosférico. Sin embargo, el suelo de conservación ha estado permanentemente amenazado por el crecimiento de la ciudad. La presencia de asentamientos humanos irregulares, así como el desarrollo inmobiliario, han contribuido a que la urbanización se desplace hacia las áreas rurales, que en los últimos 60 años ha avanzado a razón de cerca de una hectárea por día, lo que impacta en que alrededor del 30% del SC tiene cierto grado de invasión (Castillo, 2009). Esto ha causado, entre otros, los siguientes problemas: sobreexplotación de los mantos acuíferos, daños a la cubierta vegetal, contaminación del suelo, deforestación y erosión, pérdida de la vegetación nativa y de biodiversidad, y disminución de especies de flora y fauna silvestre (CORENADER, 2002). El objetivo de este trabajo es estimar el almacenamiento de carbono orgánico total en suelos (COS) con vegetación original de bosque, en áreas reforestadas y con uso agrícola en el suelo de conservación del Distrito Federal.

Materiales y métodos

Se analizó la información documental existente, así como de las cartas topográficas y temáticas en escala 1:50,000 y se obtuvieron fotografías aéreas a escala 1:75,000 de un vuelo realizado por el INEGI (1994), donde se delimitaron por medio de fotointerpretación, las unidades geomorfológicas morfogenéticas de acuerdo con el sistema del levantamiento geomorfológico del International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences (ITC). Posteriormente se definieron los sitios de muestreo de suelos, considerando como criterio principal que cada sitio fuese representativo con relación a la variabilidad espacial en el

relieve y apoyándose para ello con diversos recorridos en el área para su verificación y validación.

A partir de la integración de la información antecedente, se elaboró la cartografía base del suelo de conservación. En cada sitio seleccionado se tomó una muestra simple del suelo con una barrena tipo “holandesa” a una profundidad de 0-30 cm con un total de 50 muestras y se caracterizó la cobertura vegetal, los procesos geomorfológicos dominantes y el uso del suelo (Figura 1). Con apoyo de un localizador GPS se georreferenció el sitio y posteriormente la información se integró en el sistema de información geográfica (SIG).

En laboratorio y con el fin de homogenizar las muestras de suelos, una vez secas, las muestras fueron molidas en un mortero de porcelana y luego se pasaron por un tamiz con malla del número 20. Posteriormente se guardaron en envases de plástico, para su procesamiento físico-químico. La densidad aparente (D_a) se estimó en muestras no alteradas de suelo utilizando cilindros de 7 cm de diámetro y 6 cm de altura, mediante el método del cilindro propuesto por Blake y Hartge (1986). Se determinó el contenido de carbono orgánico total (COS) a partir de la estimación de la materia orgánica del suelo (MO), mediante la oxidación del carbono orgánico del suelo por medio de una disolución de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_4$) y el calor de reacción que se genera al mezclarla con ácido sulfúrico concentrado (H_2SO_4). Después de un tiempo de espera la mezcla se diluye, se adiciona ácido fosfórico para evitar interferencias de Fe^{3+} y el dicromato de potasio residual es valorado con sulfato ferroso ($FeSO_4$ 1N. pH 7). Este procedimiento detecta entre un 70 y 84% del carbón orgánico total, por lo cual es necesario introducir un factor de corrección, el cual puede variar entre suelo y suelo. En los suelos de México se utiliza el factor 1.2987 (1/0.77) (SEMARNAT, 2002). Posteriormente, la estimación del carbono orgánico total se determinó a partir de la siguiente ecuación: $\% C = \% MO/1.724$ ó $\% C = \% MO (0.58)$; donde: CO = carbono orgánico total (%), MO = materia orgánica (%). Se emplea el factor de Van Benmelen de 1.724 que resulta de la suposición de que la MO contiene un 58% de carbono (1/0.58 =1.724) (SEMARNAT, 2002). El contenido de carbono orgánico total en suelos se calculó con base en la ecuación propuesta por González, *et al.* (2008): $COS = CO (Da) Os$; donde: COS = carbono orgánico total en suelo por superficie ($Mg\ ha^{-1}$); CO = carbono orgánico total (%); Da = densidad aparente ($Mg\ m^{-3}$); Ps = profundidad del suelo (m)

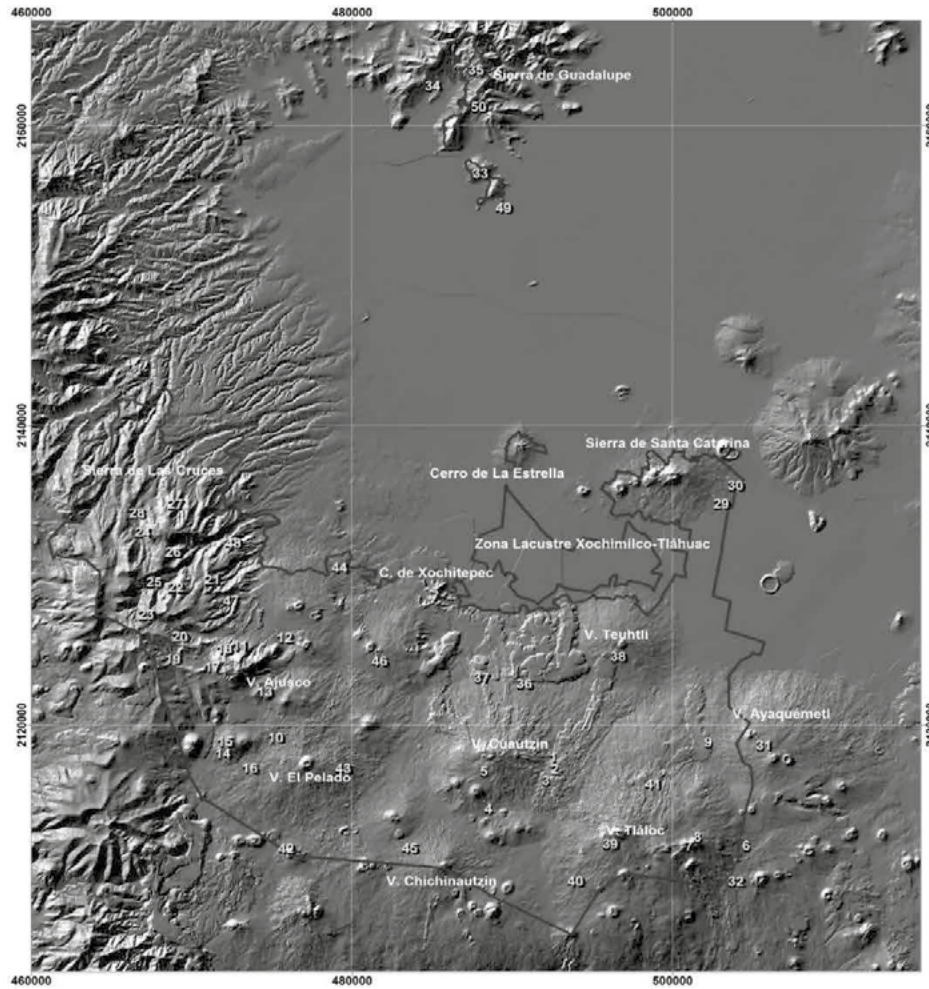


Figura 1. Localización del suelo de conservación del DF y sitios de muestreo de suelos.

Resultados y discusión

Se obtuvo un mapa que representa las áreas con diferentes concentraciones de COS en los suelos del SC del Distrito Federal (considerando cuatro intervalos de niveles de almacenamiento de carbono orgánico; las categorías fueron: muy alto ($>150 \text{ Mg ha}^{-1}$), alto ($100\text{-}150 \text{ Mg ha}^{-1}$), medio ($50\text{-}100 \text{ Mg ha}^{-1}$) y bajo ($<50 \text{ Mg ha}^{-1}$) (Vela-Correa *et al.*, 2009). Figura 2.

Áreas con contenido muy alto de COS ($>150 \text{ Mg ha}^{-1}$). La áreas con contenidos muy altos de COS se encuentran en las laderas de montaña de las delegaciones Magdalena Contreras, Álvaro Obregón y Cuajimalpa, particularmente en las cuencas hidrográficas de los ríos Eslava y Magdalena y particularmente en el área de los Dinamos. Las otras áreas que corresponden con el intervalo de contenidos muy altos son los volcanes Pelado y Cuautzin, en donde los intervalos altitudinales van de los 3,000 hasta los 3,550 msnm y la vegetación se caracteriza por ser de bosques de *Pinus hartwegii*, *P. montezumae*, *Abies*

religiosa y *Alnus jorullensis*. Estas áreas cubren una superficie de 12,739 ha (14%) (Figura 2).

Áreas con contenido alto de COS ($100\text{-}150\text{ Mg ha}^{-1}$). Las áreas más extensas con valores altos de COS abarcan una superficie de 37,193 ha (42%), se caracterizan por ser espacios amplios que se concentran en las porciones de los suelos de las laderas de montaña superiores, medias e inferiores de la Sierra de Las Cruces, los volcanes Tláloc, Pelado, Cuautzin, Tulmiac, Chichinautzin y Ajusco, pero a diferencia de las áreas con niveles muy altos en COS, aquí se presentan en laderas de montaña formadas por flujos lávicos andesítico-basálticos y se encuentran a una altitud que va de 2,279 a los 3,000 msnm, por lo que se encuentran en bosques de *Pinus montezumae*, *Pinus hartwegii*, *Abies religiosa* y *Alnus jorullensis*. También son frecuentes los afloramientos rocosos, en los cuales se puede encontrar *Juniperus* spp, y un incipiente bosque de *Pinus montezumae*, los cuales han crecido en las oquedades en donde se acumula el suelo. También al norte de la Ciudad de México, en la Sierra de Guadalupe, se reportan valores altos de COS, los cuales corresponden con áreas de vegetación de *Quercus* spp. (Figura 2).

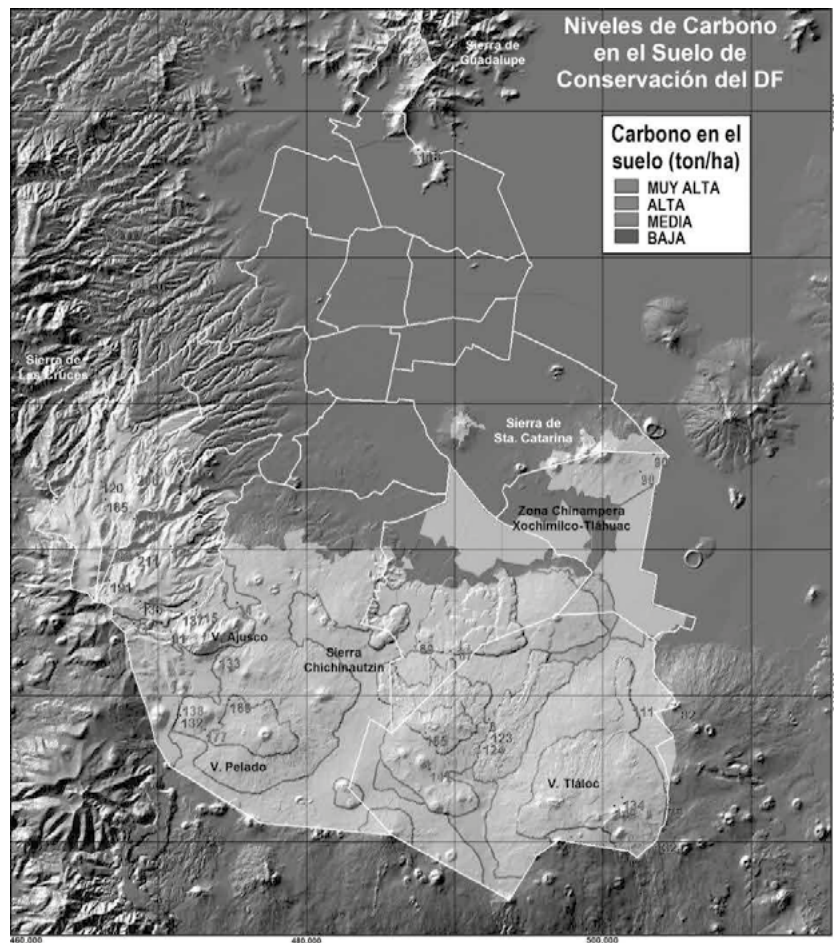


Figura 2. Niveles de concentración de carbono orgánico total en suelos en el suelo de conservación del DF.

Áreas con contenido medio de COS ($50-100 \text{ Mg ha}^{-1}$). Las áreas que presentan valores medios de COS en el SC del DF tienen una superficie de 31,838 ha (36%) y se concentran principalmente en los piedemontes inferiores y laderas inferiores de la Sierra Chichinautzin, de la Sierra de Guadalupe, Sierra de Santa Catarina y en el cerro de La Estrella (Figura 2). Los piedemontes y laderas inferiores generalmente corresponden con un intervalo altitudinal que va de los 2,250 a los 2,800 msnm, en donde las pendientes van del 5 al 15%. La cobertura vegetal es muy diversa ya que se encuentran desde bosques de pinos, entre los que destacan las especies de *Pinus montezumae*, *Pinus patula* y *Pinus ayacahuite* en la Sierra Chichinautzin, así como bosques de *Quercus* spp, y de *Pinus* spp, en el Ajusco o de matorral compuesto por *Senecio praecox*, *Yucca* spp, y diversas especies de *Opuntia* spp., en la Sierra de Santa Catarina y Sierra de Guadalupe. En esta última, además existen amplias áreas con vegetación inducida a partir de reforestaciones con *Eucalyptus* spp.

Áreas con contenidos bajos de COS ($<50 \text{ Mg ha}^{-1}$). Dentro del suelo de conservación existen pocas áreas que presenten valores bajos de COS, las cuales cubren una superficie de 6,761 ha (8%), siendo las unidades de suelos más representativas los phaeozem háplicos y leptosoles, que se encuentran en las planicies aluviales intermontanas de los volcanes Tulmiac y Cuautzin, asimismo en el piedemonte inferior de las estructuras volcánicas de Milpa Alta. Se ha demostrado que en las planicies aluviales se presentan valores bajos de COS por la actividad agrícola dedicada a la producción de maíz, avena forrajera, zanahoria, haba, papa y chícharo que se ha dado por muchos siglos y que genera la liberación de carbono por el propio laboreo (Figura 2).

Conclusiones

En el suelo de conservación del Distrito Federal los mayores contenidos de carbono orgánico total en suelos ($100-150 \text{ Mg ha}^{-1}$) se presentan en los sitios con vegetación de *Abies religiosa* reforestados con *Pinus* spp. La vegetación que más contribuye a la captura de COS son los bosques de *Abies religiosa*, seguida de las reforestaciones en donde se han utilizado especies de dos géneros, *Pinus* y *Cupressus*, o aquellas plantaciones en donde sólo se ha reforestado con *Pinus* spp. Los terrenos en donde se llevan a cabo actividades agrícolas, tienen una capacidad de retener COS menor a la mitad ($<50 \text{ Mg ha}^{-1}$) que lo registrado en áreas con vegetación de bosque. Los cultivos que se siembran en surcos como el maíz, generalmente retienen menos de la mitad de COS, en comparación con los cultivos de cobertera, como la avena forrajera. Por último se considera que las delegaciones con mayor concentración de COS en el suelo son Cuajimalpa y Magdalena Contreras.

Referencias bibliográficas

- Andrade, J. H., e I. Muhammand. 2003. ¿Cómo monitorear el secuestro de carbono en los sistemas silvopastoriles? *Agrofostería en las Américas* 10:109-116.
- Blake, G. R., and K. H. Hartge. 1986. Bulk density. *In*: A. Klute (Ed.). *Methods of Soil Analysis*. Agronomy 9. American Society of Agronomy. Madison, WI, USA. pp. 363-365.
- Castillo, M. (2009). Invadido el 30% del Suelo de Conservación en el DF. Periódico

- Milenio (<http://www.milenio.com/node/311675>, consultado 29/10/09).
- CORENADER (Comisión de Recursos Naturales y Desarrollo Rural). 2002. Programa de Reforestación. Secretaría del Medio Ambiente, Gobierno del Distrito Federal. México.
- Cram, S., H. Cotler, L. Morales, I. Sommer, y E. Carmona. 2008. Identificación de los servicios ambientales potenciales de los suelos en el paisaje urbano del Distrito Federal. *Investigaciones Geográficas* 66: 81-104.
- González, M. L., J. D. Etchevers, y C. Hidalgo. 2008. Carbono en suelos de ladera: factores que deben considerarse para determinar su cambio en el tiempo. *Agrociencia* 42: 741-751.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. 1994. Fotografías aéreas de Milpa Alta a escala 1:75,000. México.
- Martínez, H. E., J. P. Fuentes, y E. Acevedo. 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Suelo y Nutrición Vegetal* 8: 68-96.
- SMA (Secretaría del Medio Ambiente). 2007. Agenda Ambiental de la Ciudad de México. Programa de Medio Ambiente 2007-2012. Secretaria del Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal. México. 180 p.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Publicado el 31 de diciembre de 2002 en el Diario Oficial de la Federación. Segunda Sección. México. 73 p.
- Vela-Correa, G., J. López-Blanco, M. de L. Rodríguez-Gamiño, y A. Chimal-Hernández. 2009. Vulnerabilidad del suelo de conservación del Distrito Federal ante el cambio climático y posibles medidas de adaptación. Centro Virtual de Cambio Climático de la Ciudad de México, Instituto de Ciencia y Tecnología del D. F. México. 63 p.

1.39

Biomasa aérea, coeficientes de expansión y captura de carbono de especies características en bosques del sur de Nuevo León

Domínguez Gabriel¹, Aguirre Oscar², Jiménez Javier²

¹Asesor Forestal, Calle Cuauhtémoc s/n, Col. Ortigas, C.P. 76340. Jalpan de Serra, Querétaro, México. Autor para correspondencia: gabdoca@hotmail.com

²Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Carretera Nacional Km 145. C.P. 67700. Linares, Nuevo León, México.

Resumen

La creciente concentración de CO₂ atmosférico es un problema global y evaluar cuanto puede capturar la biomasa forestal es crucial. Por ello se estimó la biomasa del fuste y calcularon factores de expansión para *Pinus teocote*, *Pinus pseudostrobus* y *Quercus spp.* Para esto se derribaron de 8 a 16 árboles y se les tomaron sus medidas dasométricas, para determinar su peso seco del fuste y ajustar modelos de biomasa. El mejor modelo ajustado fue de la forma $y = a(D)^b$, donde “y” es la biomasa aérea, *D* diámetro normal, y “a” y “b” parámetros de estimación. En todos los casos el ajuste (R²) fue mayor a 0.89 y el error (Sx %) menor a 30.9. Con éste se estimó la biomasa por tipo de bosque. El bosque de pino tiene 125.333 toneladas de biomasa por hectárea (tB ha⁻¹), el de encino-pino 112.593 tB ha⁻¹ y el de pino-encino 96.688 tB.ha-1. Se calcularon factores de expansión (*Fex*) de acuerdo a la formula $Fex = (Bf + Br + Bh) / Bf$, donde *Bf* es la biomasa del fuste, *Br* la biomasa de ramas y *Bh* biomasa de hojas. De manera general, los factores de expansión oscilaron de 1.185 a 1.912. Estos valores sirvieron para estimar el carbono contenido en dichas especies.

Palabras claves: CO₂, modelos de biomasa, parámetros de estimación.

Introducción

El principal gas de efecto invernadero en la atmósfera es el dióxido de carbono (CO₂) y sus fuentes principales de liberación son el uso de combustibles fósiles y la producción de cemento, en los países industrializados; así como la deforestación y el cambio de uso de suelo en países tropicales (Brown y Lugo, 1992). En México sus principales fuentes son: el uso de combustibles fósiles (liberan 83.8 MtC), el cambio de uso de suelo y forestería (liberan 30.2 MtC), así como los procesos de la industria del cemento, contribuyendo con 3.1 MtC (Gay y Martínez, 1995).

Es factible de revertir este proceso de liberación de carbono a la atmósfera mediante la protección y conservación de los ecosistemas arbóreos y arbustivos, así como la reforestación y la restauración de ecosistemas degradados (White *et al.*, 2000). De esta

manera, los bosques además de ser factor de desarrollo de un país y de sus modelos de sostenibilidad, también adquieren protagonismo mundial por su reconocimiento como productores de biomasa y sumideros en los sistemas contables de los ciclos de carbono (Dauber *et al.*, 2003).

La capacidad que tiene un bosque para producir biomasa determina su potencial para capturar carbono, por ello, para que se pueda clarificar la capacidad de carbono capturado por determinada especie, es necesario realizar, primero determinaciones de biomasa. Sin embargo, estimar biomasa implica métodos destructivos, lo que impone grandes dificultades operativas y costos elevados.

Una alternativa es realizar determinaciones directas en menor escala, al emplear modelos de regresión (ecuaciones alométricas), que puedan proporcionar estimaciones razonables, con menores dificultades (Sanquetta *et al.*, 2003).

Husch (2001), menciona que la mayoría de las ecuaciones para determinar volumen solo utilizan el diámetro normal y la altura total del árbol por lo que no incluyen otros componentes como raíces, hojas y ramas. Los factores de expansión son utilizados para obtener una estimación de biomasa de los árboles incluyendo todos sus componentes, utilizando por lo general la multiplicación de la densidad básica promedio por el volumen de cada árbol. Por ello, este trabajo se enfoca en la estimación de biomasa aérea a partir de ajuste de modelos predictorios de biomasa y la realización de factores de expansión de biomasa para las especies de *Pinus teocote* (Teocote), *Pinus pseudostrobus* (Pino blanco) y *Quercus* spp. (Encino) características de los bosques del sur de Nuevo León, que abarcan el 8.94 % del estado (Alanís *et al.*, 1995).

Materiales y métodos

Descripción del área de estudio

Se localiza el Ejido “Corona del Rosal” del municipio de Galeana, en la región sureste del estado de Nuevo León, México, ocupando una superficie de 6,646.42 ha. Sus coordenadas geográficas están entre los 24°27'23" y los 24° 32'51" de latitud norte y entre los 99° 53'54" y los 100°01'34" de longitud oeste. El clima se define como clima seco, del tipo semiseco, subtipo semiseco templado en verano $\{BS_1(x')\}$, con temperatura media de 17.9 grados centígrados y una precipitación media de 430.3 mm anuales. Los suelos dominantes en el área son: feozem calcáricos y litosoles de textura media, con pendientes que varían desde 5 % hasta 60 %. La altitud promedio es de 2000 msnm.

Ajuste de modelos

Durante la selección de los árboles muestra no se utilizó ningún diseño de muestreo determinado ya estos se obtuvieron de aquellos que están siendo aprovechados para aserrío, esto según el programa de manejo vigente en esta región. De este modo se eligieron para derribo de 8 a 16 árboles de Pino blanco (*Pinus pseudostrobus*), Pino chino (*Pinus teocote*) y Encino (*Quercus* spp.), esto con el fin de tener una buena representatividad de las especies en cuestión.

Antes del derribo se les midió el diámetro normal, la altura fuste limpio a la primera rama viva, la longitud de copa, el diámetro de copa N-S y E-O. Después del derribo, cada árbol se separó por componentes, hojas con ramas finas menores de 1cm de diámetro, ramas, y fuste. Posteriormente se determinó el peso húmedo de hojas y ramas, mientras que el fuste se seccionó en partes con un peso no mayor de 100 kg (capacidad máxima de la pesola) para obtener su peso húmedo total.

De las ramas y hojas se extrajeron tres submuestras, del fuste se extrajeron de 4 a 8 rodajas según el diámetro normal y la altura de cada árbol. Cada submuestra se secó en el laboratorio a una temperatura de 105 grados centígrados hasta tener un peso seco constante. Con los datos obtenidos, se calculó la relación peso seco a peso húmedo (ps/ph) promedio de cada componente. Posteriormente se multiplicó el peso húmedo total de cada componente (ramas, hojas) por su relación correspondiente para establecer el peso seco por componente. La relación de cada rodaja se utilizó para obtener el peso seco de cada sección del fuste del árbol a partir de su peso fresco respectivo a cada sección y así obtener el peso seco del fuste. La suma del peso seco de cada componente constituyó la biomasa total del árbol. Estos datos fueron organizados para realizar ajuste de ecuaciones.

Para hacer estimaciones de biomasa se pueden usar los mismos modelos de crecimiento y los generados para calcular volumen (Husch, 2001). Aquí se utilizaron sólo 15 de los 75 modelos descritos por Kiviste (Prodan *et al.*, 1997) y otros propuestos por este autor y por De los Rios (2003), ya que estos son los que han probado ser los mejores.

En estos modelos se estima la biomasa del fuste a partir del diámetro normal (altura a 1.3 m), como variable independiente, y el peso seco total del fuste (PST) como variable dependiente (Cuadro 1).

Los criterios de decisión para seleccionar el modelo con mejor calidad de ajuste, fueron; el coeficiente de determinación (R^2) y el error estándar porcentual ($S_x\%$).

Cuadro 1. Modelos seleccionados para biomasa

Modelo	Expresión matemática
Berkour	$y=a(D^b)$
Bertalanffy	$y = a(1 - E^{b-cD})^d$
Chapman-Richards	$y=a(1-E^{-bD})^c$
Gompertz	$y = aE^{-b^{-cd}}$
Hossfeldl	$y=t^c/(b+D^c/a)$
Korf	$y = aE^{-bD^c}$
Logarítmica	$y = a+b(\log(D))$
Logística	$y=a/(-1+ce^{-bd})$
Michailoff	$y = a(E^{bD(c)})+1.3$
Petterson	$y = 1.3+(D/a+b^{bDc}d)$
Polinomio 2° grado	$y = a+b(D+c(d^2))$
Prodan	$y=1.3+(D/a+b(D+c(D^2)))$
Schumacher	$y = aE^{dD^c}$
Van laar	$y = E^{(a+b/D+c/D^2)}$
Yoshida	$y=aD^d/(b+D^d)+c$

y = biomasa; D = diámetro normal;
 a, b, c, d = parámetros de estimación.

Levantamiento de datos para la estimación de biomasa

Para el cálculo de biomasa, se realizó un inventario de árboles utilizando en un muestreo al azar basado en un análisis cartográfico (CETENAL, 1977) del área de estudio, se delimitó la superficie y se calculó el área en hectáreas por tipo de bosque.

Se levantaron 483 parcelas de muestreo similares a las descritas por Schlegel *et al.* (2000). Primero se ubicaron las parcelas de 400 m², utilizando cintas a 11.28 m de radio desde el centro de cada parcela a los cuatros puntos cardinales. Se corrigió la distancia con la ayuda de un clinómetro cuando la pendiente era mayor al 10 %.

Se levantó la información correspondiente a 6,795 árboles: diámetro normal, altura total, longitud de copa (Lc), diámetro de copa (N-S y E-O), comenzando por el radio norte de la parcela y midiendo la totalidad de árboles del primer cuadrante. La medición de los árboles con diámetros mayores de 10 centímetros de diámetro normal se hizo en los cuadrantes II, III y IV.

Cálculos de factores de expansión

Para calcular los factores de expansión en biomasa área (F_{ex}), se utilizó el peso seco de ramas, de hojas y fuste, relacionados mediante la fórmula; $F_{ex} = (B_f + B_r + B_h) / B_f$; donde: B_f = biomasa del fuste, B_r = biomasa de ramas, B_h = biomasa de hojas.

Calculo de biomasa y carbono

La biomasa por tipo de vegetación se estimó con el modelo que mejor ajuste presentó con respecto al peso seco del fuste y el factor de expansión para cada especie y con los datos obtenidos del inventario de árboles, los resultados se expresaron en toneladas de biomasa por hectárea ($tB\ ha^{-1}$). Así mismo, el carbono capturado se calculo de acuerdo al valor por defecto del IPCC (2003) de 0.5, que presenta el porcentaje de carbono en la biomasa en peso seco, expresándose en toneladas de carbono por hectárea ($tC\ ha^{-1}$).

Resultados y discusión

De los 15 modelos seleccionados para la estimación de biomasa del fuste a partir del diámetro normal en *Pinus pseudostrubus*, *Quercus* spp. y *Pinus teocote*, el de mejor ajuste fue el de Berkour. Este tuvo un coeficiente de determinación de 0.92, 0.89 y 0.93 para las tres especies y los valores del error estándar fueron de 25.51, 30.90 y 23.56 respectivamente (Cuadro 2).

Cuadro 2. Ajuste del modelo Berkour para las tres especies evaluadas

Especie	a	b	Sx%	R ²
<i>P. pseudostrubus</i>	2354.144	-57.453	25.51	0.92
<i>Quercus</i> spp.	4371.395	-70.972	30.90	0.89
<i>P. teocote</i>	2543.055	-56.209	23.56	0.93

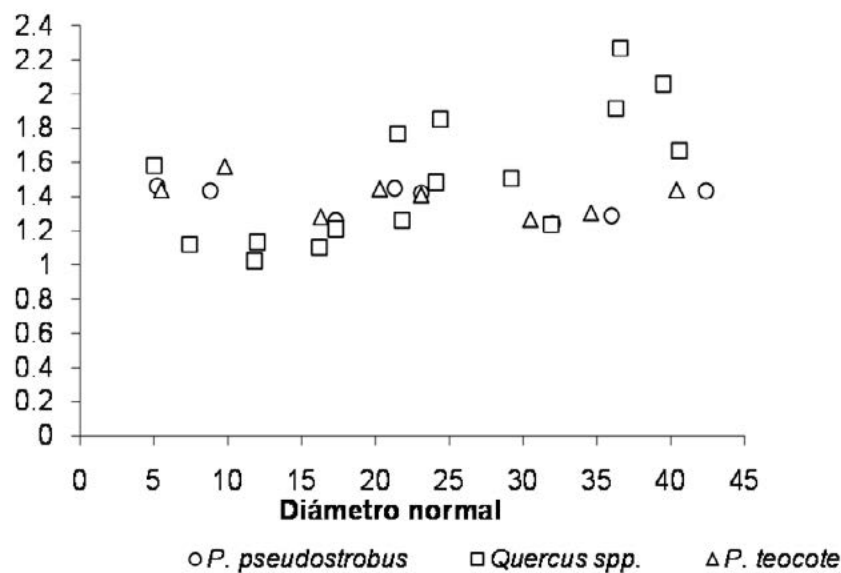
Lo anterior concuerda con lo expuesto por Sanquetta *et al.* (2003), quienes obtuvieron una R² de 0.89 utilizando el diámetro normal como variable predictora de biomasa aérea en *Pinus taeda* (pino). Para *Quercus* spp., Deans *et al.* (1996) reportan una R² con más del 0.97 con el diámetro a normal en relación a la biomasa.

Los factores de expansión para *Pinus pseudostrubus* oscilan entre 1.242 y 1.461; *Quercus* spp. de 1.185 y 1.912, mientras que para *Pinus teocote*, el valor mínimo fue de 1.265 y el valor máximo de 1.574 (Cuadro 3).

El promedio más bajo de factor de expansión obtenido en nuestro trabajo fue de 1.373 para *Pinus pseudostrubus*, esto es aproximadamente la mitad de 3.739, valor que Bautista y Torres (2003), encontraron como mínimo en la especie *Manilkara zapota* (Chicozapote). Por otra parte el promedio mayor reportado en esta investigación es de 1.511 para *Quercus* spp., difiere notablemente del valor máximo (21.306) que estos autores mencionan para *Caesalpinia platyloba* (Chakte viga) (Figura 1).

Cuadro 3. Factores de expansión de acuerdo a cada especie y por categoría diamétrica.

Spp.	CD	5	10	15	20	25	30	35	40	Promedio
<i>P. pseudostrabus</i>	F_{ex}	1.461	1.434	1.259	1.448	1.420	1.242	1.288	1.433	1.373
<i>Quercus spp.</i>	F_{ex}	1.533	1.488	1.265	1.185	1.508	1.740	1.912	1.464	1.511
<i>P. teocote</i>	F_{ex}	1.438	1.576	1.280	1.445	1.409	1.265	1.304	1.438	1.394

**Figura 1.** Factores de expansión (eje vertical) en relación al diámetro normal

Los valores de biomasa oscilaron entre 5.548 y 119 tB ha⁻¹ para el bosque de pino, para el bosque encino-pino de 13.348 a 99.245 tB ha⁻¹ mientras que de pino-encino presentó un mínimo de 7.782 y un máximo de 79.113 tB ha⁻¹. La biomasa estimada en esta investigación para el bosque de pino, es similar a lo que Bautista y Torres (2003), hallaron en el bosque tropical el Quintana Roo (134 tB ha⁻¹), por su parte Bolaños *et al.* (2007), reportan 196 tB ha⁻¹ para el bosque de encino-pino y 66 tB ha⁻¹ para el bosque de pino-encino, estimaciones de la cual la primera duplica el calculo que se reporta en este trabajo el segundo resultado difiere muy poco del valor máximo que se observa en nuestros resultados. Los valores de carbono variaron de 2.77 tC ha⁻¹ en su da máximo y 62 tC ha⁻¹ en su valor máximo (Cuadro 4).

Conclusiones

Todos los modelos ajustados presentaron buena correlación entre diámetro y biomasa, con valores no menores de 89 % y no más del 31% de error estándar.

En general, los factores de expansión oscilaron de 1.185 a 1.912. Determinar el valor de coeficientes de expansión por categoría diamétrica de cada especie permite observar una perspectiva más detallada de la variación interna de las especie en dichos valores.

Cuadro 4. Biomasa y carbono por tipo de vegetación.

Especie	Tipo de bosque					
	Bosque de pino		Bosque encino-pino		Bosque pino-encino	
	tB.ha ⁻¹	tC.ha ⁻¹	tB.ha ⁻¹	tC.ha ⁻¹	tB.ha ⁻¹	tC.ha ⁻¹
<i>P. teocote</i>	5,548	2,774	13,347	6,674	79,113	39,557
<i>P. pseudostrobus</i>	119,785	59,893	-	-	9,793	4,897
<i>Quercus</i> spp.	-	-	99,244	49,622	7,782	3,891
Total	125,333	62,667	112,591	56,296	96,688	48,344

Las densidades de biomasa y carbono varían de acuerdo a la edad del rodal, número de individuos, dinámica de crecimiento (diámetro y altura), homogeneidad o heterogeneidad del rodal, manejo del rodal y por supuesto las condiciones físicas y biológicas presentes en cada tipo de vegetación.

Los valores de coeficiente de expansión de biomasa aérea y carbono capturado, aquí presentados servirán para proyectos encaminados a la determinación de contenidos de biomasa y carbono en estas mismas especies en condiciones similares, sin necesidad de realizar derribos de árboles con métodos exhaustivos, lentos y costosos.

Referencias bibliográficas

- Alanís, G. J., M. González, M. A. Guzmán, y G. Cano. 1995. Flora Representativa de Chipinque. Árboles y Arbustos. Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey. Nuevo León, México. 32 p.
- CETENAL. 1977. Carta de cambio de uso de suelo. G14:C67. Camarones. Escala, 1:50,000.
- Bautista, J., y J. A. Torres. 2003. Valoración económica del almacenamiento de carbono del bosque tropical del ejido Noh Bec, Quintana Roo, México. Chapingo. Serie de Ciencias Forestales y del Ambiente. 99 p.
- Bolaños, A., A. N. Correa, G. Gándara, y M. Manzano. 2007. Captura de carbono y servicios ambientales hidrológicos como alternativas de aprovechamiento sustentable de los recursos naturales en el estado de Querétaro. Tercer Informe Técnico. Proyecto QRO-2004_C01-53.
- Brown, S., and A. Lugo. 1992. Aboveground biomass estimates for tropical moist forest of the Brazilian Amazon. *Interciencia* 17: 8-18.

- Dauber, E., J. Teran, y R. Guzmán. 2003. Estimaciones de biomasa y carbono en bosques naturales de Bolivia. *Forestal Iberoamericana* 1:1-10.
- Deans, J., J. Mora, and J. Grace. 1996. Biomass relationships for tree species in regenerating semi-deciduos tropical moist forest in Cameroon. *Ecology Management* 88: 215-225.
- De los Ríos, C. E. 2003. Evaluación de captura de carbono en plantaciones del genero *Pinus* en el noreste de México. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales, UANL. pp 13-65.
- Gay, C., y J. Martínez. 1995. Mitigación de emisiones y graduación de gases en México. *Interciencia* 20: 336-342.
- Husch, B. 2001. Estimación del contenido de carbono de los bosques. *En: Simposio Internacional Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestales*. 18 al 20 de Octubre del 2001. Valdivia, Chile. pp: 33-40.
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. 2004. Anuario Estadístico Nuevo León.. Gobierno del Estado de Nuevo León. 594 p.
- IPCC. 2003. Land use, land-use change, and forestry special report. Cambridge University Pres. Cambidge. 377 p.
- Prodan, M., R. Peters, F. Cox., and P. Real. 1997. *Mensura Forestal*. Serie de investigación y educación en desarrollo sostenible. Proyecto IICA/GTZ sobre agricultura, recursos naturales y desarrollo sostenible. San José, Costa Rica. 561 p.
- Watzlawiel, L. F., C. R. Sanqueta, A.A. de Mello, y J. E. Arce. 2003. Ecuaciones de biomasa aérea y subterránea de *Pinus tadea* en el sur del estado de Paraná, Brasil. *En: Simposio Internacional de Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestale*. 18 al 20 de Octubre del 2001. Valdivia, Chile. pp: 1-9
- Schlegel, B., J. Gayaso, y J. Guerra. 2000. Manual de procedimientos de muestreo de biomasa forestal. Medición de capacidad de captura de carbono en bosques de Chile y promoción en el mercado mundial. Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile. pp 1-24
- White, A., M. Cannel, and A. Friend. 2000. CO₂ stabilization, climate change and terrestrial carbon sink. *Global Change Biology* 6: 817-833.

1.40

Determinación del contenido de carbono en diferentes coberturas vegetales y uso del suelo, en el suelo de conservación del Distrito Federal

Ordóñez Díaz José Antonio Benjamín¹, Espinosa Moreno Martha Alicia², Jiménez Álvarez Itsel Fernanda³, Carmona Hernández Jhoana Verenise³, Galicia Naranjo Adolfo⁴, Calvo Hernández Fidel³ Balam de la Vega María Lucila³, Rojas Briseño Roció Grisel³.

Pronatura México A.C. Aspérgulas 22, Colonia San Clemente CP 01740. México. Autor para correspondencia: jabordonez@gmail.com

²*Universidad Autónoma Metropolitana*

³*Facultad de Ciencias, UNAM.*

⁴*FES Iztacala, UNAM.*

Resumen

El Distrito Federal cuenta con una extensión de 149,830 ha aproximadamente, y se divide en dos áreas básicas: área de desarrollo urbano (ADU) y área de conservación ecológica, actualmente denominada suelo de conservación (SC). En la primera, se llevan a cabo las actividades de uso y destino del suelo inherente a la zona urbana de la Ciudad de México. Mientras que el suelo de conservación posee características que favorecen la existencia de especies de flora y fauna, ofrece bienes y servicios ambientales que beneficia a toda la población del Distrito Federal a través del papel multifuncional de los recursos naturales que albergan. Entre los servicios ambientales que proporcionan se encuentra: la infiltración del agua para la recarga de acuíferos, barrera contra productos provenientes de la contaminación, tolvaneras e incendios, captura de dióxido de carbono, estabilidad de suelos y numerosos productos medicinales y alimenticios que consumen los habitantes de la zona rural del Distrito Federal. Actualmente, el suelo de conservación se encuentra amenazado por la acelerada urbanización de la Ciudad de México, en los últimos 60 años ha avanzado a razón de cerca de una hectárea por día debido a la escasez de suelo accesible para viviendas de interés social, y por el alto costo que significa acceder a la compra de una vivienda, de continuar con esta tendencia se verán disminuidos los bienes y servicios ambientales. Se seleccionaron 21 sitios de muestreo con diferentes clases de cobertura vegetal y uso de suelo y se realizaron análisis físico-químicos para determinar densidad aparente, densidad relativa, carbono orgánico total y nitrógeno total. Para el contenido de carbono en suelo se estimó a diferentes profundidades, y posteriormente se estimó el almacén potencial de carbono por tipo de suelo. Encontrando que la cobertura vegetal que más almacena carbono es el bosque de *Abies religiosa*, con un promedio de 106.8 MgC ha⁻¹

Palabras claves: servicios ambientales, contenido de carbono, uso del suelo

Introducción

El Suelo de Conservación del Distrito Federal, comprende el área rural que se localiza al sur y al sur poniente del Distrito Federal. Proporciona refugio a más de 2,500 especies de flora y fauna, inmersas en una extensa gama de ecosistemas y hábitat únicos, dados por su inclusión en el Eje Transmexicano, que es el hábitat de aproximadamente el 2% de la biodiversidad mundial, y del 12% de especies de flora y fauna de México (Secretaría de Medio Ambiente, 2007).

El funcionamiento natural de los ecosistemas del suelo de conservación, además de fortalecer su capacidad como almacén y sumidero de carbono, es fundamental para el mantenimiento de ciclos biogeoquímicos como el hidrológico de la Cuenca del Valle de México, ya que abarca las zonas más importantes para la recarga del acuífero. Se estima que el suelo de conservación provee un importante porcentaje del agua que consume la Ciudad de México (Gobierno del Distrito Federal, 2008). A pesar del amplio reconocimiento de los beneficios y servicios ambientales que el suelo de conservación aporta a la Ciudad de México, en este espacio convergen actores que generan condiciones que dan lugar a diferentes procesos de transformación del paisaje como: el cambio de cobertura vegetal hacia un uso de suelo y, por tanto, para la pérdida de superficies y con el subsecuente deterioro de recursos y ciclos naturales (Gobierno del Distrito Federal, 2008).

Sin duda, la problemática que enfrenta el suelo de conservación responde a una diversidad de factores, el más importante de ellos es la acelerada urbanización de la Ciudad de México, que en los últimos 60 años ha avanzado a razón de cerca de una hectárea por día. Esta urbanización está determinada, entre otros factores, por la escasez de suelo accesible para vivienda de interés social, y por el alto costo que significa acceder a la compra de una vivienda (Gobierno del Distrito Federal, 2008).

Al deterioro de los ecosistemas del suelo de conservación contribuye, también, la ausencia del manejo e inadecuado mantenimiento de los bosques, que se traduce en la propagación de plagas y enfermedades, incendios, tala ilegal y sobre pastoreo, entre los principales (Gobierno del Distrito Federal, 2008).

De continuar con la dinámica actual de crecimiento urbano y cambio de uso de suelo, se verán disminuidos los bienes y servicios ambientales que brinda el suelo de conservación, de los cuales depende la Ciudad de México, y en este caso, también se reducirá su contribución a la mitigación del cambio climático (Gobierno del Distrito Federal, 2008).

El área de estudio se localiza al sur y al sur poniente del Distrito Federal. Incluye la Sierra del Chichinautzin, la Sierra de las Cruces y la Sierra del Ajusco al sur y al poniente; al oriente el Cerro de la Estrella y la Sierra de Santa Catarina, así como las planicies lacustres de Xochimilco, Tláhuac y Chalco, y al norte, la Sierra de Guadalupe y el Cerro del Chiquihuite. En total abarca una superficie aproximada de 87,310 hectáreas y proporciona refugio a más de 2,500 especies de flora y fauna, inmersas en una extensa gama de ecosistemas y hábitat únicos, dada por su inclusión en el eje Neovolcánico, que es el hábitat del 2% de la biodiversidad mundial, y del 12% de especies de flora y fauna de México (Secretaría de Medio Ambiente, 2007).

Las comunidades rurales del Distrito Federal, se ubican dentro del denominado suelo de conservación, un territorio esencial por los servicios ambientales que se prestan a la ciudad

de México y áreas conurbadas, por lo tanto, con usos de suelo sometidos a restricciones legales. Entre los bienes y servicios que proporciona el suelo de conservación se encuentran la infiltración de agua para la recarga de los acuíferos, la captura de CO₂, la fijación de partículas producto de la contaminación y de las tolvaneras, y la estabilidad de suelos al evitar la erosión (Gobierno del Distrito Federal, 2008).

Materiales y métodos

Se identificaron las diferentes clases de cobertura vegetal y uso del suelo (CVyUS) en el área. En base a criterios predefinidos por la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco, se seleccionaron 21 sitios de muestreo establecidos en dichas clases de CVyUS (Figura 1), donde se colectaron tres muestras a diferentes profundidades con dos replicas distribuidas de forma sistemática en un círculo de 100 m².

Se colectaron muestras de suelo inalteradas en campo para la determinación de las densidades aparente y real, las muestras se obtuvieron con barrenos de dimensiones conocidas introducidos en el suelo a partir del horizonte 00, en los primeros 30 cm y se tomaron muestras de 0 a 5 cm, de 5 a 15 cm y de 15 a 30 cm, y se tomaron dos replicas más en cada uno de los sitios.

Para los análisis físico-químicos se utilizaron las muestras colectadas y empacadas en bolsas debidamente etiquetadas, se almacenaron en hieleras a 4°C para su traslado al laboratorio y así garantizar la integridad de la muestra, evitando alteraciones por procesos de degradación natural (respiración bacteriana o actividad enzimática), evitar pérdida de humedad, pérdida de muestra y/o contaminaciones.

Las muestras se secaron a temperatura ambiente, se pasaron por un tamiz de malla 10 (< 2mm). Se tomó una alícuota para ser molida finamente en un mortero con envase de ágata (FRITSCH/Pulverisette 2) para el análisis del carbón orgánico total.

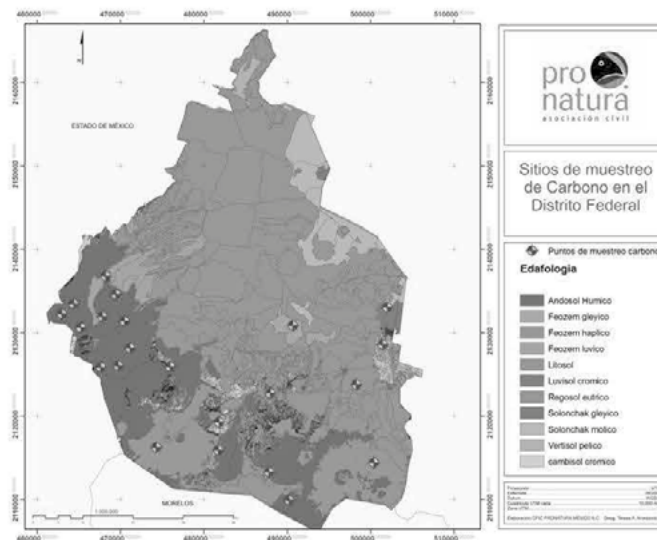


Figura 1. Localización de sitios de muestreo por tipo de suelo en el Suelo de conservación del D.F.

Determinación de carbón orgánico total: la medición del carbón orgánico total se realizó en muestras de 100 mg de sedimento (previamente seco y molido finamente) por el método de oxidación en un analizador Perkin Elmer, mod. PE 2400 Series II, con una sensibilidad de 0.001 - 3.6 mg C y 0.001 - 6.0 mg N. En presencia de un exceso de oxígeno y la combustión de reactivos, las muestras se queman por completo a 1,000°C y se reducen a gases elementales (CO₂) que son medidos por conductividad térmica por un detector de infrarrojo. Como control de calidad se analizó un estándar certificado de suelo de 2.5 a 3.5 % C ó 10.0 a 14.0 %C marca LECO dependiendo de la cantidad de carbón orgánico presente en las muestras.

Resultados y discusión

Se estudiaron 21 sitios de muestreo de suelos de conservación en el Distrito Federal con diferentes usos de suelo y diferentes coberturas vegetales (Cuadro 1). Se encuentran divididos en las siguientes delegaciones: cuatro sitios en la delegación Cuajimalpa de Morelos, tres en la delegación Milpa Alta, cuatro en Tlalpan, dos en Xochimilco, cuatro en Magdalena Contreras, dos en Tlahuac y dos en la delegación Álvaro Obregón.

Cuadro 1. Sitios de muestreo, por delegación, clase de cobertura vegetal o uso de suelo y tipo de suelo

Sitio	Delegación	Tipo de suelo	Clase de cobertura vegetal o uso del suelo
1	Tláhuac	Solonchak gelyco	Bosque de <i>Pinus hartweggi</i>
2	Tláhuac	Solonchak gelyco	Bosque de coníferas
3	Milpa Alta	Foezem haplico	Suelo agrícola
4	Milpa Alta	Solonchak molico	Bosque de Abies
5	Milpa Alta	Andasol Huminico	Suelo agrícola
6	Xochimilco	Foezem haplico	Bosque de Abies
7	Xochimilco	Foezem gleyico	Bosque de Abies
8	Tlalpan	Foezem haplico	Bosque de Abies
9	Tlalpan	Andasol Huminico	Suelo agrícola
10	Tlalpan	Solonchak molico	Chinampa agrícola
11	Tlalpan	Andasol Huminico	Área agrícola abandonada
12	Magdalena Contreras	Andasol Huminico	Suelo agrícola
13	Magdalena Contreras	Andasol Huminico	Suelo agrícola
14	Magdalena Contreras	Andasol Huminico	Suelo agrícola
15	Magdalena Contreras	Andasol Huminico	Suelo agrícola
16	Cuajimalpa de Morelos	Andasol Huminico	Pastizal
17	Álvaro Obregón	Andasol Huminico	Suelo agrícola
18	Álvaro Obregón	Andasol Huminico	Bosque de <i>Pinus hartweggi</i>
19	Cuajimalpa de Morelos	Andasol Huminico	Terreno abandonado
20	Cuajimalpa de Morelos	Andasol Huminico	Bosque de abies
21	Cuajimalpa de Morelos	Andasol Huminico	Bosque de <i>Pinus hartweggi</i>

De acuerdo a los resultados obtenidos se tiene que el mayor contenido de carbono se da en el sitio 17, en la delegación Alvaro Obregón con una concentración $138.6 \text{ MgC ha}^{-1}$, siendo el tipo de suelo Andosol húmico donde se encuentra el Bosque de *Abies religiosa*, siendo esta la cobertura vegetal que más carbono almacena; mientras que la cobertura vegetal que menos almacena es el suelo agrícola, siendo este el sitio tres, en la delegación Milpa Alta con el tipo de suelo Foezem haplico (Cuadro 2).

Los tipos de suelo donde se encuentran los sitios de muestreo fueron andosol lumínico almacenando $2'408,403.12 \text{ MgC}$, el tipo de suelo Foezem háplico almacena $2'875,689.36 \text{ MgC}$, el tipo de suelo Solonchak gleyico almacena $96,440.95 \text{ MgC}$, el Solonchak molico almacena $27,773.45 \text{ MgC}$ y el tipo de suelo Foezem gleyico almacena $42,064.97 \text{ MgC}$ (Cuadro 3).

La superficie en hectáreas estudiadas fueron $95,086.89$ y el contenido total de carbono almacenado en el suelo de conservación del Distrito Federal fueron $5'450,371.87 \text{ MgC}$.

Los bosque de *Abies religiosa* y *Pinus hartweggi* presenta el nivel más alto de contenido de carbono en el suelo debido a que sus bosques se encuentran en buen estado de conservación y sus hojas y acículas aportan materia orgánica en los suelos de esta región (Salomón *et al.*, 2007). Los ecosistemas forestales contienen más carbono por unidad de superficie que cualquier otro tipo de uso de la tierra y sus suelos, que contienen cerca del 40 por ciento del total del carbono, son de importancia primaria cuando se considera el manejo de los bosques (FAO, 2002)

Mientras que los suelos agrícolas se caracterizan por un contenido menor de materia orgánica, que los suelos forestales, debido a que las prácticas agrícolas tienen una gran influencia en el almacenaje de carbono en el suelo o su liberación a la atmósfera como CO_2 (Sandoval *et al.*, 2003). La agricultura que se realiza en el suelo de conservación del Distrito Federal es predominantemente de temporal con cultivos anuales como el maíz y la avena forrajera (Vela y López, 2009). Se observa que los suelos agrícolas son los valores más bajos debido a la falta de cobertura de suelos, esto se debe a las labores culturales realizadas durante el procesos de siembra y cosecha, ya que dejan al suelo desprotegido durante la mitad del año y no existe una cobertura vegetal permanente como el los suelos forestales. El carbono en el suelo tiende a incrementarse con las prácticas de labranza de conservación, por lo que menos materia orgánica es oxidada desde el suelo, y la temperatura del suelo tiende a bajar por efecto de la menor descomposición (Tate, 1987)

Cuadro 2. Contenidos de carbono por profundidad y por sitio

Sitio	0-5 MgC ha^{-1}	5-15 MgC ha^{-1}	15-30 MgC ha^{-1}	0-30 MgC ha^{-1}
1	10.8	23.9	36.6	71.4
2	16.3	34.3	56	106.6
3	2.6	3.1	0	5.7
4	6.2	10.6	15.2	32.1
5	19.2	35.8	12.2	67.2
6	12.4	14.9	8.9	36.2
7	10.3	14.2	9.8	34.2
8	17.7	28.6	47.7	94
9	10.3	39.7	50.1	100.1

Cuadro 2. Continuación

10	17.1	11.8	17.6	46.5
11	2	4.3	5.8	12.1
12	21.2	39.4	51.4	112
13	16.8	19.4	26.2	62.4
14	23.6	25.5	16	65.1
15	12.6	24.2	28.3	65.2
16	22.9	39.6	49.1	111.5
17	40	51.2	47.4	138.6
18	22.7	47.9	37.8	108.4
19	28.7	36.5	43.5	108.7
20	18.4	10.6	6.3	35.2
21	19.7	39.6	49.3	108.6

Cuadro 3. Almacén de carbono por tipo de suelo

Sitio	Delegación	Tipo de Suelo	Superficie en ha	Carbono almacenado
5	Milpa Alta	Andosol Húmico		
9	Tlalpan	Andosol Húmico		
11	Tlalpan	Andosol Húmico		
12	Magdalena Contreras	Andosol Húmico		
13	Magdalena Contreras	Andosol Húmico		
14	Magdalena Contreras	Andosol Húmico		
15	Magdalena Contreras	Andosol Húmico	28,587.69	2'408,403.12
16	Cuajimalpa de Morelos	Andosol Húmico		
17	Álvaro Obregón	Andosol Húmico		
18	Álvaro Obregón	Andosol Húmico		
19	Cuajimalpa de Morelos	Andosol Húmico		
20	Cuajimalpa de Morelos	Andosol Húmico		
21	Cuajimalpa de Morelos	Andosol Húmico		
7	Xochimilco	Foezem gleyico		
3	Milpa Alta	Foezem háplico	1,226.38	42,064.97
6	Xochimilco	Foezem háplico		
8	Tlalpan	Foezem háplico	63,481.00	2'875,689.39
1	Tlahuac	Solonchak gelyco		
2	Tlahuac	Solonchak gelyco	1,084.21	96,440.95
4	Milpa Alta	Solonchak molico		
10	Tlalpan	Solonchak molico	707.6	27,773.45
Totales			95,086.89	5408,306.92

En el área de estudio se encuentra el pastizal esta forma una cobertura permanente en el suelo aportando materia orgánica y cubriendo permanentemente el suelo, esto contribuye a la acumulación de carbono orgánico en el suelo.

Conclusiones

El mayor contenido de carbono se presenta en los sitios con vegetación de *Abies religiosa* y *Pinus hartweggi*, por lo que es importante recalcar la necesidad de controlar y restringir las causas de la deforestación a nivel regional y en función de los distintos tipos de vegetación que se afectan mayormente en el Distrito Federal.

También, es necesario frenar el cambio en el uso del suelo por expansión de las fronteras urbanas (principalmente), agrícolas y pecuarias ya que las áreas agrícolas tienen una menor capacidad para la captura de carbono.

Se requiere empezar a evaluar financieramente los servicios ambientales que ofrece la permanencia y manutención de los ecosistemas naturales para los asentamientos poblacionales y las regiones aledañas a donde aún se ubican fragmentos de vegetación natural para sensibilizar a la población de lo que se pierde en cuanto a calidad y salud del ambiente con dichos procesos.

El Distrito Federal podría contribuir al secuestro de carbono, ayudando a mantener un balance a favor de una menor liberación de CO₂, mediante la reforestación de áreas agrícolas o cubriéndolo de pastizales, para que estos aporten materia orgánica.

Referencias bibliográficas

- FAO. 2002. Captura de carbono en suelos para un mejor manejo de la Tierra. World soil resource. Rome, Italy. 73 p.
- Gobierno del Distrito Federal y Secretaria del Medio Ambiente. 2008. Programa de Acción Climática de la Ciudad de México 2008-2012. (<http://www.sma.df.gob.mx/sma/links/download/archivos/paccm_documento.pdf>, consultado en octubre del 2010).
- Salomón, L., G. Gómez, J. Etchevers. 2007. Acumulación de Carbono Orgánico en el suelo en reforestaciones de *Pinus michoacana*. *Agrociencia* 41(7): 711-721.
- Sandoval, E. M., N. Stolpe, E. Zagal, M. Mardones, y J. Junod. 2003. El secuestro de carbono en la agricultura y su importancia con el calentamiento global. *Theoria* 12: 65-71.
- Secretaria del Medio Ambiente. 2008. Agenda Ambiental de la Ciudad de México 2007-2012. (www.sma.df.gob.mx/sma/links/download/archivos/agendambiental2008/03suelo.pdf, consultado en octubre del 2010).
- Tate, R. L., 1987. Soil Organic Matter: Biological and Ecological Effects. John Wiley & Sons. New York.
- Vela-Correa, G. y J. López. 2009. Vulnerabilidad del suelo de conservación del Distrito Federal ante el cambio climático y posibles medidas de adaptación. Estimación de carbono orgánico total en los edafosistemas del suelo de conservación del Distrito Federal. Centro Virtual de Cambio Climático-Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM. México.

1.41

Estimación automatizada de coberturas del estrato herbáceo usando fotografías digitales

Ibarra Fernando¹

¹GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, México. Autor para la correspondencia: peyunco@gmail.com

Resumen

Dentro del área de procesamiento digital de imágenes, una de las tareas más comunes es la de clasificar los objetos que se encuentran en las imágenes; tarea para la cual se han desarrollado múltiples algoritmos y herramientas que puedan dar una aproximación bastante aceptable en comparación a una clasificación supervisada realizada por una persona o experto. El presente trabajo es creado debido a la necesidad de contar con una metodología que permita el análisis automatizado de la cobertura herbácea de miles de fotografías digitales, de las cuales surgen variantes de imágenes que aumentan la complejidad del problema, tales como la resolución de la imagen, iluminación, ángulo de toma de la imagen y la variedad de objetos que se pueden presentar en cada imagen. Por los problemas antes descritos, es necesario utilizar un espacio de color que nos permita realizar un análisis píxel por píxel en el cual solo tengamos que trabajar con el color que presenta cada píxel para la clasificación y estimación con un margen de error aceptable.

Palabras clave: imágenes, clasificación, análisis, espacio de color

Introducción

En la actualidad el uso de sensores para la detección de cambios, procesos y/o estados sobre los objetos de estudio en distintas áreas de investigación, ha tenido un amplio uso y un gran número de aplicaciones resultantes de ellos. Existe una amplia variedad de sensores que proveen de una enorme cantidad de datos según la aplicación y el tipo de sensor; generalmente el costo del sensor aumenta según las características, precisión y otros factores únicos de cada sensor según el tipo de éste. Para la estimación de cobertura de vegetación se pueden utilizar varios tipos de sensores, el más común es el Radiómetro Multiespectral, el cual realiza mediciones desde los 460 nm hasta los 1,750 nm dentro del espectro electromagnético; en el presente trabajo se describe una alternativa para la estimación de cobertura vegetal utilizando sensores CCD (Charged Coupled Device) el cual

se puede encontrar en la mayoría de las cámaras fotográficas digitales de uso doméstico y que solo cubren las bandas visibles del espectro electromagnético (verde, rojo y azul).

Materiales y métodos

Este trabajo realiza un análisis píxel por píxel para la detección de la vegetación en imágenes tomadas con cámaras fotográficas digitales de uso doméstico de varios fabricantes (Sony y Samsung), las imágenes fueron obtenidas del registro fotográfico del proyecto SIMTOG 2010 (Casiano *et al.*, 2011), todas las imágenes que se analizaron fueron tomadas desde una altura de 3.20 m sobre la superficie del suelo (Figura 1).

La metodología propuesta para la estimación de cobertura herbácea consta de dos fases, primero se realiza una conversión de espacios de color de RGB a CIE L*a*b (Burger y Burge, 2008; Kang, 2006) y después se clasifica cada píxel mediante valores umbrales para la detección de píxeles de color verde.

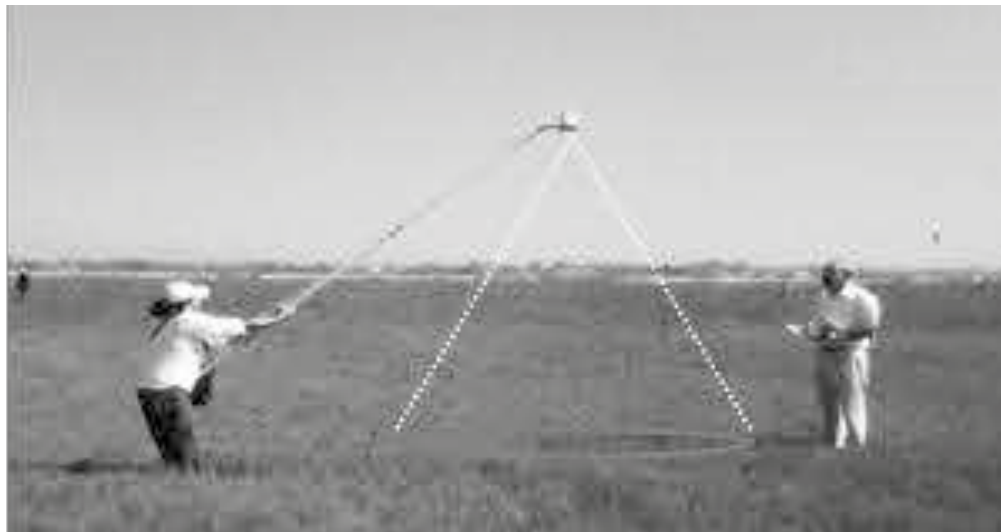


Figura 1. Posición de la cámara para la captura de la imagen.

Transformación entre espacios de color CIE a RGB

En cualquier aplicación que se requiera una representación de colores precisa, reproducible e independiente del dispositivo, es necesario hacer uso de un espacio de color calibrado. Dentro del registro fotográfico en el SIMTOG, se encuentran imágenes que fueron tomadas utilizando cámaras fotográficas compactas de distintos fabricantes, esto implica que el tamaño, tipo y resolución del sensor varían respecto a cada fabricante; como también las técnicas o algoritmos de remuestreo y compresión usadas por la cámara, las cuales son propiedad del o los fabricantes. Una forma de minimizar estos aspectos es mediante el uso de un espacio de color calibrado CIE L*a*b.

1. Espacio de color CIE XYZ

El sistema de color XYZ, desarrollado por la CIE (siglas en inglés Comisión Internationale d'Éclairage) en los 20's y que fuera estandarizado en 1931, es la base de la mayoría sistemas de color dentro de la colorimetría que se usan hoy en día. El esquema de color CIE XYZ fue desarrollado después de una serie de extensivas de mediciones de la percepción visual humana bajo condiciones controladas. Está basada en el uso de tres colores primarios imaginarios X, Y, Z, los cuales son elegidos tal que todos los colores visibles pueden describirse como la suma de los componentes positivos, donde la componente Y corresponde a la iluminación percibida o luminosidad de un color. Todos los colores visibles se encuentran dentro una región tridimensional con forma de cono, que curiosamente no incluye los colores primarios.

2. Transformación CIE XYZ \rightarrow L*a*b

Existen varias especificaciones para la conversión hacia y desde un espacio L*a*b, sin embargo, difieren ligeramente sobre los valores que toma L. Actualmente la especificación para convertir entre espacios CIE XYZ y L*a*b está definida por el estándar ISO 13655 como se describe a continuación: $L^* = 116 \cdot Y' / 16$, $a^* = 500 \cdot (X' - Y')$, $b^* = 200 \cdot (Y' - Z')$, donde,

$$X' = f_l\left(\frac{X}{X_{ref}}\right), Y' = f_l\left(\frac{Y}{Y_{ref}}\right), Z' = f_l\left(\frac{Z}{Z_{ref}}\right), \quad (1)$$

$$f_l(c) = \begin{cases} c^{\frac{1}{3}} & \text{para } c > 0.008856 \\ 7.787 \cdot c + \frac{16}{116} & \text{para } c \leq 0.008856 \end{cases} \quad (2)$$

Comúnmente el punto D65 es utilizado como punto blanco o de referencia (X_{ref} , Y_{ref} , Z_{ref}). Los valores L^* son valores positivos entre el rango [0,100] (usualmente escalados entre [0,255]). Los posibles valores para a^* y b^* están entre los rangos [-127, +127].

3. Espacio de color CIE L*a*b

El modelo de color L*a*b (especificado por CIE en 1976) de desarrollado con el propósito de linearizar la representación con respecto a la percepción del color en los humanos y al mismo tiempo crear un sistema de color más intuitivo. Desde entonces,

L^*a^*b se ha convertido en un modelo de color ampliamente utilizado y popular, particularmente en aplicaciones de fotografía de alta calidad. Las dimensiones en este espacio de color son la luminosidad L^* y las dos componentes de color a^* , b^* , que nos especifican el tono del color y la saturación a través de los ejes verde-rojo y azul-amarillo respectivamente. Los tres componentes especifican valores relativos y tienen como referencia el punto blanco $C_{ref} = (X_{ref}, Y_{ref}, Z_{ref})$.

4. Conversión de una imagen de un espacio de color RGB a CIE L^*a^*b

Cada imagen tomada por la cámara digital nos da como resultado una imagen en formato JPEG y con espacio de color RGB, para una mejor detección de la cobertura (vegetación) se realizó una conversión de espacio de color de RGB a CIE L^*a^*b , para hacer posible esta conversión, primero se convierte del espacio RGB al espacio CIE XYZ y después se pasa del espacio CIE XYZ al espacio CIE L^*a^*b . Para la conversión de RGB a CIE XYZ, dada las coordenadas de cromaticidad del sistema RGB (X_r, Y_r) , (X_g, Y_g) , (X_b, Y_b) y su blanco de referencia (X_w, Y_w, Z_w) mediante la siguiente ecuación obtenemos que:

$$\begin{matrix} X \\ Y \\ Z \end{matrix} = [M] \begin{bmatrix} R \\ G \\ B \end{bmatrix}$$

(3)

donde,

$$[M] = \begin{bmatrix} S_r X_r & S_g X_g & S_b X_b \\ S_r Y_r & S_g Y_g & S_b Y_b \\ S_r Z_r & S_g Z_g & S_b Z_B \end{bmatrix}$$

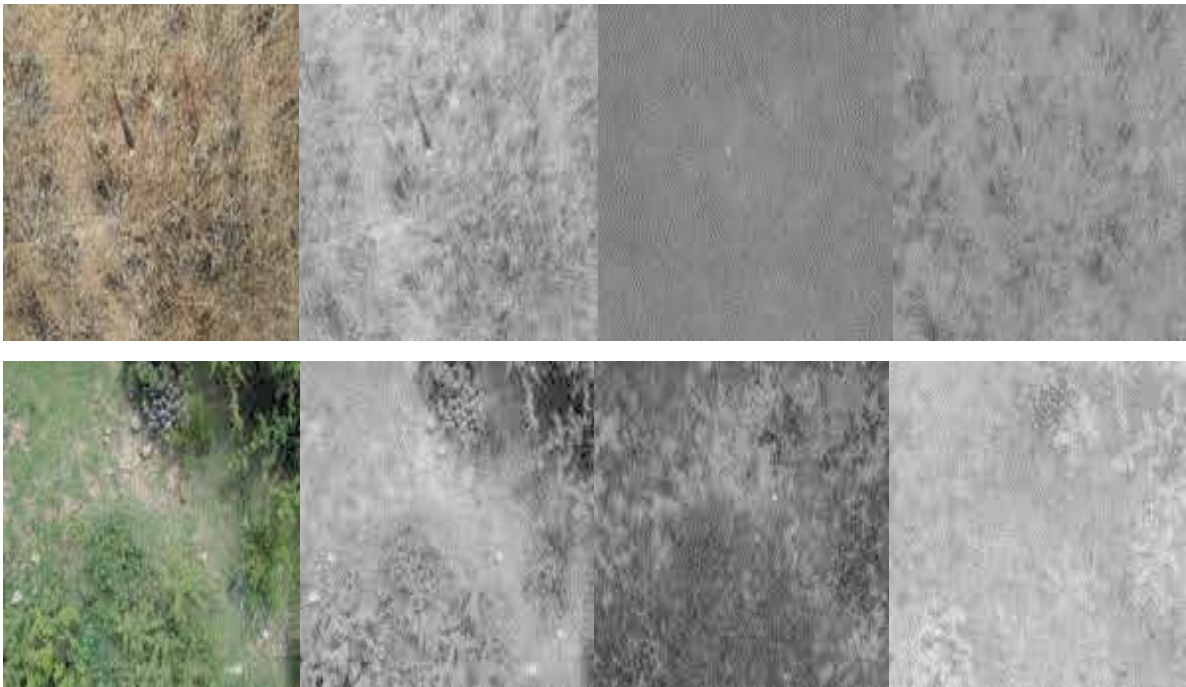
(4)

$$\begin{aligned}
 X_r &= x_r / y_r \\
 Y_r &= 1 \\
 Z_r &= (1 - x_r - y_r) / y_r \\
 X_g &= x_g / y_g \\
 Y_g &= 1 \\
 Z_g &= (1 - x_g - y_g) / y_g \\
 X_b &= x_b / y_b \\
 Y_b &= 1 \\
 Z_b &= (1 - x_b - y_b) / y_b
 \end{aligned}$$

$$\begin{bmatrix} S_r \\ S_g \\ S_b \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} X_r & X_g & X_b \\ Y_r & Y_g & Y_b \\ Z_r & Z_g & Z_b \end{bmatrix}^{-1} \begin{bmatrix} X_w \\ Y_w \\ Z_w \end{bmatrix}$$

(5)

Ya que tenemos los valores XYZ de cada píxel de la imagen, se continúa con la conversión CIE XYZ a CIE L*a*b mediante las ecuaciones mencionadas en la sección anterior (Figura 2).



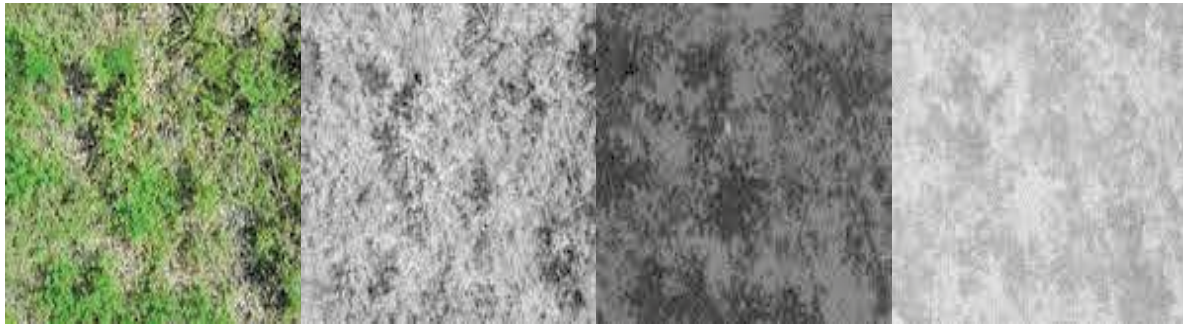


Figura 2. De izquierda a derecha imagen RGB original, componente L*, componente a* y componente b*.

Clasificación de la cobertura herbácea

El principal propósito del espacio de color CIE L*a*b es el de establecer de una forma más intuitiva de la representación del color para las aplicaciones en donde se requiere precisión en el manejo del color en las imágenes. La clasificación de la cobertura se realizó mediante umbrales sobre las componentes L*a*b de la imagen y se generaron tres tipos de clases: vegetación (píxeles verdes claros), vegetación sombreada (píxeles verde oscuro), sin clasificar o sin dato (cualquier otro píxel) (Figura 3).

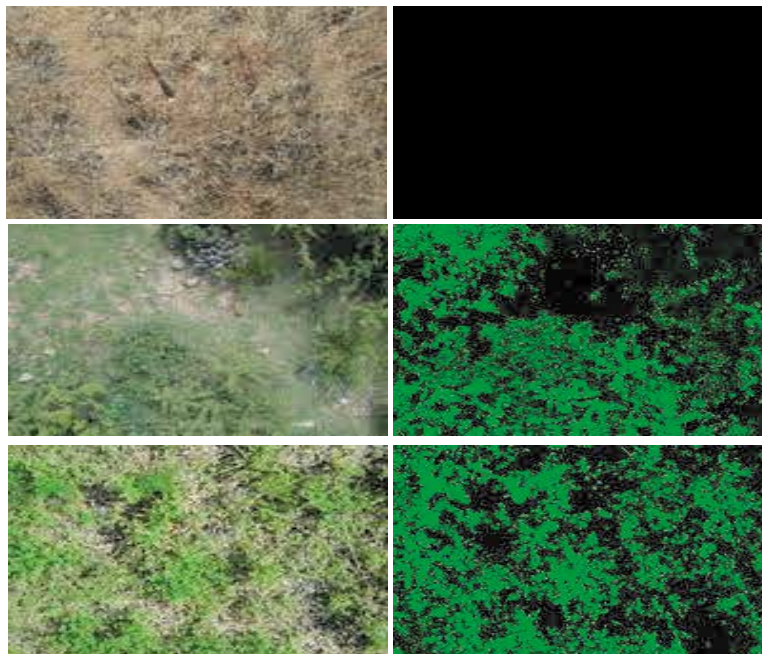


Figura 3. Columna izquierda imagen original en espacio de color RGB, columna derecha visualización de la clasificación de vegetación: verde claro = vegetación, verde opaco = vegetación con sombreado y negro = sin clasificar o sin dato.

Los valores umbrales utilizados para la clasificación se describen a continuación: 1) vegetación: si el valor del píxel en $a^* < -15$ y valor del píxel en $L^* > 50$; 2) vegetación sombreada: si el valor del píxel en $a^* < -10$ y valor del píxel en $a^* \geq -15$ y valor del píxel en $L^* \leq 50$; 3) sin clasificar ó sin dato: si el valor del píxel no cumple con las condiciones anteriores

Resultados y discusión

Para las imágenes analizadas, se encontraron factores que influyen en la correcta clasificación de la imagen, tales como la resolución con la que fue capturada de la imagen, si la imagen a analizar es menor a 5 megapíxeles el error de clasificación será mayor. La clasificación de la vegetación con sombra tiende a clasificarse como sin dato cuando el píxel es muy oscuro ó prácticamente de color negro.

La conversión de una imagen RGB a CIE L^*a^*b es un proceso que implica varias operaciones sobre matrices de datos, esto hace que el proceso de análisis para cada imagen tome un tiempo de entre 20 y 40 segundos según las características de la computadora en que se utilice.

Conclusiones

El espacio de color CIE L^*a^*b es una alternativa robusta que nos brinda flexibilidad para la detección de colores sobre imágenes, sobre todo cuando se sabe de antemano que colores son los que nos interesan para la detección. Actualmente se está ampliando el número de clases para realizar la detección de flores, suelo y agua sobre las imágenes.

Referencias bibliográficas

- Burger, W. and M. Burge. 2008. Digital Image Processing: An Algorithmic Introduction using Java. Springer Science+Business Media.
- Casiano M., M. Bolaños, M. J. Pérez, F. Paz. 2011 Sistema de Monitoreo Terrestre Orientado a la Ganadería (SIMTOG): avances 2011. Estas mismas memorias.
- Kang, H. R. 2006. Computational Color. SPIE Press.



1.42

Sistema de Monitoreo Terrestre Orientado a la Ganadería (SIMTOG): avances 2011

Casiano Marcos¹, Bolaños M, Pérez María Jesús¹ y Paz Fernando¹

¹*GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, México. Autor para la correspondencia: mcasiano@colpos.mx*

Resumen

El monitoreo del estado de la vegetación asociado a las actividades ganaderas en el país tiene enormes retos en relación a su implementación operacional. En el contexto de las políticas públicas de la SAGARPA (PROGAN), se diseñó e implementó el Sistema Nacional de Monitoreo Terrestre Orientado a la Ganadería o SIMTOG, con una visión multi-escala y de visión a su uso en la calibración y validación del Sistema Nacional de Monitoreo Satelital Orientado a la Ganadería (SIMSOG). El SIMTOG consistió de tres redes de monitoreo: básica, complementaria y extendida, cada una con diseños particulares y complementarios para la expansión de la información obtenida hacia estimaciones de capacidad de carga animal y producción primaria neta de los ecosistemas de México, a diferentes escalas de representación y de análisis de la variabilidad espacial. Los resultados obtenidos han sido satisfactorios y su análisis ha permitido realizar nuevos cambios en la campaña del 2011, esperando se reflejen en menores errores e incertidumbres bajas de estimación. El uso del SIMTOG para calibrar el SIMSOG está en proceso de desarrollo, esperando contar con un sistema satelital calibrado que permita realizar estimaciones de capacidades de carga animal en todo México y en series de tiempo históricas.

Palabras claves: multi-escala, SIMSOG, red básica, complementaria y extendida, radiometría

Introducción

La evaluación de la componente “Producción Pecuaria Sustentable y Ordenamiento Ganadero y Apícola (PROGAN)” del Programa de Uso Sustentable de los Recursos Naturales para la Producción Primaria de la SAGARPA (SAGARPA, 2007 y 2008), como política pública, planea retos importantes dado su carácter nacional y dispersión geográfica de los productores apoyados.

En el pasado la información relativa a coeficientes de agostadero fue realizada por la COTECOCA (1967), generando planos estatales (décadas de los 60s, 70s y algunos de los 80s) de capacidades de carga animal a escalas de 1:500,000 y menores. Estos trabajos solo

han sido actualizados en pocos predios ganaderos en el país, por lo que plantea enormes retos para la evaluación del PROGAN.

Usando la tecnología satelital, en el 2008-2009 se instrumentó el Sistema Nacional de Monitoreo Satelital Orientado a la Ganadería o SIMSOG (Paz *et al.*, 2011a), con el objetivo de establecer una línea base para el PROGAN, así como el seguimiento anual de los resultados de su implementación. A la par del SIMSOG, a partir del 2009 se implementó el Sistema Nacional de Monitoreo Terrestre Orientado a la Ganadería o SIMTOG. Los objetivos planteados para el SIMTOG fueron:

- Establecimiento de un sistema nacional de monitoreo terrestre que sea representativo de los diferentes ecosistemas donde se desarrolla la ganadería en México (principalmente matorrales y pastizales) y que incluya sitios dentro y fuera del PROGAN.
- Calibrar y validar los productos satelitales del monitoreo, en las diferentes escalas espaciales y temporales de representación.
- Establecer sitios demostrativos de tecnologías de asistencia satelital a nivel de predios o Unidades de Producción Pecuaria (UPP).
- Establecer sitios permanentes para validación de otros esquemas de asistencia o monitoreo, incluyendo los de tipo climático

El SIMSOG y SIMTOG utilizan una implementación multi-escala, Figura 1, para acoplar diferentes productos satelitales y terrestres, de tal manera que pueda existir una armonización de escalas y esquemas de calibración y validación de productos satelitales. En la parte satelital, la resolución más gruesa es de 1,000 m x 1,000 m, usando el sensor AVHRR de los satélites NOAA, después el sensor MODIS (escala de 1,000 m, 500 m y 250 m) de los satélites AQUA y TERRA, hasta el sensor TM y ETM (resolución de 30 y 60 m) de los satélites LANDSAT y los diferentes sensores de la Constelación SPOT (2, 4 y 5), con resolución de 30, 20, 10 y 2.5 m (Figura 1).

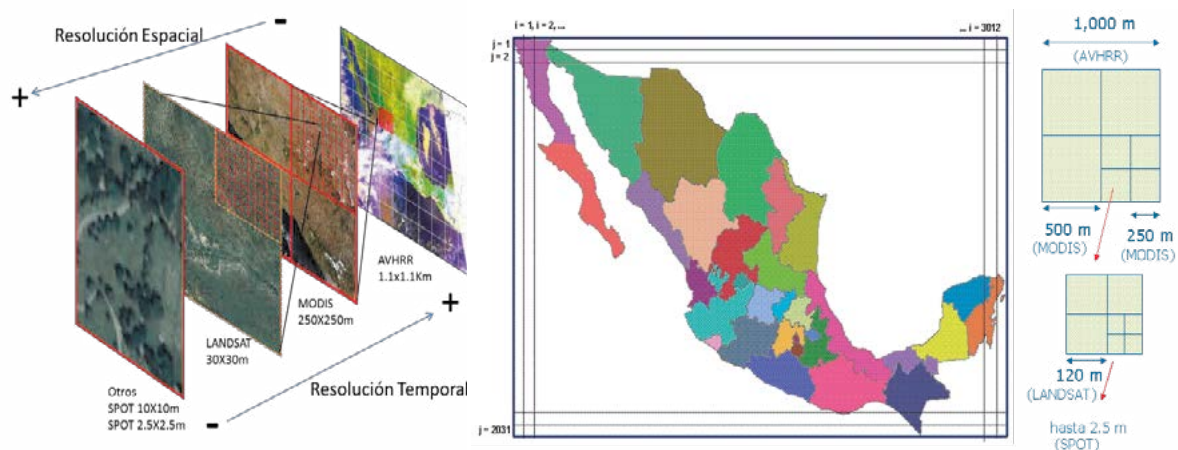


Figura 1. Conceptualización del sistema multi-escala de monitoreo SIMSOG y SIMTOG.

Materiales y métodos

La estrategia del SIMTOG fue desarrollada para tener información complementaria a diferentes escalas y variables de medición y se estructuró usando tres redes de muestreo: red básica, red complementaria y red extendida. La red básica se enfocó al levantamiento de datos radiométricos, fotográficos y de biomasa del estrato herbáceo y arbustivo en un esquema multi-escala y de variables biofísicas directas e indirectas. La red extendida fue diseñada para obtener información relacionada con el estrato arbóreo y arbustivo, también en un esquema multi-escala; y la red complementaria fue diseñada para tener información más espacialmente representativa en forma de escala fija.

En el caso de la red básica, se implementaron 506 sitios permanentes de muestreo (SPM) para su seguimiento inter e intra anual, ubicados en los principales ecosistemas de interés para las actividades ganaderas en el país (Figura 2). Un SPM, es un área cuadrangular de 225 ha (1.5km x 1.5km), en cuyo interior contiene 9 estaciones de muestreo (EM), en diseño sistemático y no sistemático, donde los centros entre estaciones de muestreo se ubican a cada 300m (Figura 3). Con el objeto de llevar un mejor control y estandarizar la nomenclatura, las EM se enumeraron de Norte a Sur y de Este-Oeste dentro de los SPM, tal como se observa en la Figura 3. Las Estaciones de muestreo son subsitios de 1 ha (100m x 100m) en cuyo interior se distribuyeron 17 puntos generales de muestreo (PGM), separados a 12.5 m entre sí; y en cada cuadrante se estableció un punto denominado punto de muestreo de biomasa (PMB), Figura 2. En cada PGM se realizaron mediciones de reflectancias (mismas bandas espectrales que el sensor TM5 del satélite Landsat) usando un radiómetro multi-espectral modelo MSR16R de CropScan^{MR} y mediciones de la cobertura vegetal usando una cámara digital modelo Cyber-shot DSC-V1 de Sony^{MR} con resolución de 5.0 megapíxeles. En los PMB, adicionalmente a las mediciones radiométricas y de cobertura vegetal, se pesó en fresco el total del estrato herbáceo en una área de un círculo de 1.6 m de diámetro (misma área de visión que el radiómetro) y además se realizaron pesadas en fresco de las especies forrajeras y no forrajeras en este estrato. Los pesos frescos fueron convertidos a pesos secos al llevar las muestras de biomasa a peso constante en el secado en horno. La biomasa de cada SPM es el promedio de 18 (2 PMB por EM) o 36 (4 PMB por EM) muestras individuales.

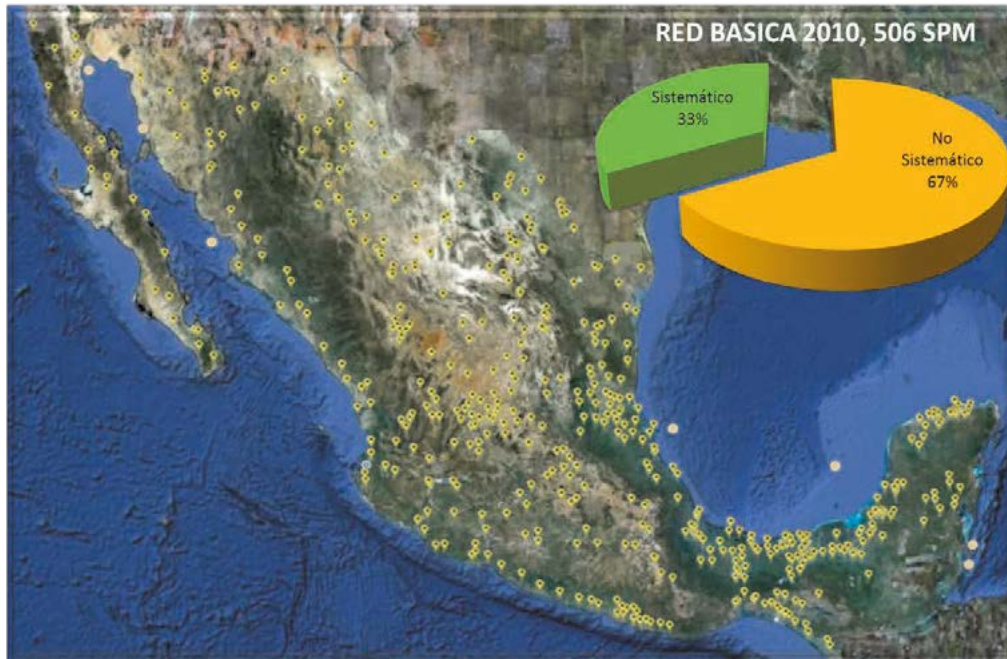


Figura 2. Localización de los SPM del SIMOG.

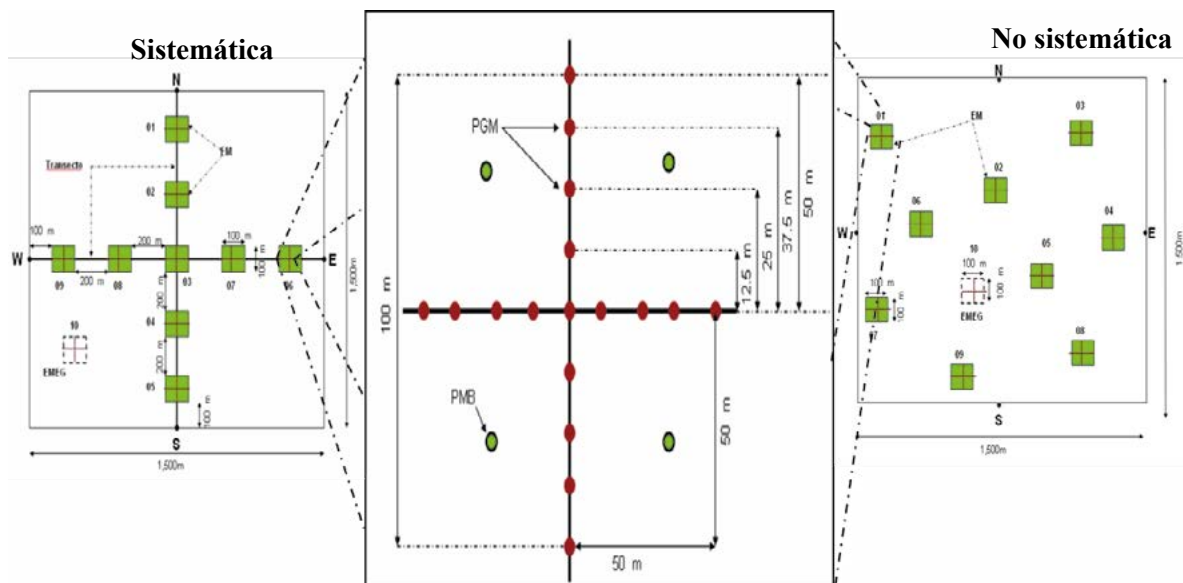


Figura 3. Diseño de las configuraciones de muestreo, distribución sistemática y no sistemática de estaciones de muestreo en SPM y puntos de medición en las EM en la red básica.

El diseño de las mediciones biofísicas-espectrales sigue una lógica de caracterizar una relación entre la biomasa (Bm) y la cobertura aérea (COB) del estrato herbáceo-arbustivo debajo de la cámara, así como de la Bm y las reflectancias medidas con el radiómetro; a través de índices espectrales de la vegetación (IV) (Paz *et al.*, 2011b). Adicionalmente, la relación entre la COB y los IV se establece. La COB (porcentaje de material verde) es estimada de las fotografías digitales (Ibarra, 2011). Esas mediciones pareadas de Bm, COB e IV son escasas (18 a 36 por SPM) y provienen de solo los PMB (2 a 4 por EM, con 9 EM). Las relaciones funcionales establecidas permiten expandir las mediciones de los PMG (17 por EM y 9 EM; 153 mediciones) donde solo se miden reflectancias (IV) y COB. De esta manera, es posible caracterizar la variabilidad espacial de la Bm dentro del área de muestreo de las EM y SPM; y evaluar el efecto de escala. La temporalidad de los muestreos de los SPM está en función de caracterizar el ciclo completo de crecimiento de la vegetación, por lo que plantearon de 3 a 5 visitas en el año, tal como se muestra en la Figura 4.

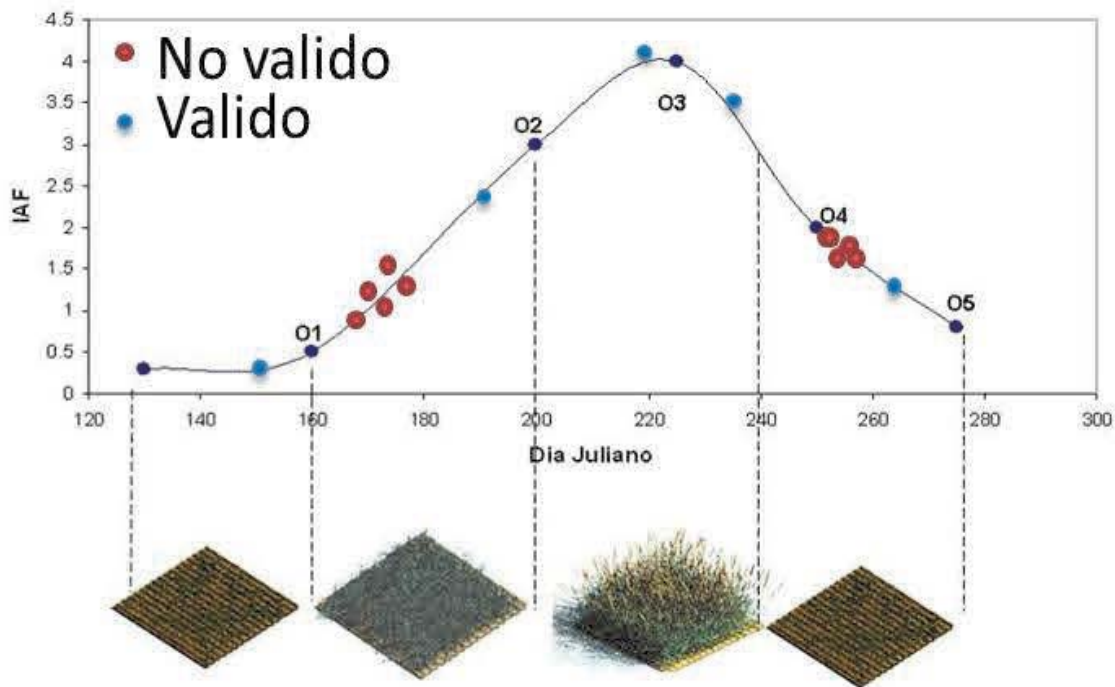


Figura 4. Distribución intra anual de las mediciones en las SPM, usando el índice de área foliar (IAF) como indicador del crecimiento de la vegetación.

Adicionalmente a la red básica, para tener una representación espacial adecuada para el país, se desarrolló la red complementaria para tomar mediciones tipo PMG y por cada 10-12 mediciones de PMG, tomar una medición tipo PMB, de tal forma que se pudieran establecer relaciones entre la Bm, COB y los IV. Estas mediciones fueron realizadas siguiendo las vías de acceso en los estados, tanto en camino a los SPM como en rutas

alternas. El total de puntos levantados tipo PMG fueron 5,162 y 415 tipo PMB. La Figura 5 muestra la distribución de estos puntos. Considerando que la relación entre el SIMTOG y el SIMSOG, además del efecto de escala, conlleva una comparación limitada en relación a los estratos de la vegetación, ya que las imágenes satelitales muestrean a todos los tipos de vegetación en un píxel y no solo el estrato herbáceo-arbustivo como en el SIMTOG, se desarrollaron dos estrategias para considerar estas diferencias: red extendida de mediciones y vuelos con helicóptero de control remoto (HCR). En el caso de la red complementaria, se utilizaron imágenes de satélite de alta resolución (menor o igual a 1m), 2009 o 2010, provenientes de Google Earth Pro^{MR} para realizar un conteo del número de árboles o arbustos, así como la cobertura de copa de estos o de agrupaciones o manchones arbóreos o arbustivos. Para esto, cada SPM fue segmentado en 16 celdas de 375m x 375m, y en cada una de ellas se realizó las tareas descritas de caracterización, generando 8,064 celdas o puntos de muestreo con información de densidad y cobertura aérea del estrato arbóreo y arbustivo. Para validar estas mediciones usando imágenes satelitales, en campo se realizaron mediciones de densidades de árboles y arbustos por rangos de altura, usando a la altura como un indicador del ancho de copa. El número de SPM usados en este ejercicio fue 14, con 252 áreas de medición.



Figura 5. Ubicación geográfica de los puntos de muestreo de la red complementaria del SIMTOG.

Finalmente, usando un HCR equipado con un radiómetro similar usado en la red básica, pero con 16 bandas espectrales, en un subconjunto de SPM (en 9 estados) representativos de los diferentes ecosistemas de México, se realizaron vuelos en la EM usando transectos Norte-Sur y Este-Oeste de 100 m, con mediciones cada 20 m, con el helicóptero a una altura de 40 m para toma de radiometría en un círculo de 20 m de diámetro, Figura 6. Este tipo de mediciones radiométricas y de coberturas permite caracterizar todos los estratos de la vegetación y relacionar las mediciones radiométricas y de cobertura de los PMG y PMB a escalas de 20 m o mayores (promedios de variables biofísicas).

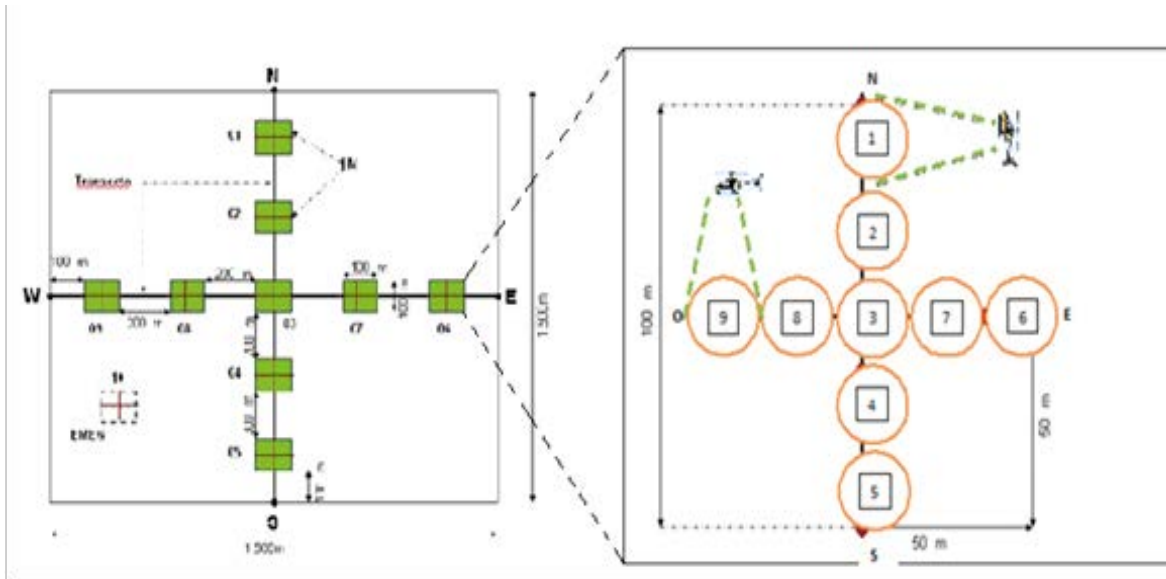


Figura 6. Esquema de mediciones con el helicóptero de control remoto en las EM de las SPM del SIMTOG.

Resultados y discusión

Aunque aún se está en proceso de la campaña 2009-2010 del SIMTOG, los resultados iniciales (Paz *et al*, 2011b) muestran que la información biofísica y espectral obtenida está de acuerdo al marco teórico desarrollado para el SIMSOG y que la fusión de la información terrestre y satelital puede realizarse con niveles de incertidumbre relativamente bajos para realizar estimaciones de carga animal en términos interanuales y escalas espaciales de píxeles de 250 m o 1,000 m.

La experiencia de operación del 2010 sirvió para estructurar sistemas de control de calidad más rígidos para las brigadas de campo y correcciones en algunos protocolos de medición. Los cambios más importantes para la campaña 2011 son:

- Para discriminar por estratos las mediciones de radiometría, cobertura y biomasa, se cambió al protocolo de considerar primero una medición (cuando hay arbustos y herbáceas) inicial y después retirar los arbustos y volver a medir con solo herbáceas. Esto solo para los puntos PMB.
- Todos las EM fueron revisadas y realineadas para que su orientación sea el norte real, corrigiendo por las declinaciones magnéticas.
- La distribución de las EM en un SPM; caso no sistemático, fue revisado para una distancia mínima separación de 300-500 m entre centros de EM adyacentes. En caso de no cumplir con esta distancia, las EM se reubicaron.
- La distancia mínima entre SPM adyacentes en un estado fue establecida en 30 km, a menos que existiera una justificación de su ubicación (ecosistema característico y diferente). Las SPM que no cumplieran esto se reubicaron.

- Para poder reducir los errores de ubicación de las EM, y sus puntos de medición, en las revisitas, se enterraron varillas metálicas para su localización con un detector de metales.
- En lo general, los protocolos de medición en campo fueron revisados para considerar situaciones no especificadas y definir criterios para resolver estos conflictos (*e.g.*, en un PMG hay un arbusto, ¿que hacer?).

Un cambio mayor implementado en el 2011, todavía en proceso de asimilación y revisión, fue el automatizar el proceso de control de calidad para que las brigadas pudieran tener una revisión en el mismo campo en relación a la calidad de su trabajo (aprobado o no aprobado). Para esto, un primer protocolo fue la automatización de las mediciones de radiometría (radiómetro y dataloger) usando un programa instalado en las mini laptops de los brigadistas, bajo las siguientes consideraciones:

- Los brigadistas llevan una bitácora que define la secuencia de mediciones y mediciones incorrectas.
- El proceso de control se realiza EM por EM en un SPM, de tal manera que si la EM es rechazada, se pueda medir de inmediato.
- Usando el sistema SPMPROC de control de calidad, la descarga de los datos del dataloger es realizada en automático, sin que el operador pueda cambiar algún parámetro. El sistema posteriormente hace un encriptado de toda la información y la procesa creando una serie de directorios de datos asociados al proceso de control de calidad y genera un registro de errores, si los hay. Todos los archivos generados están encriptados y con seguridad interna relacionada a posibles cambios en los nombres de los archivos.
- Si el proceso es correcto, un segundo programa denominado SENDER recopila toda la información generada, hace un encriptado en un solo archivo comprimido y lo deja listo para enviarse a oficinas centrales en el Colegio de Postgraduados para una revisión de auditoría. El que este programa pueda generar el archivo de envío, implica que el SPM está aprobado preliminarmente en relación a datos de radiometría.

El análisis automatizado del proceso de control de calidad de la toma de fotografías digitales está en proceso de implementación, de tal manera que se podrá revisar en forma automática que las fotografías sean horizontales, a la distancia correcta, que estén centradas (detección de aro de medición) y que tengan una calidad adecuada. Finalmente, el control de calidad global de todos los protocolos de medición se realizara, automatizado, cuando las mediciones de biomasa estén terminadas (secado de la biomasa).

Conclusiones

El Sistema Nacional de Monitoreo Terrestre Orientado a la Ganadería o SIMTOG permite una caracterización multi-escala del crecimiento de la vegetación en los diferentes ecosistemas representativos de México, de interés ganadero. Su estructuración genera elementos para acoplar o fusionar la información satelital con la terrestre, de tal manera que se pueda tener un sistema de monitoreo, reporte y verificación sólido. Aunque es necesario



implementar nuevos paradigmas y protocolos de medición y de control de calidad, la experiencia obtenida hasta el día de hoy, permite definir una agenda de desarrollo y análisis para las próximas campañas. El acoplamiento del SIMTOG para calibrar los productos satelitales del SIMSOG permitirá realizar estimaciones de capacidad de carga en términos espacialmente exhaustivos en todo México y en series históricas de tiempo.

Reconocimiento

El presente proyecto fue financiado por la Coordinación General de Ganadería de la SAGARPA bajo diferentes convenios anuales con el Colegio de Postgraduados

Referencias bibliográficas

- Casiano, M., M. Bolaños, M. Perez, y F. Paz. 2011. Sistema de Monitoreo Terrestre Orientado a la Ganaderia (SIMTOG): avances 2011. Estas mismas memorias.
- COTECOCA. 1967. Metodología para determinar tipos vegetativos, sitios y productividad de sitios. Publicación No. 8. México, D.F. 84 p.
- Ibarra, F. 2011. Estimación automatizada de coberturas del estrato herbáceo usando fotografías digitales. Estas mismas memorias.
- Paz, F., F. Ibarra, R. Medrano, M. Reyes, y M. Marin. 2011a. MRV del sector ganadero: evaluacion 2010. Estas mismas memorias.
- Paz, F., M. Pérez, C. Rojas, M. Rodriguez, S. Ortiz, M. Casiano, y H. Diaz. 2011b. Una aproximación a la estimación de la biomasa herbácea y arbustiva en matorrales y pastizales de Coahuila, México usando radiómetros multi-espectrales. Estas mismas memorias.
- SAGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación). 2007. Acuerdo por el que se Establecen las Reglas de Operación de los Programas de la Secretaria de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, Diario Oficial de la Federación, 31 de diciembre de 2007, 132 p.
- SAGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación). 2008 Lineamientos Específicos del Componente Producción Pecuaria Sustentable y Ordenamiento Ganadero y Avícola (PROGAN) del Programa de Uso Sustentable de Recursos Naturales para la Producción Primaria de las Reglas de Operación de los Programas de la Secretaria de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, Diario Oficial de la Federación. 10 de marzo de 2008. 27 p.

1.43

Estudio de cambios estacionales de características superficiales derivados de imágenes satelitales MODIS en la región del Monzón Norteamericano (NAM)

Watts Christopher¹, Rodríguez Julio-César², Lizárraga Carlos¹, Garatuza Jaime³, Yépez Enrico³, Vivoni Enrique⁴, Scott Russell⁵

¹Universidad de Sonora, Departamento de Física, Hermosillo, Sonora, México. Autor para correspondencia: cwatts@correo.fisica.uson

²Universidad de Sonora, Departamento de Agricultura y Ganadería, Hermosillo, Sonora

³USDA-ARS, Southwest Watershed Research Center, Tucson, Az 85025

⁴Arizona State University, School of Earth and Space Exploration, Tempe, Az

⁵Instituto Tecnológico de Sonora, Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Cd. Obregón, Sonora

Resumen

Se analizan las características superficiales en seis sitios en el noroeste de México y suroeste de EUA, dentro de la región del Monzón de Norte América (NAM), utilizándose datos disponibles del satélite MODIS y datos obtenidos en terreno sobre pastizal (P, Kendall, Az.), matorral desértico (MD, Lucky Hills, Az.), matorral subTropical (MST, Rayón, Son.) y selva baja caducifolia (SB, Tesopaco, Son.) El análisis para cada sitio se llevó a cabo para el período de operación de MODIS (Marzo 2000 a la fecha) utilizando los productos MODIS compuestos sobre 8 o 16 días, para eliminar píxeles contaminados por nubes: temperatura de superficie (LST), índice de vegetación mejorado (EVI) y albedo. De esta manera, se pudo analizar la respuesta de los tres ecosistemas más importantes en la región: matorral desértico (MD), matorral sub-tropical (MST) y selva baja caducifolia (SBC). Los efectos del monzón (incremento en EVI y decremento en LST) aparecen a principios de junio en Jalisco y se propagan hacia el norte, llegando al sur de Arizona hasta finales de Julio. En general, los ecosistemas del norte (MD y MST) muestran mayor variabilidad estacional en LST y menor en EVI, mientras que la selva caducifolia en el sur muestra mucha mayor variabilidad en EVI y menor en LST. Se concluye que los datos de MODIS son una herramienta valiosa para la evaluación de la respuesta de la superficie bajo la influencia del monzón. En el norte de la región del NAM se cuenta con 3 sitios de medición de flujos de vapor de agua y dióxido de carbono sobre tres diferentes superficies: pastizal, MST y SBC. Se determinó la eficiencia en el uso del agua por el ecosistema (Ecosystem Water Use Efficiency, EWUE), la cual se define como la relación entre asimilación neta de CO₂ del ecosistema y la evapotranspiración ET y se investigó la relación entre EWUE y EVI para estos ecosistemas, encontrándose un buen ajuste lineal

Palabras Clave: NAM, MODIS

Introducción

El Monzón Norteamericano inicia en junio en el suroeste de México y se propaga rápidamente en la zona hacia el norte, principalmente en la zona entre la costa y la Sierra Madre Occidental (Douglas *et al.*, 1993; Reyes *et al.*, 1994; Gochis y Brito-Castillo, 2006). Se seleccionaron cinco sitios en esta zona a diferentes latitudes, desde la selva baja y mediana en Jalisco hasta el matorral desértico (MD) en Arizona (Figura 1). En esta región, existen 4 sitios de mediciones del intercambio de vapor, calor y radiación entre superficie y atmósfera en diferentes ecosistemas importantes: selva baja en Chamela, Jalisco (CH) (Maass *et al.*, 1995) y Tesopaco, Sonora (TP) (Watts *et al.*, 2004), matorral subtropical en Rayón, Sonora (RY) (Vivoni *et al.*, 2008) y matorral desértico en Lucky Hills, Arizona (LH) (Scott *et al.*, 2006). Además, se seleccionó otro sitio no instrumentado de selva baja caducifolia en la zona de máxima intensidad del Monzón: Tamazula, Durango (TV). La precipitación media mensual en estos sitios se muestra en la Figura 2, donde se observa un gradiente marcado en la cantidad de precipitación del sur al norte (Gochis *et al.*, 2004, 2007).



Figura 1. Mapa de Sitios.

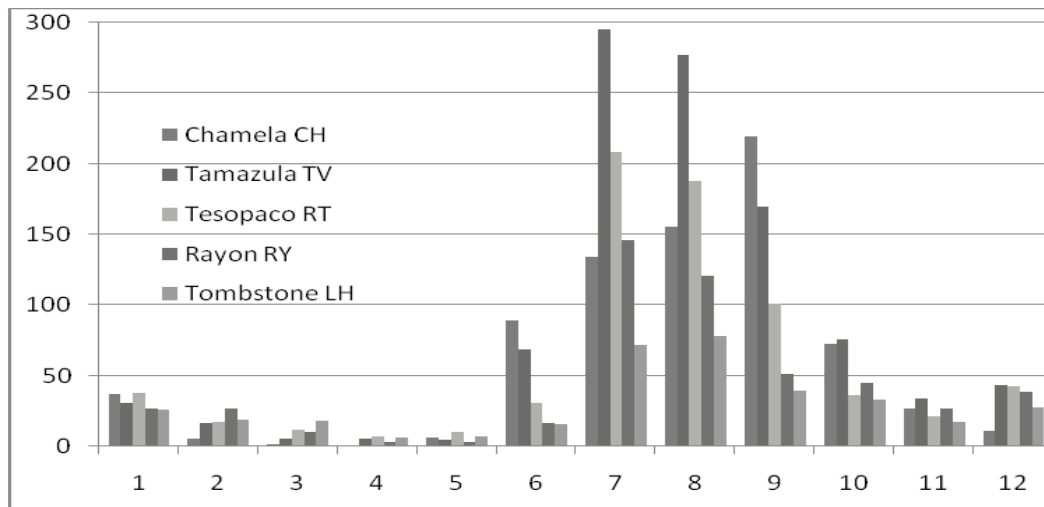


Figura 2. Precipitación mensual en cada sitio

Materiales y métodos

Este estudio utiliza los siguientes productos MODIS (Huete *et al.*, 2002) para investigar la respuesta de la superficie al NAM: MOD13Q1 (índices de vegetación a 250m cada 16 días), MCD43A3 (albedo a 1 km cada 16 días) y MYD11A2 (LST a 1 km cada 8 días). Estos productos son imágenes compuestas sobre varios días para minimizar la ausencia de datos debido a nubosidad sobre los sitios. Se calcularon promedios en cada período de 8 o 16 días sobre todos los años disponibles de MODIS, desde abril 2000. Estos datos nos permiten comparar la respuesta promedio de la vegetación (albedo, EVI y LST) en cada sitio. En dos de estos sitios (Lucky Hills, Arizona y Tesopaco, Sonora), se utilizaron las mediciones de los flujos de CO₂ y ET para calcular la eficiencia en el uso del agua del ecosistema o EWUE por sus siglas en inglés. La definición de EWUE es la relación entre la asimilación de dióxido de carbono sobre la evapotranspiración, donde ambos flujos se expresan en términos de energía.

Resultados y discusión

Los resultados del análisis de los datos promedios de EVI obtenidos cada 16 días se muestran en la Figura 3. En todos los sitios se observa un incremento marcado en EVI durante el verano, los cuales son mayores en el sur y van disminuyendo hacia el norte. Además, se ve que el aumento de EVI ocurre más temprano en el sur que en el norte. Se pueden identificar períodos característicos del pre-monzón (DOY 145-150) y monzón plenamente desarrollado (DOY 225-240). Los valores de EVI, albedo y LST para estos periodos se encuentran en la Cuadro 1. Se ve que el incremento promedio de EVI va desde 0.09 en LH en el norte, hasta 0.47 en TV y 0.46 en CH en el sur.

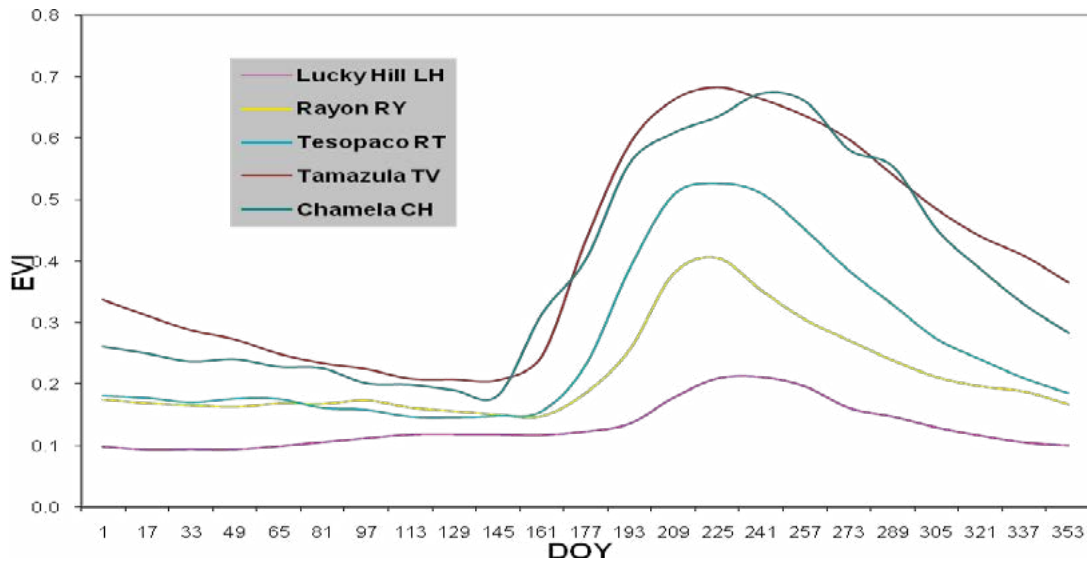


Figura 3. Promedio del EVI cada 16 días en los sitios, del 2000 al 2010

Cuadro 1. Valores de albedo (α), EVI y Temperatura de la Superficie (LST) en condiciones secas antes del Monzón (DOY=145) y en condiciones húmedas a su máxima intensidad (DOY=225)

Sitio	DOY=145			DOY=225			Variación		
	α	EVI	LST	A	EVI	LST	Δ_α	Δ_{EVI}	Δ_{LST}
LH	0.17	0.12	46	0.16	0.21	36	-0.01	0.09	-10
RY	0.17	0.15	47	0.15	0.41	34	-0.02	0.26	-13
RT	0.12	0.15	49	0.14	0.53	31	0.02	0.38	-18
TV	0.13	0.21	41	0.15	0.68	27	0.02	0.47	-14
CH	0.14	0.18	40	0.17	0.64	30	0.03	0.46	-10
Promedio	0.15	0.16	45	0.16	0.49	32	0.01	0.33	-13

Cuando se comparan los cambios en albedo en los diferentes sitios, encontramos que los cambios son muy pequeños pero son *negativos* en los dos sitios de matorral en el norte, pero *positivos* para los tres sitios de selva baja caducifolia en el sur. La Figura 4 muestra una gráfica de los albedos promedio de los dos tipos de vegetación (matorrales y selvas bajas) y se observa que, en condiciones pre-monzón, el albedo de los matorrales es mayor y el de la selva baja caducifolia es menor, pero las dos líneas convergen durante el monzón cuando el área foliar es máxima. La explicación más sencilla es que el suelo en los matorrales es de color más claro que en las selvas caducifolias por diferencias en el

contenido de materia orgánica y esto afecta el albedo en el pre-monzón, cuando hay poca vegetación verde, pero no cuando la cobertura vegetal es completa.

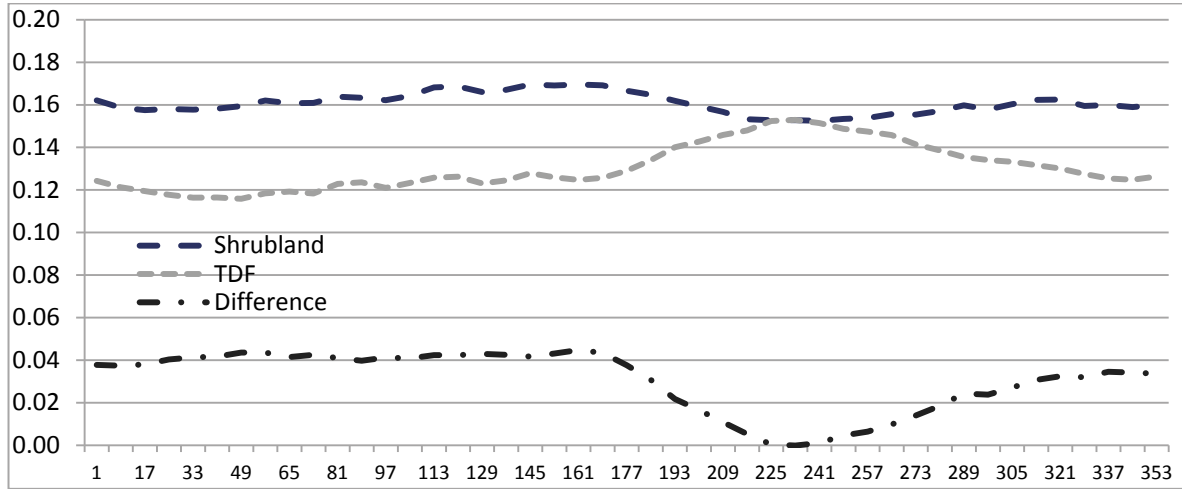


Figura 4. Promedio del albedo en matorrales (LH, RY) y selva baja (RT, TV, CH) durante los años 2000 al 2010

Los cambios de LST, del pre-monzón (DOY 145-150) al monzón plenamente desarrollado (DOY 225-240), son mayores en el sitio TP ($\Delta T \sim -18$ K) y disminuyen hacia el norte y hacia el sur, como se observa en la Figura 5. Los dos sitios de matorral en norte (LH y RY) tienen un comportamiento similar y los dos sitios de selva en el sur (TV y CH). En cambio, la selva baja en RT se comporta como matorral antes del monzón y como selva después.

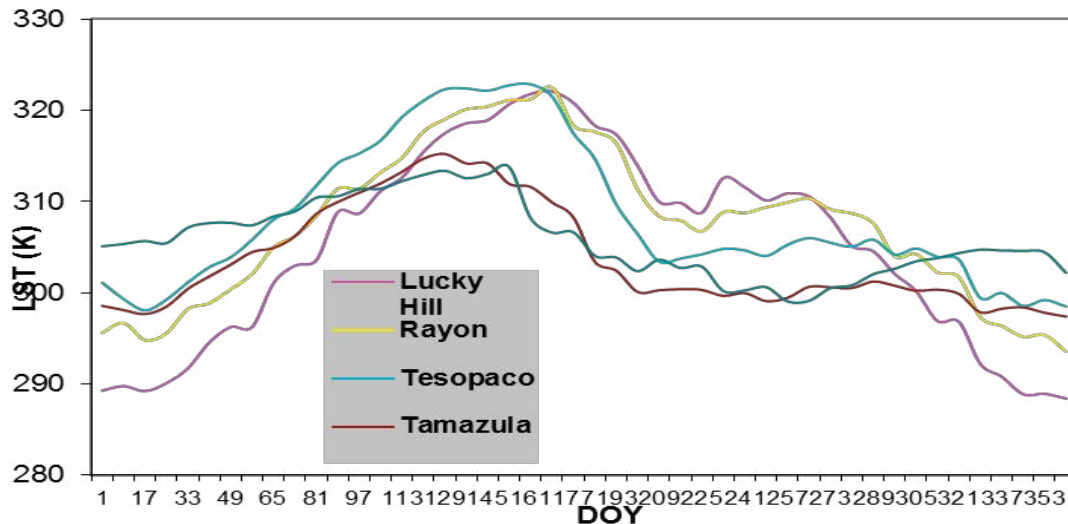


Figura 5. Promedio de LST cada 8 días en los sitios, durante 2000 a 2010.

Finalmente, se calculó el EWUE para los dos sitios Lucky Hills (con dos sitios de monitoreo: MD en Lucky Hills y P en Kendall) y TP y se graficaron estos valores contra los valores correspondientes del ET en cada sitio. Se muestran los resultados en las figuras 6 y 7. Se puede apreciar que las pendientes son muy similares (22.1 para TP y 27.3 para MD en Lucky Hills) en los dos ecosistemas, aunque los rangos de EWUE son muy diferentes. En ambos casos, inicialmente hay liberación de CO₂ de la hojarasca de la temporada anterior y después asimilación asociado con el crecimiento de la vegetación. Este cambio ocurrió para valores de 0.16-0.19 en pastizal y para valores de 0.35-0.41 en selva baja caducifolia (Cuadro 2).

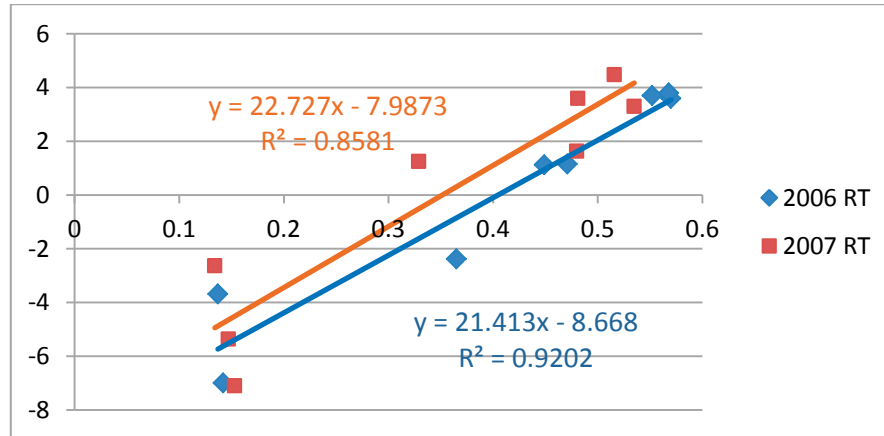


Figura 6. EWUE (en Y) en relación a EVI (eje X) en el sitio TP para los años 2006 y 2007. Cada punto representa un período de 16 días entre el pre-monzón (DOY 145-150) y el monzón plenamente desarrollado (DOY 225-240).

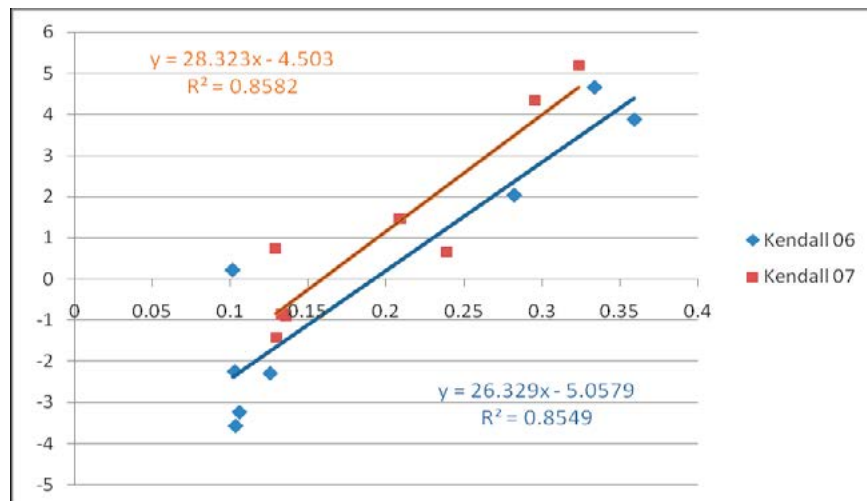


Figura 7. EWUE (en Y) en relación a EVI (eje X) para el sitio LH en los años 2006 y 2007. Cada punto representa un período de 16 días entre el pre-monzón (DOY 145-150) y el monzón plenamente desarrollado (DOY 225-240).

Cuadro 2. Regresión lineal entre EWUE y EVIEcuación: $EWUE = \text{Pendiente} * (EVI - EVI_c)$

Vegetación	Año	Pendiente	EVI_c	R^2	EVI_{max}	EVI_{min}	$\langle EVI \rangle$
Pastizal Desértico	2006	26.33	0.192	0.85	0.359	0.102	0.189
Kendall, Az.	2007	28.32	0.159	0.86	0.324	0.129	0.2
	Ambos	27.26	0.175	0.83	0.359	0.102	0.194
Selva Baja Caducifolia Tesopaco, Son.	2006	21.41	0.405	0.92	0.57	0.137	0.407
	2007	22.73	0.351	0.86	0.535	0.134	0.347
	Ambos	21.46	0.378	0.86	0.57	0.134	0.377

Conclusiones

Los productos de MODIS son útiles para caracterizar y cuantificar los cambios sustanciales en condiciones de superficie (albedo, EVI, LST) asociadas con el Monzón Norteamericano y su variación con latitud y cobertura de suelo. Hay evidencia de una relación entre EWUE y EVI que posiblemente podría utilizarse para estimar la distribución espacial de asimilación de dióxido de carbono a partir de mapas de EVI y ET.

Referencias bibliográficas

- Douglas, M. W., R. A. Maddox, K. Howard, and S. Reyes. 1993. The Mexican Monsoon. *Journal of Climate* 105: 311-323.
- Gochis, D. J., A. Jimenez, C. J. Watts, J. Garatuza-Payán, and W. J. Shuttleworth. 2004. Analysis of 2002 and 2003 Warm-Season precipitation from the North American Monsoon Experiment Rain Gauge Network. *Monthly Weather Review* 132: 2938-2953.
- Gochis, D. J., and L. Brito-Castillo. 2006. Hydroclimatology of the North American Monsoon region in Northwest Mexico. *Journal of Hydrology* 316: 53-70.
- Gochis, D. J., C. J. Watts, J. Garatuza-Payán and J. C. Rodriguez. 2007. Spatial and temporal patterns of precipitation intensity as observed by the NAME Event Rain Gauge Network from 2002 to 2004. *Journal of Climate* 20: 1734-1750.
- Huete, A., K. Didan, T. Miura, E. P. Rodriguez, X. Gao, and L. G. Ferreira. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment* 83: 195-213.
- Maass, J. M., J. M. Vose, W. T. Swank, and A. Martinez-Yrizar. 1995. Seasonal changes of leaf area index (LAI) in a tropical deciduous forest in west Mexico. *Forest Ecology and Management* 74: 171-180.
- Reyes, S., M. Douglas, and R. A. Maddox. 1994. El Monzón del suroeste de Norteamérica (TRAVASON/SWAMP). *Atmósfera* 7: 117-137.



- Scott, R. L., T. E. Huxman, W. L. Cable, and W. E. Emmerich. 2006. Partitioning of evapotranspiration and its relation to carbon dioxide exchange in a Chihuahuan desert shrubland. *Hydrological Processes* 20: 3227-3243.
- Vivoni, E. R., C. J. Watts, J. C. Rodríguez, J. Garatuza-Payan, L. A. Mendez-Barroso, E. A. Yépez, J. Saiz-Hernandez, and D. J. Gochis. 2008. Relation between surface flux measurements and hydrologic conditions in a subtropical scrubland during the North American Monsoon. *CLIVAR Exchanges Newsletter* 13: 21-23.
- Watts, C. J., R. L. Scott, J. Garatuza-Payán, J. C. Rodriguez, J. H. Prueger, W. P. Kustas, and M. D. Douglas. 2007. Changes in vegetation condition and surface fluxes during NAME 2004. *Journal of Climate* 20: 1810-1820.

1.44

SPIAS: un sistema para proceso de imágenes satelitales a escala de país

Medrano Edgardo¹, Ibarra Fernando¹, Palacios Luis A.¹, Jiménez Ivo², Paz Fernando¹

¹GRENASER, Colegio de Postgraduados, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, México. Autor para correspondencia: edgar2303@gmail.com

² University of California, Santa Cruz, Computer Science Department, California, USA.

Resumen

Los sensores remotos a bordo de plataformas satelitales han estado observando la superficie terrestre durante décadas. A la fecha, un repositorio enorme de información está disponible para caracterizar la dinámica del sistema Tierra - Atmósfera, por lo que es necesario contar con herramientas que permitan el procesamiento de grandes volúmenes de información a través de procesos transparentes y confiables (sólidos en términos científicos y correctamente documentados). La iniciativa privada ha ofrecido soluciones parciales al problema a través de herramientas caracterizadas por un alto costo y cierta opacidad en los algoritmos implementados para el tratamiento de la información, en contra parte, la comunidad (internacional) del software libre ha desarrollado marcos de procesamiento generales correctamente documentados y programados, pero alejados aún de servir como instrumentos auxiliares en el desarrollo de información para la toma de decisiones sobre la instrumentación de políticas públicas. En este trabajo se describe el Sistema para el Procesamiento de Imágenes Satelitales (SPIAS) el cual fue conceptualizado bajo cuatro ejes rectores: 1) capacidad de procesar imágenes provenientes de distintos sensores; 2) implementación de algoritmos propios para la estandarización de la información proveniente de sensores remotos; 3) manejo eficiente de los datos generados y 4) acoplamiento sencillo con los algoritmos para la implementación de aplicaciones particulares. El propósito de este sistema es ofrecer una herramienta sólida y transversal para los tomadores de decisiones, esto es, una plataforma que implementa algoritmos confiables para el tratamiento de la información al tiempo que genera productos completos que sirven de referencia a los gobiernos para la instrumentación de políticas públicas.

Palabras claves: sistema de proceso, sensores remotos, software, AVHRR, MODIS, TM/ETM.

Introducción

La Observación Terrestre (OT) es una de las herramientas que permiten mejorar el entendimiento de los procesos responsables del clima global, el cual, en los últimos años, ha mostrado un comportamiento extremo caracterizado por sequías en algunas regiones del mundo e inundaciones en otras, por ello, cada vez más y mejores instrumentos de

observación (sensores) se han desarrollado, el programa Earth Observation System (EOS) de la National Aeronautics and Space Administration (NASA) es un ejemplo de esta clase de esfuerzos. El programa EOS fue diseñado para monitorear los intercambios de energía, humedad y carbono; uso de la tierra, circulación oceánica y atmosférica por al menos dieciocho años. La era EOS comenzó con el lanzamiento de la plataforma EOS - AM1 (Terra) en diciembre de 1999, la siguiente plataforma, EOS - PM1 (Aqua), diseñada para monitorear los procesos en la hidrosfera y criosfera, fue lanzada en 2002 (Disney, 2001). A la fecha existe un repositorio vasto de información disponible para ser analizada y traducida en productos que apoyen la toma de decisiones para instrumentar políticas públicas que permitan un desarrollo sustentable de la humanidad.

La información obtenida a través de la OT, la cual típicamente es proporcionada a la comunidad científica a través de imágenes satelitales, en una variedad de formatos y con algún nivel de pre - procesamiento, sirve como insumo a modelos de diversa índole desarrollados con la intención de comprender los procesos ocurridos en el sistema Tierra - Atmósfera. Estos modelos suelen requerir grandes recursos computacionales tanto en términos de hardware (procesadores veloces, grandes cantidades de memoria primaria) como en términos de software (algoritmos complejos, programación en paralelo). Aunque existen numerosas herramientas comerciales (www[1], www[2], www[3]) para realizar ciertas tareas asociadas a la explotación de la información obtenida a través de la OT, de manera automática o semi - automática, no existe, en lo general, una que presente un enfoque unificado de procesos que parta desde los niveles más tempranos de pre - procesamiento (solo correcciones radiométricas) hasta la generación de productos que soporten la toma de decisiones para la definición de políticas públicas. Además, con frecuencia, el proceso utilizando estas herramientas debe hacerse imagen por imagen.

En este contexto surge la necesidad de contar con una plataforma que permita procesar grandes volúmenes de información con un enfoque holístico: un sistema que tome la información generada a través de la OT en sus fases más tempranas de procesamiento (solo correcciones radiométricas, de preferencia) y realice un conjunto de estandarizaciones sobre ésta, tal como la corrección geométrica con altos niveles de precisión, de tal manera que permita el co - registro de imágenes sucesivas sobre la misma área geográfica en un periodo determinado de tiempo; la compensación de los efectos direccionales sobre las observaciones así como la extracción de parámetros biofísicos a partir de esta señal multi - angular; la atenuación de los efectos atmosféricos, entre otras. El Sistema para el Procesamiento de Imágenes Satelitales (SPIAS), es la visión del Grupo de Gestión de Riesgos y Recursos Naturales Asistida por Sensores Remotos (GRENASER) del Colegio de Postgraduados sobre dicha plataforma.

Actualmente, el sistema procesa imágenes provenientes de los sensores Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR), MODerate resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS), Thematic Mapper (TM) y Enhanced Thematic Mapper plus (ETM+). Se está trabajando en la implementación de las capacidades para el procesamiento de imágenes provenientes del sensor Système Probatoire d'Observation de la Terre (SPOT).

Diseño e implementación

Los objetivos que guiaron el diseño del SPIAS fueron los siguientes: 1) capacidad de procesar imágenes provenientes de distintos sensores; 2) implementación de algoritmos propios para la estandarización de la información obtenida a través de la OT; 3) manejo eficiente de los datos generados y 4) acoplamiento sencillo con los algoritmos para la implementación de aplicaciones particulares. Aunque cada objetivo demandó un esfuerzo de diseño particular, todos comparten un enfoque central: la separación clara de responsabilidades de cada componente del sistema y la creación de interfaces adecuadas para la comunicación entre éstos de tal forma que el resultado sea un software altamente modular que permita el reemplazo de componentes por versiones mejoradas (o diferentes) de los algoritmos sin que esto estropee la lógica global de funcionamiento, en la Figura 1 se muestra un diagrama con la descripción modular del sistema. Así, por ejemplo, para alcanzar el primer objetivo se definió una abstracción de alto nivel que encapsula las particularidades de cada sensor y del formato con el cual es distribuida la imagen asociada. El resultado es un objeto (en términos del paradigma de la programación orientada a objetos) que se comunica con el resto de los componentes del sistema a través de una interfaz diseñada exclusivamente para este propósito.

Para la programación del sistema se utilizaron los lenguajes de programación C y C++. No todo el código fue desarrollado desde cero, algunos módulos incorporan software de terceros, por ejemplo, el lector de imágenes TM y ETM+ se apoya en la librería Geospatial Data Abstraction Library (GDAL) (www[4]). En contraparte, los módulos BRDF, Corrector atmosférico y Clasificador fueron implementados a partir de investigaciones realizadas en el Colegio de Postgraduados, por lo que fueron programados desde cero (Bolaños, 2006; Palacios, 2007; Cano, 2008).

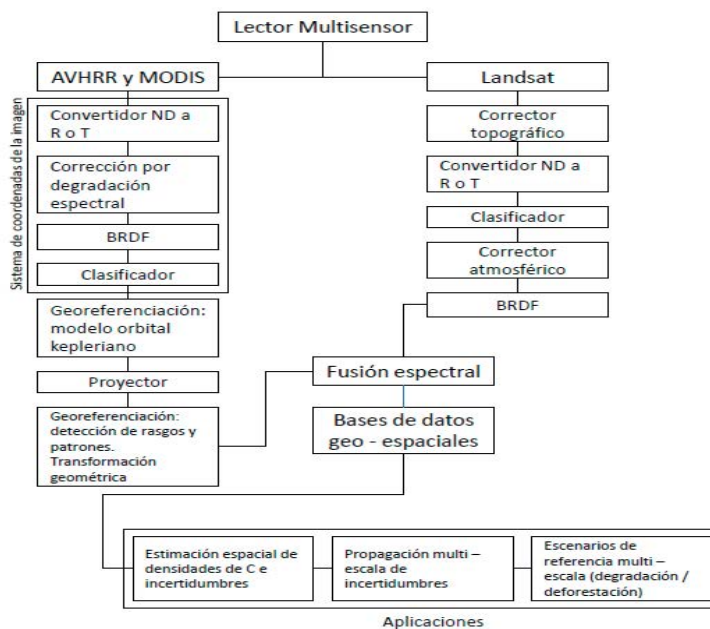


Figura. 1 Descripción modular del SPIAS.

Existen varios factores que incrementan sustancialmente el volumen de información generado por SPIAS, tres son los que consideramos principales: el tamaño del área de interés, la resolución espacial de las imágenes procesadas y el período de tiempo a estudiar. Cuando se consideran escalas de país y análisis históricos del comportamiento de la vegetación, pronto es clara la necesidad de instrumentar mecanismos eficientes de almacenamiento y acceso a la información. La naturaleza espacial del dominio de interés (imágenes satelitales) y la masividad de la información generada, conducen al diseño lógico y físico de herramientas para lidiar con el problema, donde las bases de datos geo - espaciales resultan ser una excelente opción para ello. En la Figura 2 se muestra la malla nacional definida para servir como contenedor de la información generada por SPIAS.

La malla nacional fue implementada utilizando el motor de bases de datos PostgreSQL (www[5]) y la librería PostGIS (www[6]) para el soporte geo - espacial, Python sirvió como lenguaje de conexión entre el motor del SPIAS y la base de datos, en este lenguaje se desarrollaron los scripts para alimentar la base de datos y para realizar las consultas sobre ella.

Resultados y discusión

SPIAS ha sido utilizado para procesar 25 años de imágenes AVHRR (1986 - 2010) y 11 años de imágenes MODIS (2000 - 2010) sobre todo el territorio nacional, con estos datos se puso en marcha un seguro contra eventos catastróficos naturales, como sequías, basado en evaluaciones indirectas del agostadero disponible en el país. Además, con este sistema se han realizado estudios a menor escala, tal es el caso del estado de Chiapas donde se han realizado estudios sobre la dinámica del cambio de uso de suelo para un período de 20 años (1990 - 2010) y se han hecho estimaciones gruesas del contenido de carbono en el reservorio de la biomasa aérea.

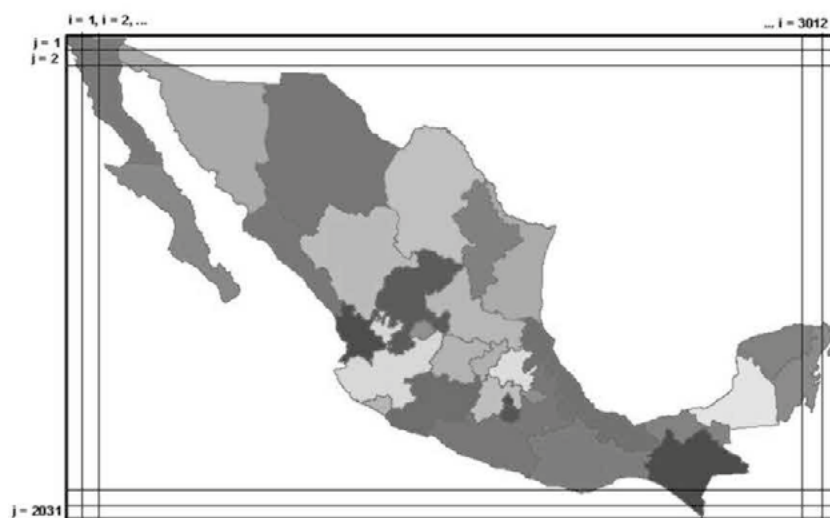


Figura. 2 Infraestructura lógica de almacenamiento para la información generada por el SPIAS (Malla Nacional).

SPIAS no es único en su tipo; dos esfuerzos notables en la consecución de un plataforma integral para el procesamiento de imágenes provenientes de la OT lo constituyen el Open Source Image Map (OSSIM) el cual ha sido desarrollado por varias agencias del gobierno de los Estados Unidos y ORFEO Tool Box (OTB), desarrollado por la Agencia Espacial Francesa (CNES).

OSSIM cuenta con un sistema web para el archivado, obtención y procesamiento de datos llamado OMAR (Ossim Mapping and ARchiving), el cual integra herramientas de software libre como OpenLayers, PostGIS/Postgres, GRAILS y OSSIM. OMAR ofrece procesamiento dinámico de datos crudos para la creación de productos con valor agregado (Lucas, 2008; Radiant Blue Technologies, 2010). En el mismo sentido, OTB ofrece Monteverdi, una aplicación que permite crear cadenas de procesamiento seleccionando módulos disponibles en un conjunto de menús (www[7]).

Ambos sistemas poseen varias fortalezas, por ejemplo, la orto rectificación que ofrece OSSIM cuenta con un alto nivel de precisión, incluso este módulo forma parte de OTB. Por su parte OTB cuenta con una excelente documentación y programación de módulos encargados de llevar a cabo tareas como la extracción de características, la segmentación de imágenes y la detección de cambios (www[8]).

Mientras que OSSIM ofrece capacidades para el procesamiento de imágenes provenientes de sensores remotos, fotogrametría y Sistemas de Información Geográfica (SIG) (www[9]), OTB lo hace para imágenes de sensores remotos en general y en particular para imágenes de alta resolución espacial (www[8]). El problema con esta clase de aproximaciones es que, al ser de propósito general, frecuentemente ofrecen soluciones también generales y cuando un usuario (o conjunto de usuarios, como instancias de gobierno) necesita adaptar estos sistemas a escenarios particulares, a menudo se pierde en un mar de posibilidades donde no encuentra la opción de su interés. El SPIAS en cambio, ha seguido una ruta inversa en su filosofía de desarrollo, esto es, ha sido conceptualizado teniendo siempre presente su naturaleza como herramienta para generar información que ha de ser estudiada para apoyar la toma de decisiones. Además, ofrece algoritmos para la estandarización de la información espectral como el módulo de BRDF o el de corrección atmosférica con un enfoque diferente a los convencionales. Su diseño altamente modular permite la sustitución y/o incorporación de componentes para adaptarse con facilidad a las necesidades de cada usuario.

Conclusiones

El Sistema para el Procesamiento de Imágenes Satelitales representa un punto intermedio entre el software comercial, el cual se caracteriza por ser sistemas cerrados (cajas negras) y de alto costo, y las librerías de código como OSSIM u OTB, caracterizadas por el amplio espectro de soluciones que ofrecen, lo cual, en ciertas circunstancias puede tornarse una desventaja. SPIAS incorpora y seguramente incorporará, soluciones desarrolladas por la comunidad internacional de desarrollo de software libre para resolver problemas específicos como el de la orto rectificación, sin embargo, ofrece soluciones completas para responder cuestiones medulares en la definición de políticas públicas. Un ejemplo de esto son las estimaciones de carbono realizadas en el estado de Chiapas. Esta



clase de ejercicios pueden generalizarse a nivel de país y ofrecer un instrumento auditable para la implementación de programas como REDD (Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación forestal).

Por otro lado, en la investigación asociada a la percepción remota, existen áreas que a pesar de haber sido ampliamente estudiadas permanecen como problemas no resueltos (no del todo resueltos, al menos), tal es el caso de la modelación de la BRDF y la estimación de parámetros biofísicos a partir de información captada por sensores a bordo de plataformas satelitales, existen numerosos modelos que proponen soluciones sin que hasta la fecha exista consenso acerca de cuál es el más adecuado. En este sentido, el SPIAS ofrece una plataforma abierta que puede ser utilizada para evaluar distintos algoritmos, incluso los desarrollados mediante investigaciones propias.

Referencias bibliográficas

- Bolaños, M. 2006. Modelación de la geometría sol-sensor en la reflectancia de la vegetación. Tesis Doctoral. Colegio de Postgraduados-Postgrado de Hidrociencias. Montecillo, Estado de México. 128p.
- Cano, A. 2008. Alcances y limitaciones de la información espectral multi-angular para la clasificación de la vegetación. Tesis Doctoral. Colegio de Postgraduados-Postgrado de Hidrociencias. Montecillo, Estado de México. 224p.
- Lucas, M. 2008. OSSIM white paper. (www.ossim.org). 10 p.
- Palacios, L. 2007. Corrector atmosférico en imágenes Landsat. Tesis Doctoral. Colegio de Postgraduados-Postgrado de Hidrociencias. Montecillo, Estado de México. 92p.
- Radiant Blue Technologies. 2010. OMAR white paper Version 1.4. (http://download.osgeo.org/livedvd/data/ossim/docs/pdfs/OMAR_WhitePaper.pdf). 17 p.
- www[1] <http://www.clarklabs.org/>
- www[2] <http://www.erdas.com/Homepage.aspx>
- www[3] <http://www.itvis.com/language/en-us/productsservices/envi.aspx>
- www[4] <http://www.gdal.org/>
- www[5] <http://www.postgresql.org/>
- www[6] <http://postgis.refractions.net/>
- www[7] <http://orfeo-toolbox.org/otb/monteverdi.html>
- www[8] <http://orfeo-toolbox.org/otb/>

1.45

Forest Disturbance and Carbon Dynamics of North America

Richard Birdsey¹, Yude Pan¹, Jeremy Lichstein², Eric Kasischke³, Jeff Masek⁴, Carmen Meneses Tovar⁵, Gregorio Angeles-Perez⁶, Ben de Jong⁷, Werner Kurz⁸, Jing Chen⁹

¹*U.S. Forest Service, 11 Campus Blvd. Ste. 200, Newtown Square, PA, USA 19073. Corresponding author: rbirdsey@fs.fed.us*

²*University of Florida, USA*

³*University of Maryland, USA*

⁴*National Aeronautics and Space Agency, USA*

⁵*Comisión Nacional Forestal, Jalisco, México*

⁶*Colegio Postgraduados, México*

⁷*El Colegio de la Frontera Sur, México*

⁸*Canadian Forest Service, Victoria, BC, Canada*

⁹*University of Toronto, Canada*

Abstract

Almost all forests are recovering from past disturbances. Large-scale maps of forest age (or time since disturbance) are effective ways to summarize the status of forest recovery and can be used to assess impacts and future trends. We review the status of developing a forest age map for all of North America including Mexico and Alaska where such maps have not yet been attempted. We summarize the different disturbance histories of Canada, USA, and Mexico, assess trends where data is available, and provide estimates of the impacts of selected recent disturbance events on tree mortality and forest carbon stocks. The main forest disturbances of Canada include harvesting, fire, and insects. Harvesting in Canada has been relatively stable, but fires have been decreasing in the last decade while areas affected by insects have been increasing. For the USA, main forest disturbances include harvesting, deforestation, fire, and insects. The area harvested in the USA has been declining although the volume harvested has been stable, while areas damaged by fire and insects have been increasing. The main disturbances of Mexico include deforestation, degradation, fires, and hurricanes. Of these, areas of deforestation and degradation appear to be declining, while trends in fire and hurricane disturbances are not yet evident. Each kind of disturbance affects carbon stocks in different ways, some more predictably than others. For example, carbon (C) stocks enter a phase of recovery after a fire, whereas degradation is a process of reduction in C stock. Lack of spatially explicit disturbance histories, and highly variable impacts on ecosystems, hinder development of good quantitative estimates of effects on carbon stocks. Nonetheless, studies in the three countries suggest that past disturbances are the principal driving factors for trends in carbon stocks, and that future carbon stocks will be highly dependent on changes in disturbances affected by climate variability.



Keywords: Carbon dynamics, C stocks, forest age

Introduction

Almost all forests are recovering from past disturbances. It is well known that forest disturbances profoundly affect carbon stocks and fluxes in forest ecosystems for decades, yet it has been a great challenge to assess disturbance impacts in estimates of forest carbon budgets over landscapes or regions. Maps of forest age (or time since disturbance) are effective ways to summarize the status of forest recovery and can be used along with data about how different carbon pools change over time to assess impacts and future trends. Pan *et al.* (2011) compiled the first continental-scale forest age map of Canada and the USA (Figure 1) by combining forest inventory data, historical fire data, optical satellite data and the dataset from NASA's Landsat Ecosystem Disturbance Adaptive Processing System (LEDAPS) project (Masek *et al.*, 2008), and showed how such information can be used with inventory data for analyzing carbon management opportunities. By combining geographic information about forest age with estimated carbon (C) dynamics by forest type, it is possible to conduct a simple but powerful analysis of the net CO₂ uptake by forests, and the potential for increasing (or decreasing) this rate as a result of direct human intervention in the disturbance/age status. For example, young forests are often in a period of rapid growth removing large quantities of CO₂ from the atmosphere, whereas old forests have typically slowed their uptake of CO₂ because ecosystem respiration losses become high enough to offset photosynthesis. Beyond simple analyses, forest age and related data can be used in large-scale carbon modeling, both for land-based biogeochemistry models and atmosphere-based inversion models, in order to improve the spatial accuracy of carbon cycle simulations.

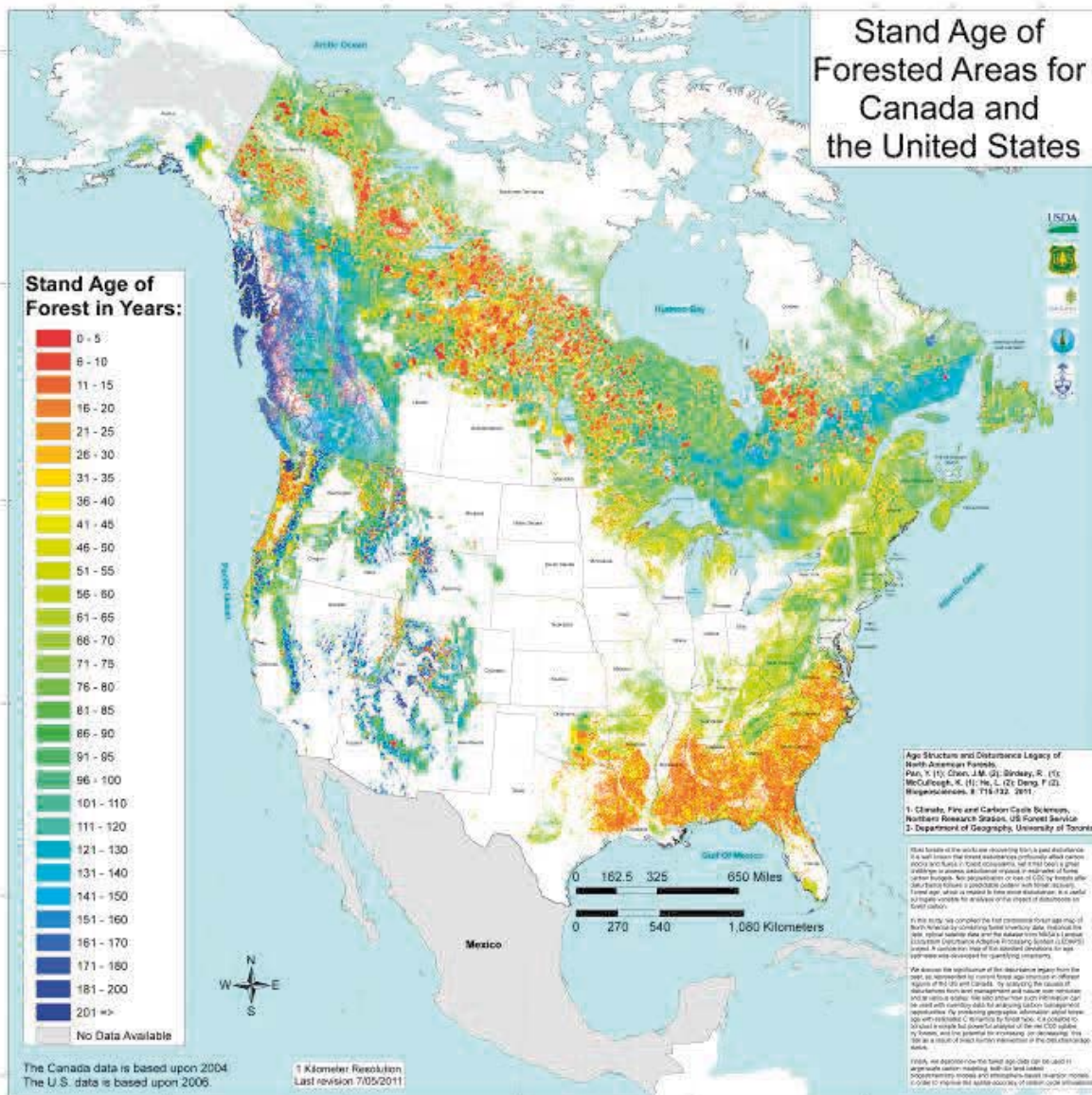


Figure 1. Age map of North American Forests (Pan *et al.*, 2011).

Results and discussion

Canada, USA, and Mexico have different disturbance histories and outlooks for future disturbances and impacts related to land management, climate variability and change, and other factors. Here we assess past trends where data are available, and provide estimates of the impacts of selected recent disturbance events on tree mortality and forest carbon stocks. Table 1 summarizes the area of forests recently affected by selected disturbances in Canada, USA, and Mexico. The estimates reveal that 19 million ha or 2.5% of the forest

area of North America is disturbed each year. Insects damage the largest area, followed by tree harvesting for wood products and deforestation, and wildfire.

Table 1. Area of forest (1000 ha/yr) affected by recent disturbances (approximately 2000-2008) for countries of North America (“n.d.” means no data available or not applicable).

<i>Type of disturbance:</i>	<i>Canada</i>	<i>United States</i>	<i>Mexico</i>	<i>Total</i>
Harvesting – clearcut ¹	878	1,721	n.d.	2,599
Harvesting – partial cut ¹	90	2,658	780	3,528
Deforestation ¹	45	355	567	967
Degradation ¹	n.d.	n.d.	411	411
Wildfire ²	1,980	1,352	270	3,602
Insects ³	5,337	2,744	38	8,119
Total of disturbances	8,330	8,830	2,066	19,226
Total forest area ⁴	404,100	303,100	63,600	770,800
Percent of forest area disturbed annually	2.1	2.9	3.2	2.5

¹Masek *et al.*, 2011; ²Kasischke *et al.* (in press) for Canada and Mexico. U.S. EPA (2010) for USA. ³USDA Forest Service (2010) for USA – includes areas of mortality only, excluding defoliation without mortality. Stinson *et al.* (2011) for Canada, includes areas of mortality and defoliation, for managed forest area only. FAO (2010) for Mexico. ⁴Birdsey *et al.* (2007).

The main forest disturbances of Canada include insects, wildfire, and harvesting. Areas affected by insects in Canada increased significantly after 2000, and now affect the largest area of any disturbance type in North America. The area of wildfire has been decreasing in the last decade (Stinson *et al.*, 2011).

Harvesting in Canada has been relatively stable although the area harvested has declined significantly since 2005 (Masek *et al.*, 2011). In the last decade, harvesting transferred an average of 45 TgC yr⁻¹ out of forest ecosystems (some of which is retained in harvested wood products) and shifted 45 TgC yr⁻¹ from living biomass to dead organic matter pools (Stinson *et al.*, 2011). Fires released 24 TgC yr⁻¹ directly to the atmosphere, while all natural disturbances combined (fires, insects and other natural disturbances) transferred 52 TgC yr⁻¹ from biomass to dead organic matter pools. The buildup of C in dead organic matter pools will be gradually released through decomposition over the next few decades. Prior to 2000, areas disturbed by wildfire were highly variable and caused Canada’s forests to switch from net sources of CO₂ to net sinks on a regular basis (Figure 2). Since 2000, insect disturbances are following a longer cyclical pattern of outbreak that may last for years or decades. The current outbreak of mountain pine beetle in Western Canada is affecting millions of hectares and causing Canada’s forests to be a more persistent net source of CO₂ (Kurz *et al.*, 2008).

In the USA, the main forest disturbances include harvesting (including deforestation), insects, and wildfire. Historically, harvesting has been the most significant disturbance to forests of the USA. Timber production has been relatively stable for about two decades, and more area is partially harvested than clearcut (Table 1). Areas damaged by fire and insects have been increasing though each is still less than the area harvested, on average (Figure 3). The area of deforestation has been significant (Table 1) though the effect is not noticeable

in estimates of total forest area because deforestation has affected an even larger area, resulting in a net increase in forest area in recent decades.

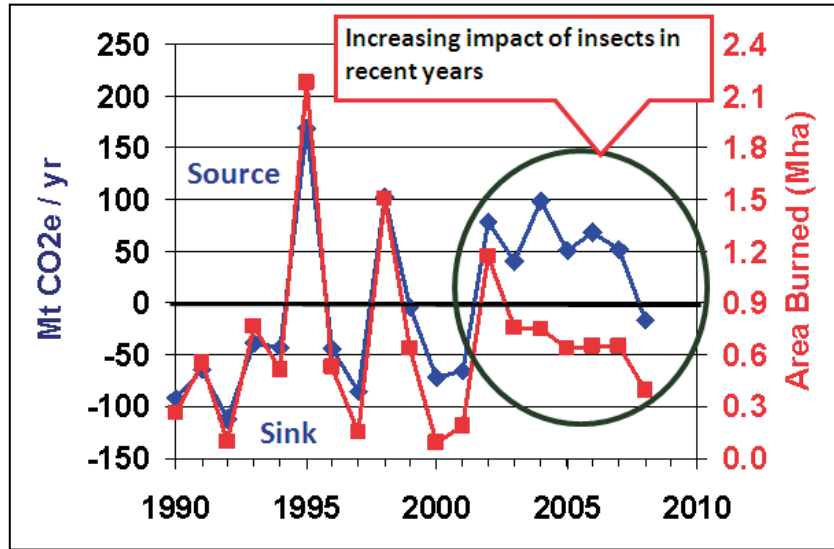


Figure 2. Change in carbon stocks of Canada's managed forests (Stinson *et al.*, 2011).

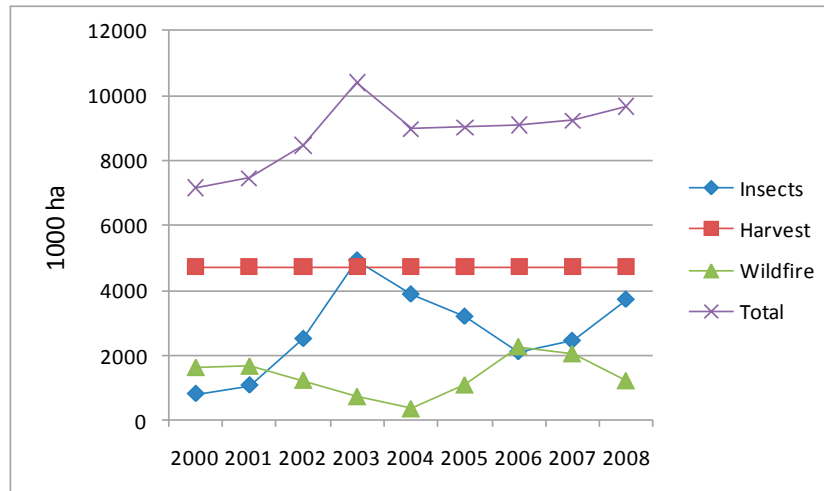


Figure 3. Area of U.S. forests by selected disturbance classes. Harvest area is average from 2000-2005. Compiled from EPA (2010), Masek *et al.*, (2011) and U.S. Forest Service (2010).

According to the most recent national statistics, the area of forest land in the USA has increased by about 4 % since 1987 (Smith *et al.*, 2009). The impacts of harvest for timber products on carbon stocks are most significant among the disturbance effects, accounting for emissions of about 142 million t yr⁻¹ from 1992-2001 (Zheng *et al.*, 2011). In comparison, emissions from deforestation amounted to 81 million t yr⁻¹ from 1992-2001

(Zheng *et al.*, 2010) and from wildfire 25 million t yr⁻¹ from 1990-1999 increasing to 56 million t yr⁻¹ from 2000-2010 (EPA 2010). Carbon emission estimates from insects are not currently available. Despite these emissions of carbon, forest growth and increases in C in harvested wood products much more than compensated, resulting in a net increase in USA carbon stocks from 1990-1999 of 165 million tons/yr and from 2000-2009 of 214 million t yr⁻¹ (EPA 2010).

Note that because the area affected by both wildfires and insects has increased since 2001, the impacts of these disturbances are expected to rise significantly in the future and may surpass losses from harvesting as well as increases from forest growth.

The main disturbances of Mexico's forests include harvesting, deforestation, forest degradation, and wildfire, with partial-cut harvesting the largest among these. Data on timber production in Mexico suggest an overall 50% reduction in harvest from 1986 to 2004 (Masek *et al.*, 2011). Areas of deforestation have been consistent at nearly 600,000 ha yr⁻¹ since 1993 and forest degradations appear to be declining from about 600,000 to 400,000 ha yr⁻¹ over this same period (de Jong, pers. comm.). Trends in area affected by wildfire are not known but generally affect less than half of the area disturbed by other disturbances. As a result of these disturbances, primarily deforestation and forest degradation, Mexico's forests are a net source of CO₂ to the atmosphere (Figure 4).

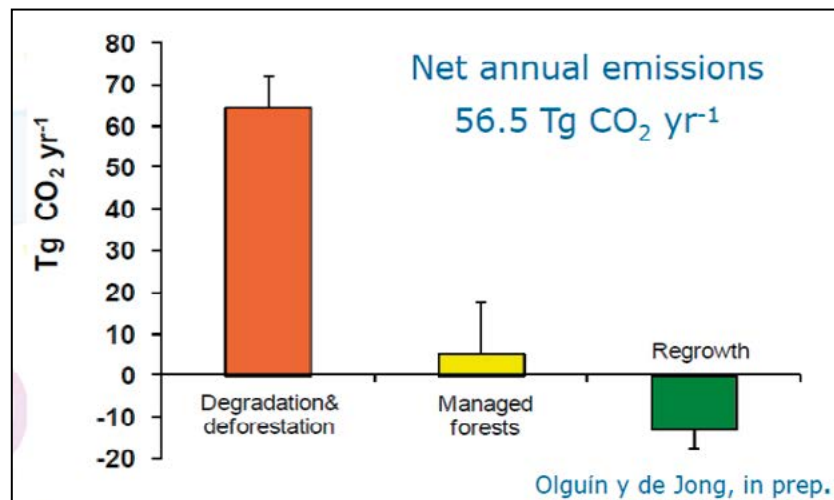


Figure 4. Mexico's CO₂ emissions from changes in biomass (de Jong, pers. comm.).

Lack of spatially explicit disturbance histories and highly variable impacts on ecosystems hinder development of good quantitative estimates of effects on carbon stocks. Nonetheless, studies in the three countries suggest that past natural and anthropogenic disturbances are the principal driving factors of trends in carbon stocks. Net sequestration or loss of CO₂ by forests after disturbance follows a generally predictable pattern during forest recovery (Figure 5), yet each kind of disturbance affects carbon stocks in different regions and forest types in different ways over time. For example, after a fire, the C stock of live trees will increase while the C in dead trees is reduced over decades (Figure 5).

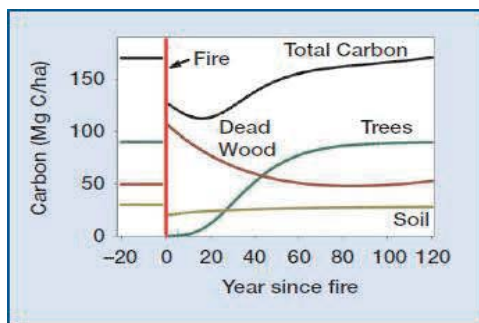


Figure 5. Carbon pool dynamics after a fire (Ryan *et al.*, 2010).

In contrast, forest degradation is a process of reduction in live tree C stock. Although these general patterns of change are known, data about the specific changes are rather sparse and the available data suggests that there is high variability in the field determined by interacting factors such as tree species composition and age, climate variability, and tree survival (*e.g.* Pfeifer *et al.*, 2010).

Conclusion

Because of climate change, future carbon stocks will be highly dependent on changes in disturbance frequencies and intensities as affected by climate variability. Forests in areas that receive low amounts of rainfall or high solar radiation are particularly vulnerable to droughts. If climate change results in more frequent droughts, direct and indirect effects on tree mortality and carbon stocks could be very significant as illustrated by several recent studies in the Western U.S., Canada, the Amazon Basin and globally (Figure 6) (Allen *et al.*, 2010; Lewis *et al.*, 2011; Michaelian *et al.*, 2011; van Mantgem *et al.*, 2009).

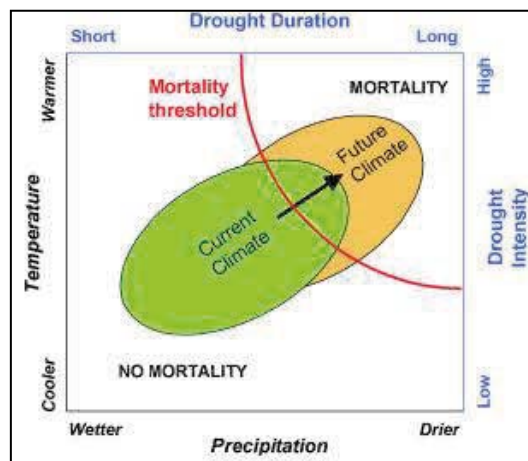


Figure 6. Conceptual diagram of possible effects of climate change on tree mortality (Allen *et al.*, 2010.)

References

- Allen, C. D., K. Macalady, H. Chenchouni, D. Bachelet, N. McDowell, and M. Vennetier. 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259: 660-684.
- Birdsey, R. A., J. C. Jenkins, M. Johnston, E. Huber-Sannwald, and B. Amero. 2007. North American Forests. *In*: A. King, L. Dilling, G. Zimmerman, D. M. Fairman, R. A. Houghton, G. Marland, A. Z. Rose, and T.J. Wilbanks (Eds.). *The First State of the Carbon Cycle Report (SOCCR): The North American Carbon Budget and Implications for the Global Carbon Cycle. A Report by the U.S. Climate Change Science Program and the Subcommittee on Global Change Research. National Oceanic and Atmospheric Administration, National Climatic Data Center. Asheville, NC, USA.* pp. 117-126.
- Environmental Protection Agency. 2011. *Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2009 (EPA 430-R-11-005).*
- Kasischke, E. S., T. Loboda, L. Giglio, N. French, E. Hoy, and B. de Jong. 2011. Quantifying burned area for North American forests: implications for direct reduction of carbon stocks. *Journal of Geophysical Research* (en prensa).
- Kurz, W. A., C. Dymond, G. Stinson, G. Rampley, E. Neilson, A. Carroll, T. Ebata, and L. Safranyik. 2008. Mountain pine beetle and forest carbon feedback to climate change. *Nature* 452: 987-990.
- Lewis, L., B. Paulo, O. Phillips, G. van der Heijden, and D. Nepstad. 2011. The 2010 Amazon drought. *Science* 331: 554.
- Masek, J., C. Q. Huang, R. Wolfe, W. Cohen, F. Hall, J. Kutler, and P. Nelson. 2008. American forest disturbance mapped from a decadal landsat record. *Remote Sensing of the Environment* 112: 2914-2926.
- Masek, J., C. Warren, D. Leckie, M. Wulder, R. Vargas, B. de Jong, S. Healey, B. Law, R. Birdsey, R. A. Houghton, D. Mildrexler, S. Goward, W. Kurz, and W. B. Smith. 2011. Recent rates of forest harvest and conversion in North America. *Journal of Geographical Research* 116: 22.
- Michaelian, M., H. Hogg, J. Hall, and E. Arsenault. 2011. Massive mortality of aspen following severe drought along the southern edge of the Canadian boreal forest. *Global Change Biology* 17: 2084-2094.
- Pan, Y., M. Chen, R. Birdsey, K. McCullough, L. He, and F. Deng. 2011. Age structure and disturbance legacy of North American forests. *Biogeosciences* 8: 715-732.
- Pfeifer, E. M., A. Jeffrey, and A. Hicke. 2010. Observations and modeling of aboveground tree carbon stocks and fluxes following a bark beetle outbreak in the western United States. *Global Change Biology*: 17: 339-350.
- Ryan, M. G., M. Harmon, R. Birdsey, C. Giardina, L. Heath, R. Houghton, J. Robert, D. McKinley, and J. Morrison. 2010. A synthesis of the science on forests and carbon for U.S. forests. *Ecological Society of America: Issues in Ecology* 13:1-16.
- Smith, W. B., P. D. Miles, C. H. Perry, and S. A. Pugh. 2009. *Forest Resources of the United States, 2007. General Technical Reports. Department of Agriculture, Forest Service. Washington, U.S.*

- USDA Forest Service. 2010. Major forest insect and disease conditions in the United States: 2009 update. Technical Report FS-952. Washington, DC. 28 p.
- van Mantgem, P. J., N. L. Stephenson, J. C. Byrne, L. D. Daniels, J. F. Franklin, and P. Z. Fule. 2009. Wide spread Increase of tree mortality rates in the Western United States. *Science* 323: 521-524.
- Zheng, D., S. Linda, M. J. Ducey, and J. E. Smith. 2011. Carbon changes in conterminous US forests associated with growth and major disturbances: 1992-2001. *Environmental Research Letters* 6: 10 p.

1.46

Carbono orgánico y emisión de carbono en mantillo y capa de fermentación

Barrales B., E¹., Carrasco F., M²., Etchevers B., J. D²., Hidalgo M., C. I²., Jiménez D., S. D. E³.y Saynes S., V².

¹Estudiante de posgrado Programa de Maestría en Ciencias en Edafología, Colegio de Posgraduados IRENAT Km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, México. Autor para correspondencia: barrales.edgar@colpos.mx

²Colegio de Postgraduados, Laboratorio de Fertilidad, IRENAT Km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, México.

³Departamento de Suelos, Universidad Autónoma Chapingo. Km 38.5 carretera México-Texcoco, Chapingo, México, CP.56230.

Resumen

La concentración atmosférica del dióxido de carbono (CO₂), uno de los principales gases de efecto invernadero (GEI), ha incrementado de 280 a 385 ppm en dos siglos (IPCC, 2007). El cambio de uso del suelo (alteración de la dinámica natural del sistema) y la descomposición de la materia orgánica del suelo (MOS), son una de las principales fuentes antropogénicas, asociadas a las actividades agrícolas que ha contribuido al aumento de la concentración de dicho gas. Por lo anterior, es necesario establecer indicadores tempranos que permitan definir las implicaciones de estos cambios para la toma adecuada y oportuna de decisiones. El carbono (C) del suelo (1580 GtC), es mayor al reportado en la vegetación (610 GtC) y la atmósfera (750 GtC) conjuntamente. Del total de C presente en los ecosistemas forestales, 40% está almacenado en el suelo, siendo mayor en los bosques boreales (343 Mg ha⁻¹) que en los tropicales (123 Mg ha⁻¹) (Lal, 2005). En México, se está generando una extensa base de datos, proveniente del Inventario Nacional Forestal y Suelos (INFYS), de almacenes de C que incluye la parte aérea, el suelo y el mantillo; sin embargo, es limitado el conocimiento acerca de los flujos de C mantillo-suelo-atmósfera. Para ello es preciso desarrollar metodologías que permitan establecer indicadores, que orienten a conocer estos flujos de C en distintos ecosistemas. El objetivo de esta investigación es desarrollar un protocolo que permita estandarizar las determinaciones de indicadores de evolución de CO₂ en diferentes ecosistemas mediante el uso de un respirómetro manométrico (biómetro) (OxiTop®), un sistema automatizado que detecta los cambios de presión de O₂ en un frasco cerrado con una solución de NaOH que se encuentra en constante agitación. La primera fase para definir este protocolo incluye la calibración del equipo a usar. Se presentan resultados preliminares de esta calibración, así como la descripción del equipo, su fundamento y las ventajas asociadas al empleo del mismo en comparación con los procedimientos tradicionales para realizar estos estudios. Como segunda fase será propiamente la afinación del protocolo para muestras de mantillo y capa de fermentación.

Palabras claves: Oxitop ®, respiración del suelo, consumo de Oxígeno, *Quercus*.

Introducción

Los principales reservorios de C en los ecosistemas forestales son la vegetación, el detritus orgánico (mantillo, propiamente como tal, y horizontes de fermentación) y el suelo (Ordoñez y Maserá, 2001). La dinámica del carbono entre estos reservorios involucran los procesos de fotosíntesis, transpiración (de las plantas) y la respiración del suelo proveniente de descomposición de la capa orgánica presente en estos ecosistemas. El cálculo de la cantidad de C retenida en la parte vegetativa se obtiene mediante el uso de mediciones directas o estimaciones para cada tipo componente de la vegetación (hojas, ramas, tronco, raíces), determinando la composición de cada uno de ellos con análisis de laboratorio y midiendo o estimando los valores de altura y densidad (Castañeda *et al.*, 2004; Díaz *et al.*, 2007). En cuanto a la determinación de los reservorios de C en suelo, éste se mide ya sea en los horizontes genéticos o en incrementos de profundidad preestablecidos recurriendo a análisis de laboratorio (Segura *et al.*, 2005). Los métodos para analizar la dinámica de C, se basan en mediciones directas en el campo, controlando la pérdida de peso que experimenta cierta cantidad conocida de residuos orgánicos en un tiempo determinado (Sánchez *et al.*, 2008); sin embargo, no se cuantifica la pérdida de C en forma de CO₂ por este proceso en campo. En laboratorio, la evolución de CO₂ se determina en experimento de incubación donde el gas capturado en un medio alcalino, cuando una muestra se somete a incubación controlada.

El equipo Oxitop ® es un respirómetro manométrico (biómetro) que cuantifica el consumo de oxígeno (O₂) en un sistema cerrado en condiciones de laboratorio, lo que permite cuantificar la demanda biológica de O₂ en un tiempo de incubación dado. La utilización de este equipo también funciona para la determinación de tasas de respiración de muestras de suelo y residuos orgánicos con el modo de operación de presión; esto es, lo que registra es un cambio en la presión inicial después de un tiempo de incubación. El O₂ es consumido por la descomposición de los residuos orgánicos produciendo CO₂, y este último es atrapado por un recipiente con NaOH que se localiza en la parte alta de la botella, lo que genera un cambio de presión en el sistema que es registrado por la cabeza medidora WTW (2006). Para el cálculo de la respiración de muestras de suelo o residuos orgánicos se requiere conocer la pérdida de presión que hubo en el sistema, así como la temperatura y el volumen que ocupa la muestra dentro del sistema, con esto se puede calcular la respiración de la muestra de suelo después de un proceso de incubación con la siguiente fórmula

$$Ba = (M O_2 / R * T) (Vfr / m Bt) | \Delta P | \quad (1)$$

donde Ba = respiración del suelo. $M O_2$ = peso molecular del O₂ (31,998 mg*mol), R = constante universal gas (83.14 L hPa / K mol), T = temperatura en grados Kelvin, Vfr = volumen de gas libre (en litros), $M Bt$ = masa de sólidos del suelo (kg), $| \Delta P |$ cambio de presión en (hPa)

En el presente trabajo, se desarrolló un protocolo para la determinación de las tasas de respiración de muestras de mantillo y horizonte de fermentación para cuantificar la pérdida

de C en estos sustratos durante un proceso de incubación, este protocolo sólo involucra por ahora la determinación de la cantidad mínima de muestra que puede ser analizada por este equipo, su funcionamiento en el modo de operación de presión del equipo para la determinación de la respiración y el tipo de datos que nos reporta para poder calcular la cantidad de C que se perdió por este proceso, esto con la finalidad de aplicar este equipo para la cuantificar el CO₂ que se produce durante los procesos de descomposición en el mantillo y horizontes de fermentación.

Materiales y métodos

Se utilizaron muestras de mantillo y horizontes de fermentación, procedente de un bosque de encino localizado en Tequexquihuac, municipio de Texcoco, Estado de México, para la realización de las pruebas preliminares del equipo. Dichas muestras se secaron en estufa a 70°C durante 24 h. La calibración del equipo se realizó mediante el protocolo detallado por Oxitop PM de la Wissenschaftlich-Technische Werkstätten (WTW), que registra la producción de O₂ en 164 ml de agua destilada después de agregar sulfito de sodio (Na₂SO₃).

Para realizar las pruebas con muestras de mantillo y horizonte de fermentación, dichas muestras se molieron a 2 mm (para estandarizar las muestras) y se les determinó su densidad, para lo cual se midió la cantidad de muestra que ocupa un volumen 100 ml, esto para calcular el volumen de llenado que ocupa cierta cantidad de muestra dentro de los frascos del equipo y asignarle el rango de medición correspondiente. Se realizaron pruebas con el modo de medición de presión del equipo Oxitop®, colocando cantidades de 1.0, 2.5, 5.0, 7.5, 10.0 g de muestra y un blanco sin muestra, a los que se les agregó 20% de humedad y se colocaron en una incubadora a 25°C durante 4.5 h para la estabilización del sistema, después de dicho tiempo se adicionaron 2 granalla de NaOH en los recipientes de los frascos en la parte alta de la botella para la captura de CO₂. En teoría, durante el proceso de descomposición, se debe de registrar una disminución de presión en el sistema por el consumo de O₂ y la captura de CO₂ en la sustancia absorbente, de acuerdo a Veken *et al.* (2003), y calcular la tasa de respiración a partir del consumo de O₂. Una vez obtenido el valor de la pérdida de presión dentro del sistema se aplicó la fórmula 1, para el cálculo de la respiración.

Resultados y discusión

La pérdida de presión que existe dentro de la botella durante la incubación, fue diferente y de acuerdo a la cantidad de muestra que se adicionó en cada frasco, debido al consumo de O₂ y la captura de CO₂ con el NaOH en la parte alta de la botella. En la Figura 1 (izquierda) se muestra la pérdida de presión registrada por los cabezales del equipo. Con la cantidad de 10 g se registra la mayor pérdida de presión; sin embargo, el frasco testigo, sin muestras y el frasco 3 registraron una menor pérdida en la presión. Este problema según el fabricante puede atribuirse a una fuga en alguno de los sellos del aparato y tiene que revisarse por ellos antes de replicar el experimento. Los datos registrados por las cabezas medidoras, para los seis frascos fueron distintos y es lógico debido a la diferente cantidad de muestra

que tenía cada uno. En el tiempo inicial del proceso los seis frascos se comportaron similares, observándose una estabilización a las 4.5 horas que el sistema inició y al adicionarle las dos granallas de NaOH en los frascos se comenzó a registrar cambios en la presión en el sistema.

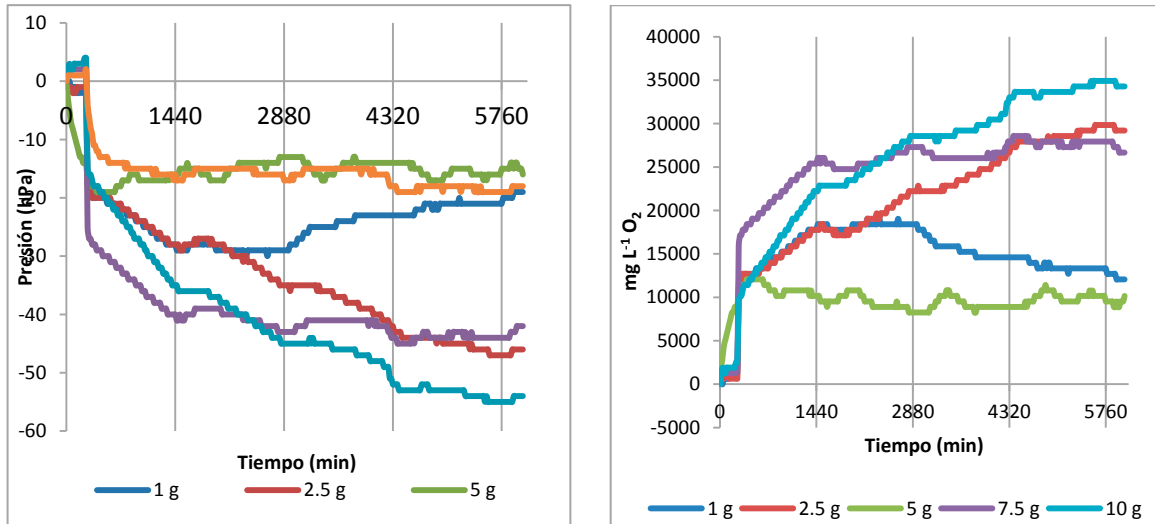


Figura 1. Perdida de presión en los frasco con diferente cantidad de muestra y respiración calculada a partir de la formula 1.

Los valores máximos y mínimos que se registraron durante el proceso se muestran en el Cuadro 1. En general la respuesta que hubo fue que con cantidades mayores de muestras, se registró una mayor pérdida en la presión del sistema, a excepción del frasco 3 que se registró una pérdida de presión similar al del frasco testigo.

Cuadro 1. Valores máximos, mínimos y promedio de la perdida de presión en la incubación de diferentes cantidades de muestras.

Frasco	1 (1 g)	2 (2.5 g)	3 (5 g)	4 (7.5 g)	5 (10 g)	6 (0 g)
Promedio	-23.32	-33.37	-15.17	-38.45	-40.41	-15.32
Máximo	0.00	0.00	0.00	3.00	4.00	2.00
Mínimo	-30.00	-47.00	-19.00	-45.00	-55.00	-19.00

También se registró que los frasco 4, 5 y 6 hubo un aumento en la presión al inicio del proceso, siendo mayor en el frasco 5 con la mayor cantidad de muestra 10 g.

Con los valores de la disminución de la presión, se calculó, la respiración del suelo de acuerdo a la Fórmula 1, para lo cual se calcularon los valores de V_{fr} y mBt para cada una de las cantidades de muestras colocadas en los frascos, dichos valores se calcularon de acuerdo a la densidad y el volumen ocupado por la muestra, en el caso del frasco 6, testigo sin cantidad de muestra, no se puede calcular estos valores y por lo tanto tampoco la respiración (Cuadro 2).

Cuadro 2. Valores de V_{fr} y m_{Bt} para cada peso que se colocó en los frascos tipo B6 del OxiTop.

Muestra (g)	Volumen de llenado (ml)	Volumen libre V_{fr} (ml)	Volumen libre V_{fr} (l)	Masa de muestra m_{Bt} (kg)
1.0	3.0	497.0	0.4970	0.0010
2.5	7.5	492.5	0.4925	0.0025
5.0	15.1	484.9	0.4849	0.0050
7.5	22.7	477.3	0.4773	0.0075
10.0	30.0	470.0	0.4700	0.0100

En la Figura 1 (derecha), se muestra el consumo de O_2 en los frascos con distintas cantidades de muestra. La mayor cantidad de consumo de O_2 se presentó en el frasco 5 con mayor cantidad de muestra (10 g), y conforme disminuyó la cantidad de muestra el consumo de O_2 fue disminuyendo (Cuadro 3).

Cuadro 3. Valores de la respiración (mg/l O_2) calculada con los datos de presión reportados por el equipo

Frasco	1 (1 g)	2 (2.5 g)	3 (5.0 g)	4 (7.5 g)	5 (10.0 g)
Promedio	14,807.62	21,187.87	9,632.18	24,521.52	25,814.33
Máximo	19,046.45	29,839.44	12,062.75	28,569.67	34,918.49
Mínimo	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Conclusiones

De manera preliminar y realizando las prueba de validación requeridas de puede decir que es posible estudiar *in vitro* los fenómenos de descomposición empleando tecnologías modernas. El modo de operación de presión es el más adecuado para la determinación de la respiración de muestras de mantillo y horizontes de fermentación, ya que registra la pérdida de presión por el consumo de oxígeno y la captura de CO_2 en los recipientes con NaOH.

El uso de este equipo facilita y economiza la determinación de la respiración que se presenta en estos materiales durante los procesos de descomposición, lo que puede aplicarse para futuros trabajos en relación a esta temática.

Referencias bibliográficas

- Castañeda, M. A., J. Vargas, A. Gómez, J. Valdez, y H. Vaquera. 2004. Acumulación de carbono en la biomasa aérea de una plantación de *Bambusa oldhamii*. *Agrociencia* 39 (1): 107-116.
- De Wilde, V. and Hamelers. 2003. Oxitop ® measuring system for standardized determination of the respiration rate and N-mineralisation rate of organic matter in waste material, compost and soil. Wageningen University Agrotechnology and Food Science. pp. 1-13.

- Díaz, F., M. Acosta, F. Carrillo, E. Buendía, E. Flores y J. D. Etchevers. 2007. Determinación de ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbón en *Pinus patula* Schl. Et Cham. Madera y Bosques 13 (1): 25-34.
- IPCC. 2007. Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio, IPCC. Ginebra, Suiza. 104 p.
- Lal, R. 2005. Forest soils and carbon sequestration. Forest Ecology and Management 220 (1-3): 242–258.
- Ordóñez, B., y O. Maser. 2001. Captura de carbono ante el cambio climático. Madera y Bosques 7 (1): 3-12.
- Sánchez, S., G. Crespo, M. Hernández, y Y. García. 2008. Factores bióticos y abióticos en la descomposición de la hojarasca en pastizales. Pastos y Forrajes 31 (2): 99-118.
- Segura, C., P. Sánchez, C. A. Ortiz, y M. C. Gutiérrez. 2005. Carbono orgánico de los suelos de México. TERRA Latinoamericana 23 (1): 21-28.
- WTW. 2006. Actividad respiratoria la biodegradabilidad del residuo seco de la sustancia original. Solicitud de informe AT₄. pp. 1-13 .



1.47

Modelo genérico de estados y transiciones para los cambios en los almacenes de carbono en ecosistemas templados de Chiapas

Sara Covaleda¹, Fernando Paz¹ y Ben de Jong²

¹GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Km. 36.5 Carr. México-Texcoco, Estado de México. Autor para la correspondencia: scovaleda@gmail.com

²El Colegio de la Frontera Sur, Campus Campeche, Calle 10 X 61 No. 264. Colonia Centro, C.P. 24000, Campeche, Campeche

Resumen

Los modelos de estados y transiciones (METs) constituyen herramientas de planificación territorial muy valiosas que pueden ser utilizadas para conocer la efectividad de la aplicación de estrategias REDD+ al permitir establecer las consecuencias de actividades de manejo y cambios de uso del suelo sobre los almacenes de carbono de los sistemas. En este trabajo se elaboró un modelo de estados y transiciones (MET) para regiones templadas de Chiapas, partiendo de un bosque de referencia, el cual puede sufrir transiciones hacia un bosque más degradado o hacia otros usos del suelo (cuando se sobrepasa un umbral). En cada estado se diferenciaron los almacenes de carbono de biomasa aérea y suelo. Considerando la información disponible en Chiapas en cuanto a los contenidos de carbono en los ecosistemas identificados, se asignaron valores promedio de carbono a cada almacén de cada estado (Mg C ha^{-1}). Utilizando una matriz se calcularon las variaciones de carbono que se producirían a consecuencia de la transición de un estado a otro. Puesto que no todas las transiciones entre estados son posibles, se señalaron las transiciones prohibidas. Para conocer las tasas de cambio anual entre almacenes primero se determinaron los tiempos de paso de un estado a otro (en años) y después, operando las matrices se obtuvo la tasa de ganancia/pérdida anual de carbono. Los METs, por tanto, permiten enfocar la planificación territorial hacia acciones que eviten la deforestación y degradación y, a su vez, faciliten la obtención de beneficios asociados a la conservación y el manejo sustentable, como la emisión de bonos de carbono.

Palabras clave: REDD+, manejo, cambio de uso del suelo, ordenamiento territorial

Introducción

Las estrategias REDD+, con sus 5 componentes: evitar la deforestación y degradación forestal, favorecer la conservación, el manejo forestal sustentable y el aumento de las reservas de carbono en los bosques, deberán proponer e implementar acciones que

favorezcan un desarrollo sustentable capaz de reducir las emisiones de gases de efecto invernadero por fuente y/o mantener o aumentar los sumideros de carbono.

En este contexto, los modelos de estados y transiciones (METs) constituyen herramientas de planificación territorial muy valiosas que pueden ser utilizadas para conocer la efectividad de la aplicación de estrategias REDD+ al permitir establecer de manera cuantitativa las consecuencias de actividades de manejo y cambios de uso del suelo sobre los almacenes de carbono de los sistemas.

Desde 2009 Chiapas ha sido considerado como un estado piloto donde se han puesto a prueba metodologías e iniciativas con el fin de ir resolviendo a pequeña escala los retos que implica el proceso de desarrollo e implementación de estrategias REDD+ en México. La selección del estado de Chiapas para este fin se explica debido a su elevada biodiversidad, la existencia de ecosistemas forestales muy diferentes (manglar, selva, bosque templado), la importancia de los bosques como hábitat de especies protegidas y emblemáticas de la fauna mesoamericana (el quetzal, el pavón, el jaguar, etc.), la diversidad social (convivencia de diferentes etnias indígenas), la complejidad de las relaciones sociales y su vulnerabilidad ante el cambio climático (Schroth *et al.*, 2009).

El objetivo de este trabajo fue la elaboración de un MET representativo de los ecosistemas y usos del suelo característicos de las regiones templadas del estado de Chiapas con el fin de conocer los impactos de las actividades humanas (uso del suelo, cambio de uso del suelo y manejo) sobre los almacenes de carbono de la biomasa aérea y suelo.

Materiales y métodos

El área de interés para el desarrollo del modelo es la ecorregión “Sierras Templadas” del estado de Chiapas. Una vez delimitada el área de influencia, se identificaron los elementos del modelo: estados (tipos de vegetación/usos del suelo), transiciones (cambios de uso del suelo/procesos de degradación) y umbrales. Seguidamente se elaboró la representación esquemática del MET.

A cada estado identificado en el modelo se le asignó un valor de carbono (en base a la información disponible) para la biomasa aérea y el suelo (con su incertidumbre asociada) ya que son los principales almacenes de carbono en los ecosistemas terrestres. Seguidamente se elaboraron dos matrices (una para la biomasa aérea y otra para el suelo) donde se calcularon los cambios que implica el paso de un estado a otro a consecuencia de las actividades de manejo o fenómenos naturales. Los datos de carbono empleados proceden de la bibliografía revisada (Aguirre, 2008; de Jong, 2000; Jiménez *et al.*, sin publicar; Mendoza *et al.*, 2003; Ordoñez *et al.*, 2008; Paz *et al.*, 2010; Peeters *et al.*, 2003; Roncal *et al.*, 2008).

La incertidumbre asociada a las estimaciones de carbono se analizó relacionando los datos promedio de carbono en cada almacén con su desviación estándar.

Las matrices de estados y transiciones asociadas a los almacenes de carbono muestran todas las opciones de cambio entre estados; sin embargo, no todas las transiciones son posibles en la realidad, por ejemplo, un terreno agrícola, tras ser abandonado, no puede convertirse directamente en un bosque conservado, primero se transformará en un acahual (selva en regeneración) que, si no sufre perturbaciones, por sucesión vegetal llegará a

convertirse en un bosque de referencia. Por esta razón, se identificaron las transiciones prohibidas y se consideraron únicamente los cambios en los almacenes de carbono asociados a las transiciones que son posibles entre estados.

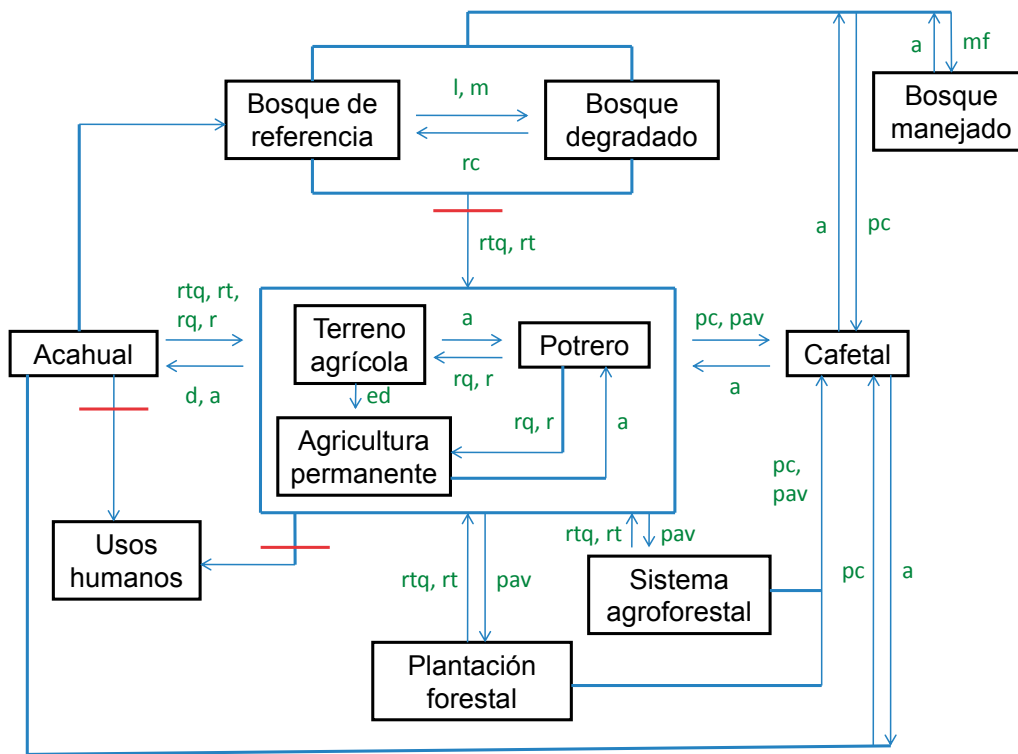
Tal como se presentan las matrices de cambios de los almacenes de carbono generadas, las ganancias o pérdidas de carbono no están asociadas a un tiempo de transición concreto. Para poder conocer las tasas de cambio anual en los almacenes de carbono se asignaron tiempos de paso entre estados. La información disponible para llevar a cabo esta tarea es escasa, encontrándose únicamente referencias locales o indirectas, por lo que fue necesario recurrir a la consulta de expertos con el fin de tener una primera aproximación, sobre todo en el caso de los suelos.

Finalmente, mediante una operación entre la matriz de estados y transiciones asociada a los cambios de carbono de cada almacén y la matriz de tiempos de paso correspondiente, se obtuvieron las matrices de tasas de cambio anual de los almacenes de carbono de la biomasa aérea y el suelo.

Resultados y discusión

El MET de la figura 1 parte de un bosque de referencia o bosque sin perturbar que, a consecuencia de varios procesos de transición (expresados por las flechas rojas, que indican la dirección del cambio y las letras verdes), puede transformarse en otros estados:

- Tras un proceso continuado de extracción de madera y leña el bosque conservado puede convertirse en un bosque degradado
- A través de un Programa de Manejo Forestal el bosque puede ser manejado
- La plantación de árboles de café y el manejo de la sombra del bosque lo convierten en un cafetal
- En ocasiones, el bosque completo es talado (con o sin quema) para convertirlo en terrenos agrícolas o potreros (pastizales). Esta transición supone el cruce de un umbral (línea discontinua), que indica un cambio drástico del ecosistema original, el cual, para recuperarse va a necesitar de un largo periodo de tiempo o de acciones de restauración.



Transiciones (letras verdes): l: extracción de leña; m: extracción de madera; rc: recuperación; mf: manejo forestal; rtq: roza-tumba-quema; rt: roza-tumba; rq: roza-quema; r: roza; a: abandono; d: descanso; ed: eliminación del descanso; pc: plantación de café; pav: plantación de árboles de valor

Figura 1. Modelo de estados y transiciones (MET) para ecosistemas templados de Chiapas

Estos usos del suelo, generados a partir del bosque de referencia, pueden a su vez, ser objeto de nuevas transiciones:

- El bosque degradado puede recuperarse si cesan los disturbios o ser convertido a cafetal, terreno agrícola o potrero, al igual que el bosque conservado.
- El terreno agrícola puede transformarse en potrero si se abandona el cultivo y, al revés, el potrero puede ser usado como terreno agrícola si se decide rozar la zona (con o sin quema) y cultivar.
- El abandono del uso agrícola o ganadero, regeneraría la cobertura vegetal mediante la aparición de acahuales (herbáceo, arbustivo y arbóreo); que, en ausencia de disturbio llegarían a convertirse en bosques maduros, o podrían entrar en el ciclo de la agricultura de roza-tumba-quema, constituyendo estados transitorios para la regeneración de la fertilidad edáfica.

- Otra posibilidad es que un terreno de agricultura temporal acabe utilizándose de manera continua para este fin.
- Los terrenos sin cobertura arbórea (terreno de cultivo y potrero), podrían convertirse en cafetales, tras la plantación de árboles de sombra y plantas de café.
- Estos terrenos (tierras agrícolas y potreros) también podrían transformarse en plantaciones forestales, en caso de que se lleve a cabo una reforestación en la zona.
- El establecimiento de sistemas agroforestales en tierras agrícolas y potreros es también una opción posible de cambio de uso del suelo.
- Tanto las plantaciones forestales como los sistemas agroforestales podrían transformarse en cafetales tras la plantación de arbustos de café e introducción de árboles de sombra.
- El acahual también podría transformarse en cafetal manejando la sombra y plantando café.
- Por último, también es posible que distintos usos del suelo acaben siendo utilizados como lugar de asentamientos humanos, lo cual también supone el cruce de un umbral.

En cada uno de los estados se diferencian los almacenes de carbono de la biomasa aérea y suelo. Considerando la información disponible en cuanto a los contenidos de carbono en los ecosistemas identificados, se asignaron valores promedio de carbono a cada almacén de cada estado (Cuadro 1).

Cuadro 1. Carbono en los almacenes de biomasa aérea y suelo



Estado	Biomasa (Mg C ha ⁻¹)	Desviación estándar	Suelo (Mg C ha ⁻¹)	Desviación estándar
BR	137.2	51.0	179.4	101.9
Bd	87.34	33.1	134.0	65.9
BM	77.6	29.5	125.1	58.8
A	51.7	12.5	109.8	13.6
AT	4.7	3.3	75.2	21.46
AP	2.03	2.3	47.6	24.9
P	3.22	2.8	84.0	26.2
SA	14.3	1.9	89.5	19.0
PFo	50.5	19.8	76.2	20.1
C	37.9	15.3	89.0	30.2
UH	0.0	0.0	54.5	2.8

BR: Bosque de referencia; Bd: Bosque degradado; BM: Bosque manejado; A: Acahual; AT: Agricultura temporal; AP: Agricultura permanente P: Potrero; SA: Sistema agroforestal; PFo: Plantación forestal; C: Cafetal; UH: Usos humanos

Seguidamente, utilizando una matriz, se calcularon los cambios que se producirían en los contenidos de carbono de la biomasa aérea y el suelo a consecuencia de la transición de un

estado a otro y las transiciones prohibidas se señalaron en rojo. A continuación se presenta la matriz elaborada para la biomasa aérea (Cuadro 2)

Cuadro 2. Matriz de estados y transiciones asociados a cambios en el almacén de biomasa aérea (Mg C ha^{-1}) para el MET de la figura 1.






Estado inicial	Estado final										
	BR	Bd	BM	A	AT	AP	P	SA	PFo	C	UH
BR	0.0	-49.9	-59.6		-132.5	-135.2	-134.0	-122.9	-86.7	-99.3	-137.2
Bd	49.9	0.0	-9.7		-82.6	-85.3	-84.1	-73.0	-36.8	-49.4	-87.3
BM		9.7	0.0		-72.9	-75.6	-74.4	-63.3	-27.1	-39.7	-77.6
A	85.5			0.0	-47.0	-49.7	-48.5	-37.4	-1.2	-13.8	-51.7
AT				47.0	0.0	-2.7	-1.5	9.6	45.8	33.2	-4.7
AP				49.7		0.0	1.2	12.3	48.5	35.9	-2.0
P				48.5	1.5	-1.2	0.0	11.1	47.3	34.7	-3.2
SA				37.4	-9.6	-12.3	-11.1	0.0	36.2	23.6	-14.3
PFo				1.2	-45.8	-48.5	-47.3	-36.2	0.0	-12.6	-50.5
C	99.3	49.4	39.7	13.8	-33.2	-35.9	-34.7	-23.6	12.6	0.0	-37.9
UH				51.7	4.7	2.0	3.2	14.3	50.5	37.9	0.0

La matriz del Cuadro 2 nos indica, por ejemplo, que si se corta el bosque de referencia para transformarlo en un terreno agrícola se perderían $132.5 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en la biomasa aérea. Para llevar a cabo el cálculo de las tasas de cambio anual entre almacenes primero se determinan los tiempos de paso de un estado a otro (en años) y después, operando las matrices de los Cuadros 2 y 3 se obtiene la tasa de cambio anual.

Los tiempos de paso para la biomasa aérea se presentan en el Cuadro 3 y el Cuadro 4, que nos permiten saber cuál va a ser la pérdida o ganancia de carbono media anual durante la transición de un estado a otro. El Cuadro 3 nos indica, por ejemplo, que un potrero, tras ser abandonado, tardará 10 años en convertirse en un acahual.

Cuadro 3. Matriz de tiempos de paso para la biomasa aérea entre los estados del MET de la figura 1.

Estado inicial	Estado final										
	BR	Bd	BM	A	AT	AP	P	SA	PFo	C	UH
BR	0.0	5.0	5.0		1.0	1.0	1.0	5.0	20.0	5.0	1.0
Bd	10.0	0.0	5.0		1.0	1.0	1.0	5.0	20.0	5.0	1.0
BM		5.0	0.0		1.0	1.0	1.0	5.0	20.0	5.0	1.0
A	20.0			0.0	1.0	1.0	1.0	5.0	20.0	5.0	1.0
AT				10.0	0.0	1.0	1.0	5.0	20.0	10.0	1.0
AP				10.0		0.0	1.0	5.0	20.0	10.0	1.0
P				10.0	1.0	1.0	0.0	5.0	20.0	10.0	1.0
SA				10.0	1.0	1.0	1.0	0.0	20.0	5.0	1.0
PFo				5.0	1.0	1.0	1.0	5.0	0.0	5.0	1.0
C	20.0	10.0	10.0	5.0	1.0	1.0	1.0	5.0	20.0	0.0	1.0
UH				10.0	1.0	1.0	1.0	5.0	20.0	10.0	0.0

Por último, de acuerdo a la matriz del cuadro 4, por ejemplo, en el caso de un terreno utilizado para la producción agrícola de manera permanente, el establecimiento de una plantación forestal supondría una ganancia de 2.4 Mg C ha⁻¹ anuales, durante 20 años.

Cuadro 4. Matriz de cambios anuales para la biomasa aérea entre los estados del MET de la Fig. 1.

Estado inicial	Estado final										
	BR	Bd	BM	A	AT	AP	P	SA	PFo	C	UH
BR	0.0	-10.0	-11.9		-132.5	-135.2	-134.0	-24.6	-4.3	-19.9	-137.2
Bd	5.0	0.0	-1.9		-82.6	-85.3	-84.1	-14.6	-1.8	-9.9	-87.3
BM		1.9	0.0		-72.9	-75.6	-74.4	-12.7	-1.4	-7.9	-77.6
A	4.3			0.0	-47.0	-49.7	-48.5	-7.5	-0.1	-2.8	-51.7
AT				4.7	0.0	-2.7	-1.5	1.9	2.3	3.3	-4.7
AP				5.0		0.0	1.2	2.5	2.4	3.6	-2.0
P				4.8	1.5	-1.2	0.0	2.2	2.4	3.5	-3.2
SA				7.5	-9.6	-12.3	-11.1	0.0	1.8	4.7	-14.3
PFo				0.2	-45.8	-48.5	-47.3	-7.2	0.0	-2.5	-50.5
C	5.0	4.9	4.0	2.8	-33.2	-35.9	-34.7	-4.7	0.6	0.0	-37.9
UH				5.2	4.7	2.0	3.2	2.9	2.5	3.8	0.0

Conclusiones

Los modelos de estados y transiciones permiten hacer estimaciones de los cambios que se producen en los almacenes de carbono a consecuencia de cambios de uso del suelo. Esta herramienta permite, por tanto, una planificación territorial tendente a evitar la degradación y favorecer la obtención de beneficios asociados a la conservación y el manejo sustentable, como la emisión de bonos de carbono.

Referencias bibliográficas

Aguirre, C. M. .2008. Servicios ambientales: captura de carbono en sistemas de café bajo sombra en Chiapas, México, Tesis de maestría. Universidad Autónoma de Chapingo, Texcoco, Estado de México.

de Jong B. H. J. 2000. Forestry for mitigating the greenhouse effect: an ecological and economic assessment of the potential of land use to mitigate CO₂ emissions in the highlands of Chiapas, Mexico, Tesis doctoral, Wageningen Universiteit. Wageningen, Holanda.

Jimenez, G., L. Soto, B. H. J. de Jong. Sin publicar. Sistemas agroforestales y captura de carbono (CO₂) en la región norte de Chiapas, México. ECOSUR. San Cristobal de las Casas, Chiapas.

Mendoza, J., E. Karlum, and M. Olsson M. 2003 Estimations of amounts of soil organic carbon and fine root carbon in land use and land cover classes, and soil types of Chiapas highlands, Mexico. *Forest Ecology and Management* 177 (1-3): 191-206.

- Ordoñez J. A. B., B. de Jong, F. García-Oliva, F. L. Aviña, V. J. Pérez, G. Guerrero, R. Martínez, y O. Masera. 2008 Carbon content in vegetation, litter, and soil under 10 different land-use and land-cover. *Forest Ecology and Management* 225 (7): 2074-2084.
- Paz, F. 2009. Proyecto piloto “Una REDD para Chiapas” (bases metodológicas y estrategias de implementación). Sin publicar.
- Paz, F., C. O. Cruz, J. A. Argumendo, M. I. Marín, y J.D. Etchevers. 2010. Documento de Referencia para la Estimación del Carbono Orgánico en el Suelo (COS), en el Estado de Chiapas, Documento interno de discusión.
- Peeters, L. Y. K., L. Soto, H. Perales, G. Montoya, and M. Ishiki. 2003. Coffee production, timber, and firewood in traditional and Inga-shaded plantations in Southern Mexico. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 95 (2): 481-493.
- Roncal, S., L. Soto, J. Castellanos, N. Ramírez, y B. H. J. de Jong. 2008. Sistemas agroforestales y almacenamiento de carbono en comunidades indígenas de Chiapas, México. *Interciencia* 33 (3): 202-206.
- Schroth, G., P. Laderach, J. Depewolf, S. Philpott, J. Haggar, H. Eakin, T. Castillejos, J. García, L. Soto, R. Hernández, A. Eitzinger, and J. Ramírez. 2009. Towards a climate change adaptation strategy for coffee communities and ecosystems in the Sierra Madre de Chiapas, Mexico. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 14 (7): 605-625.

1.48

Dinámica de la fracción activa de la materia orgánica del suelo en bosques tropicales estacionalmente secos a lo largo de un régimen de humedad

Cuevas Corona Rosa Minerva¹, Hidalgo Moreno Claudia², Etchevers Barra Jorge² y Campo Alves Julio¹.

¹ Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Ecología. Laboratorio de Biogeoquímica Terrestre y Clima. Circuito Exterior s/n, Anexo al Jardín Botánico. Ciudad Universitaria, C.P. 04510, Coyoacán, D. F., México. Autor para correspondencia: rosochkaa@gmail.com

² Colegio de Postgraduados. Km 36.5 carretera México-Texcoco. Montecillo, Edo. De México. C.P. 56230

Resumen

Dentro de la problemática del cambio climático global, México tiene el compromiso de producir periódicamente inventarios de los capitales y flujos de carbono (C) como parte de los compromisos del Tier 3 (valores propios para regiones o países; tecnologías e infraestructura para regiones emergentes), establecido por el IPCC (Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático). En ese marco resulta necesario establecer medidas periódicas en ecosistemas terrestres, entre los cuales los bosques tropicales estacionalmente secos (BTES) son de relevancia considerable ya que son el segundo tipo de vegetación más extenso en el país, y en regiones como Yucatán poseen altos contenidos de materia orgánica en sus suelos. El estudio de la fracción activa de la materia orgánica del suelo (MOS) es clave para la comprensión de la potencialidad del suelo para la liberación de CO₂ a la atmósfera. Esta potencialidad está directamente relacionada con los tamaños de los almacenes de C en el suelo, con la actividad de la biomasa microbiana (BM) y regulada por la cantidad y distribución de las lluvias. En este estudio se seleccionaron suelos con alta densidad de C en el estado de Yucatán bajo BTES a lo largo de un régimen de humedad (687, 1050, y 1193 mm de lluvia anual). En los mismos, se estudió la concentración de C en el suelo y en sus fracciones (*i.e.*, MOP-L, MOP-I, MOP-P, FP \geq 150 μ m y FP < 150 μ m), la BM y la mineralización de la MOS. De manera general, los suelos muestreados mostraron los siguientes patrones: 1) las concentraciones de las diferentes formas lábiles de la MOS presentaron el patrón estacional esperado en BTES: acumulación durante el periodo seco y reducción durante el periodo de lluvias; 2) los suelos que reciben mayor precipitación presentaron una mayor tasa de mineralización a pesar de poseer menor concentración de C en comparación con los suelos de los sitios que reciben menor precipitación y que presentan mayor concentración de C, 3) el coeficiente metabólico fue mayor en los suelos de los sitios que reciben mayor precipitación comparado con los suelos de los sitios que reciben menor precipitación.

Palabras clave: capitales y flujos de C, cambio climático, suelos.

Introducción

El interés en el estudio de la materia orgánica del suelo (MOS) ha ido en aumento en las últimas décadas debido a los incrementos de CO₂ atmosféricos, y las razones para ello son: 1) la posibilidad de que ocurra un aumento en las tasas de respiración del suelo asociadas al cambio climático, y puedan desencadenar una retroalimentación positiva en la cual las temperaturas se eleven aún más rápido de lo que se espera; 2) hay esperanzas de que las mejoras en el manejo de suelos y bosques permitan capturar importantes cantidades de CO₂ atmosférico y ser secuestradas por el suelo. Por otro lado, cabe mencionar que recientemente se ha cuestionado la capacidad de los ecosistemas terrestres para aminorar el calentamiento global; es decir, debido a un aumento en las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y aunado el forzamiento radiativo de los ecosistemas terrestres, se espera que estas emisiones nieguen por lo menos 16.6% del potencial de mitigación del cambio climático previamente predicho de un aumento en los sumideros de C terrestres bajo un incremento en las concentraciones de CO₂ atmosférico (Van Groenigen, *et al.* 2011). Por las razones expuestas, es indispensable tener un claro entendimiento de la dinámica de la MOS para afrontar los problemas ambientales en escenarios futuros de cambio climático global.

La MOS forma un reservorio importante y dinámico de C y conforma por ello una parte esencial del ciclo global del C. Las estimaciones del contenido de C de la MOS fluctúan entre 1,100 y 3,000 Pg (Schlesinger, 1997). Como el mayor capital de C terrestre reside en el suelo (81% del C orgánico activo) la comprensión de los mecanismos y factores que rigen la liberación y retención de la MOS es básica para la investigación de los ecosistemas terrestres (Schlesinger 1997; Jobba'gy y Jackson 2000; Paustian *et al.*, 2000). Está bien estudiado que la MOS biológicamente activa, es clave en la productividad y fertilidad del suelo (Paul, 1984; Wander *et al.*, 1994). La MOS activa se refiere a una mezcla heterogénea de materia orgánica viva y muerta que circula fácilmente a través de los capitales biológicos siendo un importante reservorio de nutrientes del suelo. El equilibrio entre los procesos de decaimiento y formación en este capital controla la disponibilidad de los nutrientes y el estado de la MOS, es decir determina si la materia orgánica está generándose o degradándose en general (Wander *et al.*, 1994). Los capitales de la MOS activa o de tasas rápidas de descomposición incluyen tres fracciones que corresponden a la materia orgánica particulada (MOP), materia orgánica disuelta (MOD) y la BM (Cleveland *et al.*, 2004).

La marcada estacionalidad de las lluvias en los BTES juega un papel clave en el funcionamiento de los mismos afectando la dinámica del ciclo de nutrientes en el suelo. La disponibilidad de estos nutrientes depende de la alternancia y duración en los periodos de lluvia y de sequía así como de la mineralización del mantillo acumulado (Campo *et al.*, 1998 y Rincón *et al.*, 2000).

Dicho lo anterior, los BTES del estado de Yucatán son un excelente sitio para evaluar el efecto de la precipitación sobre la dinámica de la MOS debido a su marcada estacionalidad y la existencia de regímenes de humedad variables, con suelos desarrollados sobre un

mismo material parental (Cárstico). Es importante señalar que la humedad del suelo regula la dinámica del ciclo de nutrientes y particularmente la dinámica del C orgánico del suelo (COS) en ecosistemas con estacionalidad de lluvias (Lodge *et al.*, 1994; Eaton, 2001; Saynes *et al.*, 2005).

El objetivo de este trabajo fue determinar la distribución del C en las diferentes fracciones activas de la MOS en BTES a lo largo de un régimen de humedad en el estado de Yucatán, México.

Materiales y métodos

Para tener una representación del régimen de humedad se seleccionaron tres bosques maduros con base a sus condiciones de precipitación total anual en los sitios de Chicxulub con 687 mm, Xmatkuil con 1,050 mm y Hobonil con 1,193 mm de lluvia anual (que con fines comparativos se denominaron como sitio seco, mésico y húmedo, respectivamente).

En cada bosque se establecieron ocho transectos paralelos de 50 m de longitud y 5 m entre cada uno. En cada transecto se colectó una muestra de la parte superior del perfil del suelo (0 -10 cm de profundidad); esto es, un total de ocho muestras por bosque. El modo de colecta consistió en parar cada 5 metros sobre el transecto hasta encontrar el tipo de suelo deseado (*i.e.*, Leptosol), esto debido a que estos sitios se caracterizan por poseer una alta heterogeneidad edáfica. Las muestras se tomaron durante dos estaciones: la de lluvias (septiembre del 2007) y la de secas (marzo del 2008), para explorar el efecto de la estacionalidad y del régimen de humedad del suelo al momento del muestreo, sobre las fracciones activas de la MOS. Se obtuvo un total de 24 muestras por estación para el suelo bruto (*i.e.*, suelo en condiciones naturales) y 120 muestras por estación para el suelo fraccionado.

Suelo fraccionado

Para la obtención de las fracciones de la MOP se utilizó el método de fraccionamiento por diferencias en tamaño y densidad de partículas (Meijboom *et al.*, 1995), el cuál se realizó por triplicado. Meijboom *et al.* (1995) desarrollaron este método para separar la MOP en tres fracciones usando una suspensión no tóxica de sílice (Ludox™). Este método separa una fracción orgánica de baja densidad o ligera (MOP-L, 1.13 g cm^{-3}), una orgánica intermedia (MOP-I; densidad de 1.13 a 1.37 g cm^{-3}) una orgánica pesada (MOP-P; densidad de 1.37 g cm^{-3}) y una fracción mineral pesada ($\text{FP} \geq 150 \mu\text{m}$).

Para determinar las características fisicoquímicas y clase textural de las muestras de suelo, éstas fueron homogeneizadas, tamizadas (malla $2000 \mu\text{m}$) y secadas a 105°C para la realización de los análisis en laboratorio. La textura se determinó por el método del hidrómetro (Bouyoucos 1963), el pH del suelo se midió en una submuestra de 10 g que fue mezclada con agua desionizada en una relación suelo-agua 1:2.5, utilizando un potenciómetro Croning (Bates, 1959), la densidad aparente por el método de probeta (Baver, 1956) y el contenido gravimétrico de agua (CGA) mediante el peso de una submuestra de 10g la que se puso a secar a temperatura de 65°C hasta obtener peso constante.

La concentración de C total en el suelo bruto y en el suelo fraccionado, la concentración del C inorgánico extraíble en agua (CIEA), C orgánico extraíble en agua (COEA) y el C total extraíble en agua (CTEA) se analizó mediante procedimientos automatizados (SHIMADZU 5005A). La concentración de N total del suelo bruto y del suelo fraccionado se determinó mediante la digestión Kjeldahl y el empleo de un Autoanalizador II AA de N y P (Technicon Industrial Systems, 1977). El cociente C/N se calculó mediante la diferencia del cociente de la concentración promedio del C total sobre la concentración promedio del N total. La concentración de CBMS fue determinada por los métodos cloroformo-fumigación-extracción en muestras de suelo fresco (Vance *et al.*, 1987). Para medir la mineralización potencial de la MOS (CO₂) una submuestra de 50 g de cada muestra de suelo fue incubada en cámaras bajo condiciones de temperatura y humedad constantes (25°C, por 35 días a capacidad de campo). El CO₂ estandarizado (CO₂ e) se midió mediante la diferencia del cociente del CO₂ sobre la concentración del C total. El coeficiente metabólico (qCO₂) se calculó mediante la diferencia del cociente del CO₂ sobre la concentración del CBMS.

Una vez determinadas las variables anteriores en laboratorio, los datos recabados se sometieron a análisis no paramétricos (Kruskal-Wallis ANOVA) con pruebas de χ -cuadrada *a posteriori* para cada fecha de muestreo, para así someterlos a una prueba de hipótesis

Únicamente para el caso de la mineralización potencial de la MOS (CO₂), el CO₂ e, y el qCO₂ se probaron mediante análisis de varianza ANOVA (factorial) con pruebas Tukey *a posteriori* para cada fecha de muestreo, para finalmente someterla a una prueba de hipótesis.

Resultados y discusión

Patrones Regionales

La concentración de C total en el suelo presentó diferencias significativas entre sitios durante la estación de lluvias y la de secas, siendo menor conforme aumentó la precipitación anual; para la estación de lluvias, una disminución de ~35% del sitio seco al húmedo (687 mm > 1193 mm); en la estación seca con una disminución de ~40% del sitio seco al húmedo (Figura 1a). El sitio méxico (1050 mm) no presentó diferencias con las dos anteriores. La concentración de N total fue mayor en el sitio seco que en los dos restantes (*i.e.*, ~30% mayor que el sitio méxico y húmedo en la estación de lluvias; para la estación seca ~20% mayor que el sitio méxico y ~30% que el húmedo (Figura 1a). El cociente C/N presentó diferencias significativas entre sitios sólo durante la estación de lluvias, donde fue ~13% mayor el sitio méxico respecto al seco y ~15% mayor el sitio méxico respecto al húmedo. Los resultados de este estudio evidenciaron que la concentración de C total y de N total varió de forma inversa a la cantidad de precipitación en la estación seca y la húmeda. Esta baja disponibilidad de bioelementos en el sitio más húmedo (*i.e.*, 1,193 mm de lluvia anual) podría deberse a que una mayor humedad en el suelo estimula la actividad microbiana incrementándose así el consumo de C y de N, siendo éstos de los principales recursos para los microorganismos heterotróficos (Montaño *et al.*, 2007). Por otro lado, estos datos también sugieren que conforme aumenta la cantidad de precipitación, aumenta

la descomposición de la MOS. Ese aumento podría explicarse de la siguiente forma: el proceso de descomposición bioquímica en el sitio más húmedo empieza con tasas de mineralización aceleradas junto con la síntesis de los nuevos compuestos y la formación de compuestos complejos de metabolitos microbianos, las tasas de descomposición disminuyen a medida que los hidratos de carbono disponibles son agotados y los materiales recalcitrantes como las paredes celulares que predominan en la masa residual total permanecen (Russell 1998).

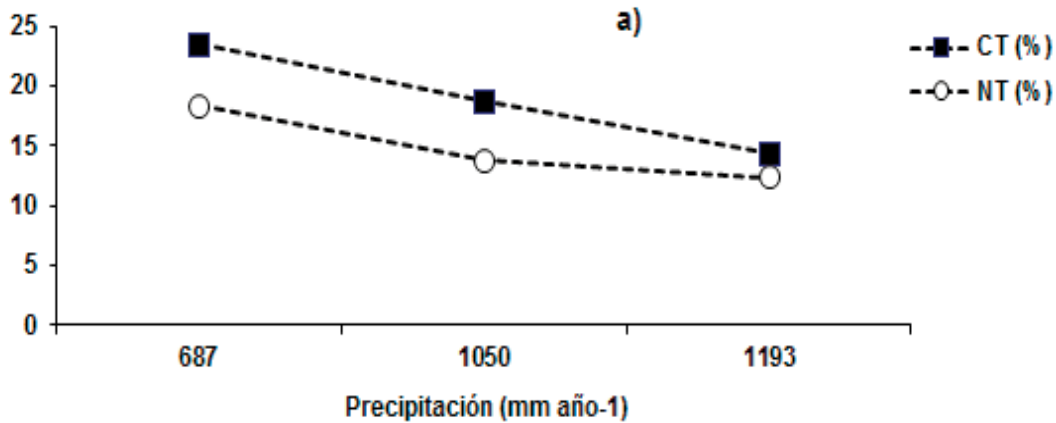


Figura 1a. Patrones regionales de las diferentes formas lábiles de la MOS (*i.e.*, CT, NT, COEA, CIEA, CBMS, $q\text{CO}_2$ y $\text{CO}_2 e$) en suelos de BTES a lo largo de un régimen de humedad.

Las concentración de C extraíble en agua (*i.e.*, CIEA, COEA y CTEA) no presentó diferencias significativas entre sitios (Figura 1b). La concentración de CBMS no presentó diferencias significativas entre sitios en la estación de lluvias, sin embargo, durante la estación seca fue ~60% mayor en el sitio seco respecto al húmedo y ~80% mayor respecto al húmedo (Figura 1b).

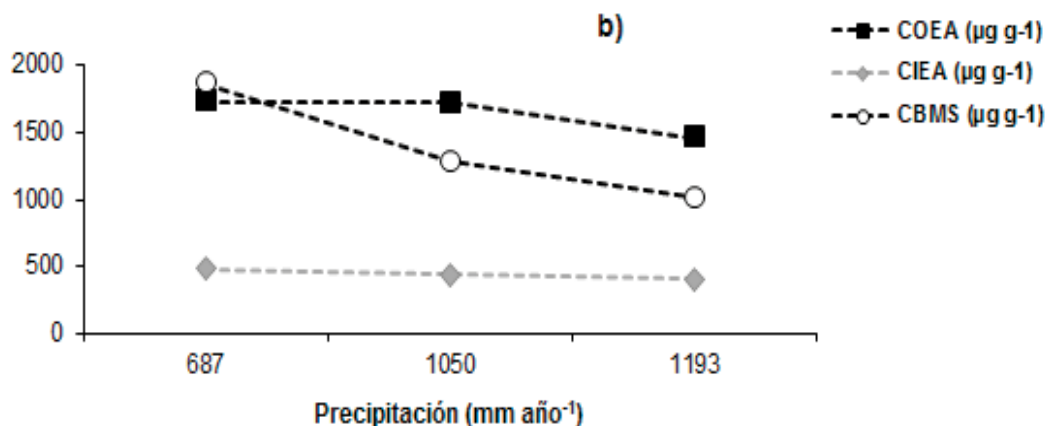


Figura 1b. Patrones regionales de las diferentes formas lábiles de la MOS (*i.e.*, CT, NT, COEA, CIEA, CBMS, $q\text{CO}_2$ y $\text{CO}_2 e$) en suelos de BTES a lo largo de un régimen de humedad.

En este caso no se pudo comprobar la existencia de efectos del régimen de humedad en la concentración de C extraíble en agua. Sin embargo, si bien la concentración de CBMS no varió con el régimen de humedad durante la estación de lluvias; fue durante la estación seca cuando la concentración de CBMS resultó ser la mayor en el sitio seco, lo cual es esperable ya que es el sitio con mayor concentración de C total. La mineralización potencial de la materia orgánica del suelo (CO_2) no varió de forma significativa entre sitios. En contraste, su valor estandarizado ($\text{CO}_2 e$) y el coeficiente metabólico ($q\text{CO}_2$) fueron mayores (*i.e.*, ~40 y ~80%, respectivamente) en el sitio húmedo comparado con el sitio seco durante la estación seca (Figura 1c).

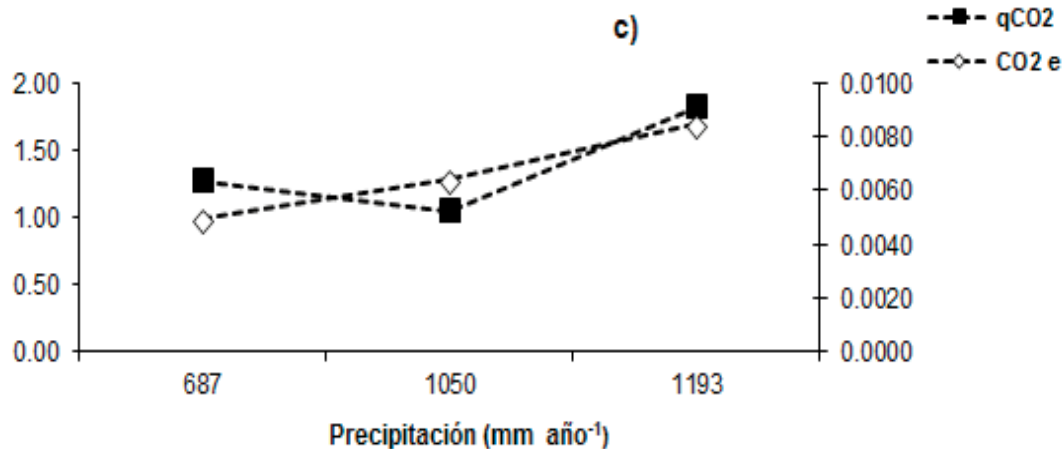


Figura 1c. Patrones regionales de las diferentes formas lábiles de la MOS (*i.e.*, CT, NT, COEA, CIEA, CBMS, $q\text{CO}_2$ y $\text{CO}_2 e$) en suelos de BTES a lo largo de un régimen de humedad.

En este estudio, se comprobó que la concentración de C total en las fracciones disminuyó conforme aumentó la descomposición de la MOS (*i.e.*, MOP-L > MOP-I > MOP-P > FP $\geq 150 \mu\text{m}$).

Este patrón era de esperar (Greenland y Ford 1964; Meijboom *et al.*, 1995), ya que las fracciones más ligeras consisten en residuos de plantas parcialmente descompuestos que han experimentado pérdida de minerales, y alto cociente C/N, y por tanto más accesibles para la biomasa microbiana en comparación con las fracciones pesadas que consisten en complejos órgano-minerales menos accesibles que presentan características de humificación (Figuras 2a, b y c).

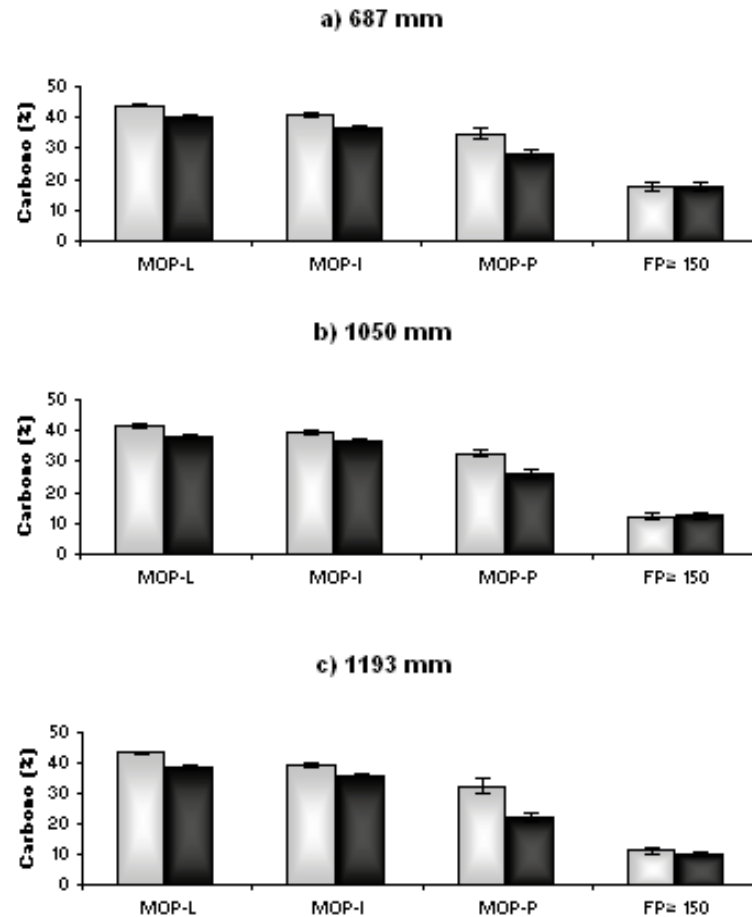


Figura 2. Concentración de C total (%) en las distintas fracciones de la MOP en suelos de BTES a lo largo de un régimen de humedad para cada estación. Las barras grises representan la estación de lluvias, las barras negras la estación seca.

Sin embargo, en general la concentración de N total no varió entre fracciones de la MOP y sólo parece mayor en la MOP que en la $FP \geq 150 \mu\text{m}$ (Figuras 3a, b y c).

Esta diferencia puede explicarse por el hecho de que la MOP aporta la mayoría del N mineralizable en el suelo (Brady y Weil, 2002). Como consecuencia de ello el indicador de la calidad de la MOS (*i.e.*, cociente C/N) disminuye de un rango de 14.6-17.4 en el material más fresco (*i.e.*, MOP-L) a 7.5-9.8 en la $FP \geq 150 \mu\text{m}$ (Figuras 4a, b y c). Esta disminución en la relación C/N ha sido reportada por Paustian *et al.* (1992), Brady y Weil (2002) y Six *et al.* (2002), como consecuencia del procesamiento microbiano de la MOS durante la humificación.

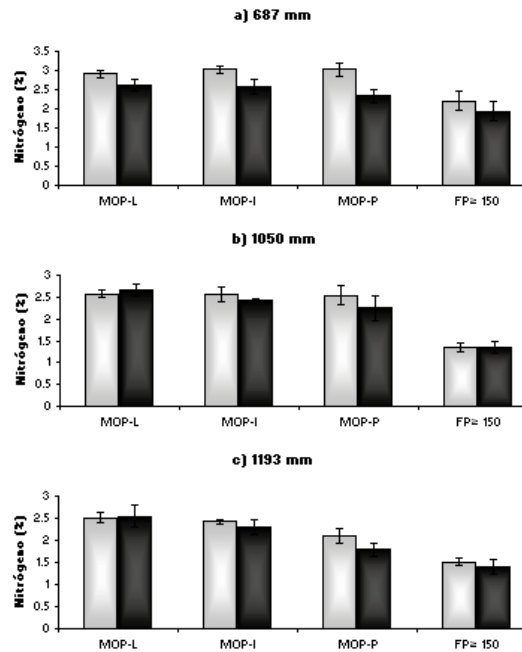


Figura 3. Concentración de N total (%) en las distintas fracciones de la MOP en suelos de BTES a lo largo de un régimen de humedad para cada estación. Las barras grises representan la estación de lluvias, las barras negras la estación seca.

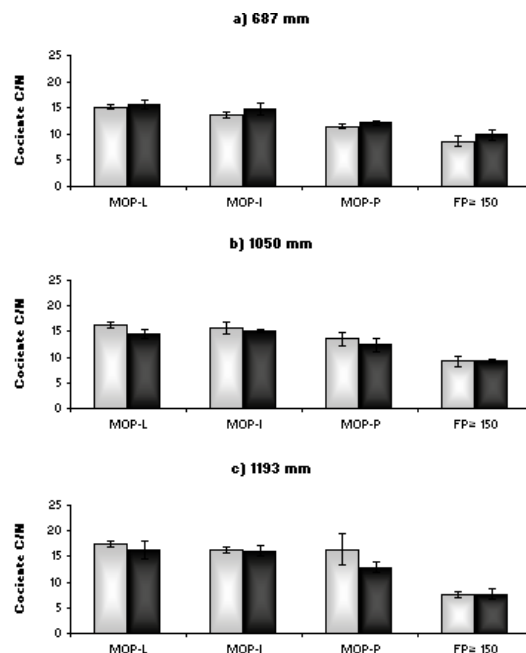


Figura 4. Cociente C/N en las distintas fracciones de la MOP en suelos de BTES a lo largo de un régimen de humedad para cada estación. Las barras grises representan la estación de lluvias, las barras negras la estación seca.

Conclusiones

La MOS es el recurso más importante de nutrientes mineralizados por la descomposición microbiana, esta actividad biológica está fuertemente asociada a la disponibilidad del suministro de C, disponibilidad de agua y a la cantidad y distribución de las lluvias.

En este estudio se comprobó, que de manera general, la concentración de las diferentes formas lábiles de la materia orgánica del suelo, presentó el patrón estacional esperado para suelos bajo BTES. Este patrón consiste en acumulación durante el periodo seco cuando la actividad microbiana disminuye y hay ausencia de factores de lixiviación, mientras que se reduce durante la estación de lluvias, cuando se incrementa la demanda de recursos por parte de la biomasa microbiana del suelo y ocurre una lixiviación de bioelementos desde el suelo.

Los suelos de los sitios que reciben mayor precipitación presentaron una mayor tasa de mineralización potencial de la MOS, lo cual es consistente con el hecho de que son los sitios más productivos los que presentaron menor concentración de C en el suelo (*i.e.*, los sitios húmedos).

Referencias bibliográficas

- Bates, R. 1959. Electronic pH determination. John Willey and Sons Inc. New York.
- Baver, L. 1956. Soil Physics. Third Ed. John Willey and Sons Inc. New York.
- Bouyoucos, G. J. 1936. Direction for making mechanical analysis of soil by hydrometer method. *Soil Science* 42 (3): 225-230.
- Brady, N.C., and R. Weil. 2002. *The Nature and Properties of Soils*. Prentice Hall. 624 p.
- Campo, J., V. J. Jaramillo, and J. M. Maass. 1998. Pulses of soil phosphorus availability in a Mexican tropical dry forest: effects of seasonality and level of wetting. *Oecologia* 115 (1-2): 167-172.
- Cleveland, C., J. Neff, A. Townsend, and E. Hood. 2004. Composition, dynamics and fate of leached dissolved organic matter in terrestrial ecosystems: results from a decomposition experiments. *Ecosystems* 7 (3): 275-285.
- Eaton, W. 2001. Microbial and nutrient activity in soils from three different subtropical forest habitats in Belize, Central America before and during the transition from dry to wet season. *Applied Soil Ecology* 16 (3): 219-227.
- Greenland, D., and W. Ford, 1964. Separation of partially humified organic materials from soil by ultrasonic dispersion. *In: Proceedings 8th International Congress of Soil Science*. Bucharest III. pp 137-148.
- Jobbágy, E. G., and R. B. Jackson. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* 10 (2): 423-436.
- Lodge, D., W. McDowell, and C. McSwiney. 1994. The importance of nutrient pulses in tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 9 (10): 384-387.
- Meijboom, F. W., J. Hassink, and M. Van Noordwijk. 1995. Density fractionation of soil macroorganic matter using silica suspensions. *Soil Biology Biochemistry* 27 (8): 1109-1111.

- Montaño, N., F. García-Oliva, and V. Jaramillo V. 2007. Dissolved organic carbon affects activity and nitrogen dynamics in a Mexican tropical deciduous forest. *Plant Soil* 295 (1-2): 266-277.
- Paul, E. 1984. Dynamics of organic matter in soils. *Plant Soil* 76 (1-3): 275-285.
- Paustian, K., W. Parton, and J. Persson. 1992. Modeling soil organic matter in organic amended and nitrogen fertilized long term plots. *Soil Science Society of American Journal* 56 (2): 476-488.
- Paustian, K., J. Six., E. Elliott, and H. Hunt. 2000. Management options for reducing CO₂ emissions from agricultural soils. *Biogeochemistry* 48 (1): 147-163.
- Rincón, E., M. Álvarez, G. González, P. Huante, y A. Hernández. 2000. Restauración en Selvas Bajas Caducifolias. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México
- Russell, E. 1998. Soil Conditions and Plant Growth. *In*: Wild, A. (ed). Longman Group, UK. 991 p.
- Saynes, V., C. Hidalgo, J. D. Etchevers, and J. Campo. 2005. Soil C and N dynamics in primary and secondary seasonally dry tropical forests in Mexico. *Applied Soil Ecology* 29 (1): 282-289.
- Schlesinger, W. H. 1997. *Biogeochemistry: An Analysis of Global Change*. Academic Press. San Diego. USA.
- Six, J., S. Callewaert, S. Lenders, S. De Gryze, E. Morris, E. Gregorich, and K. Paustian. 2002. Measuring and understanding carbon storage in afforested soils by physical fractionation. *Soil Science Society of America Journal* 66 (6): 1981-1987.
- Stevenson, F., and E. Elliott. 1989. Methodologies for Assessing the Quantity and Quality of Soil Organic Matter. *In*: Coleman, D., J. Oades, and O. Uehara (eds). *Dynamics of Soil Organic Matter in Tropical Ecosystems*. Nifal Project. 249 p.
- Technicon Industrial Systems. 1977. Technicon Industrial Method No. 329-74 W/B. Individual simultaneous determinations of nitrogen in BD acid digest. Technicon Industrial Systems, Tarrytown. N.Y.
- Van Groenigen, K., C. Osenberg, and B. Hungate. 2011. Increased soil emissions of potent greenhousegases under increased atmospheric CO₂. *Nature* 475: 214-218.
- Vance, E. D., P. C. Brookes, and D. S. Jenkinson. 1987. An extraction method of measuring soil microbial biomass. *Soil Biology Biochemistry* 19: 703-707.
- Wander, M., S. Traina, B. Stinner, and S. Peters. 1994. Organic and conventional management effects on biologically active soil organic matter pools. *Soil Biology and Biochemistry*. 58 (4): 1130-1139.

1.49

Desempeño del modelo RothC-26.3 en los niveles de estudio: parcela, sistema y región, en México

González Lucila¹, Etchevers Jorge², Paz Fernando², González Juan Manuel²

¹Universidad Autónoma Chapingo. Km 38.5 Carretera México-Texcoco, CP 56230, México. Autor para correspondencia: lucilaag@colpos.mx

²Colegio de Postgraduados, Laboratorio de Fertilidad, Hidrociencias, Computación Aplicada. Km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillos, CP 56230, México

Resumen

La discusión sobre el calentamiento global y la adopción del Protocolo Kioto ha aumentado el interés en las estimaciones de los almacenes y cambios del carbono orgánico del suelo (COS) a escala nacional y regional. El modelo RothC-26.3 (RothC) es uno de los modelos más usados en el mundo para estudiar la dinámica del carbono y para reportar inventarios nacionales de los almacenes de este elemento. El presente trabajo tuvo el propósito de analizar el desempeño del RothC en los niveles de parcela, sistema y región, previo a su aplicación en los inventarios nacionales de carbono en México. Los sistemas estudiados fueron: agrícolas, forestales, praderas y agostaderos. En el caso de las parcelas el RothC se ejecutó con el COS_{inicial} medido en cada punto de muestreo (*CIPUN) y con el COS_{inicial} promedio medido por parcela (*CIPAR). En los sistemas y parcelas el COS medido se comparó contra el COS simulado por el RothC. En las regiones se evaluaron las estimaciones del COS obtenidos con el método del IPCC y con el RothC, en el periodo 1980-2000. En las parcelas la eficiencia (EF) del RothC fue de 0.37 a 0.68 y los valores de R² de 0.59 a 0.84; en los sistemas se obtuvo una eficiencia de -0.16 a 0.90 y valores de R² de 0.06 a 0.93; en la simulación regional la eficiencia fue de 0.95-0.99 y los valores de R² de 0.96 a 0.99. En el nivel de parcela es conveniente usar la simulación *CIPAR para reducir el tiempo de simulación con el RothC. En los sistemas agrícolas y forestales hubo mejor desempeño del RothC. A nivel regional el RothC puede utilizarse para estimar los cambios de COS de manera similar que con el uso del método IPCC.

Palabras claves: residuos vegetales, uso de suelo, regiones, Modelo RothC

Introducción

La discusión académica y política sobre el cambio climático y calentamiento global y la adopción del Protocolo Kioto ha aumentado el interés en las estimaciones de los almacenes y cambios del carbono orgánico de los suelos (COS) a escala nacional y regional (PICC, 2001). En México se hacen estimaciones periódicas de los cambios de COS con el

propósito de actualizar los inventarios nacionales de C de acuerdo con los lineamientos del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático o PICC (IPCC por sus siglas en inglés) u otros modelos de predicción. Los inventarios nacionales deben basarse en mediciones de laboratorio y campo e incluir información necesaria para caracterizar diferentes escalas geográficas, considerando diferentes usos y manejo del suelo y escenarios de clima. El RothC es uno de los pocos modelos que actualmente se usan en estudios de la dinámica de C global y para reportar inventarios nacionales de almacenes de C ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (Wesemael *et al.* 2010)

El propósito del estudio fue analizar el desempeño del RothC en los niveles: parcela, sistema y región, previo a su aplicación en los inventarios nacionales de carbono. Los sistemas incluidos fueron: agrícolas, forestales, praderas y agostaderos. En 27 parcelas el RothC se ejecutó con el $COS_{inicial}$ medido en cada punto de muestreo (*CIPUN) y con el $COS_{inicial}$ promedio medido por parcela (*CIPAR). En los sistemas el COS medido se comparó contra el COS simulado por el RothC. En el nivel regional se evaluaron las estimaciones de COS en tres regiones obtenidos con el método del PICC y con el RothC, en el periodo 1980-2000.

Materiales y métodos

La información de parcelas y regional, proviene de 27 parcelas ubicadas en las regiones Mazateca, Cuicateca y Mixe de la Sierra Norte de Oaxaca. Las regiones de estudio se ubican en laderas con pendientes mayores a 30% y cuentan con una superficie de 219,154; 217,982 y 493,416 ha, respectivamente. Los sistemas fueron: agrícolas (16 tratamientos) en el sitio El Batán, Estado de México, una estación experimental del CIMMYT con datos de C en el periodo de 1996-2006 (Fuentes *et al.*, 2008); en Linares, Nuevo León, agrícolas, praderas, agostadero, y matorral espinoso tamaulipeco en un sitio conservado, donde la información de COS corresponde al periodo de 1993-1999 (Pando *et al.*, 2004); agrícolas, forestales y praderas en las regiones Mazateca, Cuicateca y Mixe, los datos de COS fueron del periodo de 2000 a 2004 (Monreal *et al.*, 2005 y González *et al.*, 2008); en Atécuaro, Michoacán y Santiago Tlalpan, Tlaxcala, forestales y agrícolas y corresponden al estudio de Covalada (2008) en un periodo de 4 años y 1 año, respectivamente (Cuadros 1 y 2).

Cuadro 1. Características generales de las parcelas, sistemas, y regiones de estudio.

(1) Región/(2) Parcela [‡]	(3) Sistemas [‡]	Latitud	Longitud	TMA*	PMA*
Batán, Méx.	Agrícola	19°31'N ^{(1)‡}	98°50'O ⁽¹⁾	15 ⁽¹⁾	634 ⁽¹⁾
Linares N. L.	Matorral espinoso tamaulipeco, agostadero, praderas, y agrícola	24°47'N ⁽²⁾	99°32'O ⁽²⁾	19 ⁽²⁾	763 ⁽²⁾
Cuicateca, Oax.(1)(2)	Agrícola, forestal, praderas	17°51'N ⁽³⁾	96°51'O ⁽³⁾	14 ⁽⁴⁾	1038 ⁽⁴⁾
Mazateca, Oax. (1)(2)	Agrícola, forestal, praderas	18°09'N ⁽³⁾	96°54'O ⁽³⁾	14 ⁽⁴⁾	1440 ⁽⁴⁾
Mixe, Oax. (1)(2)	Agrícola y forestal	17°01'N ⁽³⁾	96°53'O ⁽³⁾	16 ⁽⁴⁾	2583 ⁽⁴⁾
Atécuaro, Mich.	Agrícola y forestal	19°30'N ⁽⁵⁾	101°09'O ⁽⁵⁾	16 ⁽⁶⁾	824 ⁽⁶⁾
Tlaxcala	Agrícola	19°28'N ⁽⁵⁾	98°19'O ⁽⁵⁾	14 ⁽⁷⁾	769 ⁽⁷⁾

TMA=Temperatura media anual (°C). PMA=Precipitación media anual (mm). [‡]Indica el nivel de estudio al que corresponde la información y se hizo el análisis (1=Región, 2=Parcela, y 3=Sistema). ^{}Source: ⁽¹⁾Fuentes *et al.* (2009); ⁽²⁾Pando-Moreno *et al.* (2004); ⁽³⁾Martínez-Menes *et al.* (2001); ⁽⁴⁾IMTA (2000); ⁽⁵⁾Covalada (2008); (6) CNA (2007a); and (7) CNA (2007b).

Cuadro 2. Características edáficas de las parcelas, sistemas y regiones de estudio.

(1)Región/(2)Parcela/(3)Sistema [‡]	Suelo [‡]	Profundidad muestreo (cm)	Arcilla (%)
Batán, Méx. (3)	Phaeozem	20	38
Linares N. L. (3)	Vertisol y Regosol	30	43
Cuicateca, Oax. (1)(2)(3)	Ferrasol	30	30
Mazateca, Oax. (1)(2)(3)	Ferrasol	30	35
Mixe, Oax. (1)(2)(3)	Ferrasol	30	37
Atécuaro, Mich. (3)	Andosol	10	27
Atécuaro, Mich. (3)	Acrisol	10	67
Tlaxcala(3)	Tepetate	20	33

[‡](FAO-ISRIC-SICS 1998). [‡]Indica el número el nivel de estudio al que corresponde la información y se hizo el análisis (1=Región, 2=Sitio, y 3=Sistema).

En el Batán, los sistemas agrícolas fueron una combinación de tipos de labranza: cero (LC) o tradicional (LT); manejo de residuos: con (+R) o sin residuos (-R); monocultivo: maíz (m) o trigo (t); y la rotación: trigo-maíz y maíz-trigo (R), en total 16 tratamientos. En Linares los sistemas de estudio fueron: el matorral espinoso tamaulipeco conservado, agrícolas, como el cultivo de maíz y sorgo; agostaderos y praderas con zacate buffel (*Pennisetum ciliare* L.). En las regiones Mazateca, Cuicateca y Mixe, los sistemas corresponden a maíz (*Zea mays* L.) cultivado con LT o LC; maíz intercalado con hileras de durazno (*Prunus persica* L.) o café que forman una barrera de muro vivo (BMV) o una terraza de muro vivo (MIAF). El sistema forestal en la Mazateca estuvo integrado de bosques con vegetación secundaria: bosque de liquidámbar (BL) (*Liquidambar* sp), bosque de aile (BA) (*Alnus* sp) y café (CA) (*Coffea arabica* L.). En la región Mixe se estudió un *acahual* de 6 años de edad (ACA) y por último en las regiones Cuicateca y Mazateca se

ubicaron parcelas con praderas (Cortés *et al.*, 2005). En Atécuaro (suelo andosol) los datos fueron de 10 sitios forestales de pino-encino (B1-B10), uno de pastoreo (P1) y otro agrícola (C1) (Covaleda, 2008). En Atécuaro, suelo acrisol, los sistemas agrícolas fueron: tradicional sin descanso (Tt) con un cultivo anual usando un bajo nivel de fertilizantes químicos; tradicional mejorado (Tm), con cultivos asociados, aporte de residuos vegetales (RV) y uso moderado de agroquímicos; manejo orgánico (To), con empleo de cultivos asociados y abonos orgánicos; y de año y vez (Tav) que consiste en un barbecho anual con pastoreo de bovinos, seguido de un año de cultivo. En Santiago Tlalpan, los sistemas agrícolas fueron: tradicional (Tt) con un cultivo anual usando fertilizantes químicos en dosis bajas; tradicional mejorado (Tm), con cultivos asociados, aporte de RV y uso mayor de agroquímicos; orgánico (To), con empleo de cultivos asociados y abonos orgánicos (AO), roturada con el manejo del sistema tradicional (Rt); y roturada con el manejo del sistema orgánico (Ro).

El modelo RothC-26.3, tiene su origen en las primeras versiones del RothC desarrolladas por Jenkinson y Rayner (1977). La estructura, descripción, tasas de descomposición de sus compartimentos así como el proceso de simulación del modelo RothC se encuentran documentados en el manual de uso de Coleman y Jenkinson (1996). Los parámetros de entrada incluyen temperatura del aire ($^{\circ}\text{C}$), precipitación (mm) y evaporación (mm) promedio mensuales: TPM, PPM y EPM, respectivamente, contenido de arcilla, profundidad de muestreo del suelo, entrada mensual de C RV y AO, información mensual de la cobertura del suelo, si el suelo está desnudo o con cobertura vegetal y la relación MVD (material vegetal de fácil descomposición)/MVR (material vegetal de resistente a la descomposición) (Coleman y Jenkinson 1996).

El RothC se ejecutó de manera inversa para obtener la cantidad de C que entraba anualmente al suelo para mantener el contenido específico de $\text{COS}_{\text{inicial}}$ medido en el experimento. La condición de equilibrio se logró al ejecutar el RothC 10,000 años continuamente, durante este proceso se determina la distribución de C de cada uno de los cinco compartimentos que integran el almacén de C.

En la simulación el modelo se ejecutó con los parámetros de entrada y la información mensual del escenario de manejo: C que entra al suelo de RV, AO y cobertura del suelo. En el nivel parcela el modelo RothC simuló los cambios de COS con el $\text{COS}_{\text{inicial}}$ medido en cada punto de muestreo (*CIPUN), $n=18$ en sistemas agrícolas y $n=20$ en los sistemas forestales y praderas (376 simulaciones); y con el $\text{COS}_{\text{inicial}}$ promedio medido por parcela (*CIPAR) (27 simulaciones). En el nivel sistemas las simulaciones se agruparon en: agrícolas adicionados con residuos (A+R), agrícolas sin adición de residuos (A-R) ejemplo: LT, LCMm-R, LCMt-R, LZMm-R, LZMt-R, LZR-R y LCR-R, forestales puros (F), praderas (PR), y agostaderos (AG). En el nivel regional, el escenario del periodo de 20 años (1980-2000) se hizo bajo el supuesto que la vegetación PICC 1980 con la cual se inicializa el modelo (Serie I del INEGI) empezó a cambiar en el año de 1980 a otro tipo de uso de vegetación PICC 2000 (Serie III del INEGI).

En los tres niveles de estudio los datos de clima corresponden a un periodo de tiempo entre 30-50 años y proviene de la base de datos del Extractor Rápido de Información Climatológica (ERIC) (IMTA, 2000) y en algunos casos de estaciones climáticas ubicadas en los sitios experimentales. En las parcelas y sistemas los datos de entrada al modelo se

obtuvieron de estudios en los sitios experimentales (Cuadros 1 y 2). En el nivel región el $COS_{inicial}$ fueron los valores promedio obtenidos por Acosta (2003), González (2007) y Schott (2004). El carbono de RV ($Mg\ ha^{-1}$) fue generado por el modelo al correrlo de manera inversa usando el $CO_{inicial}$ y datos de clima y suelo. La cobertura vegetal para cada categoría PICC fue de 12 meses en los bosques y pastizales y de 8 meses en agrícolas. El COS se estimó como el producto de la superficie del polígono cambio de uso de suelo y vegetación (ha) y el COS ($Mg\ ha^{-1}$) obtenido del escenario de predicción correspondiente. El contenido de arcilla (%) en la región Mazateca fue de 34.5%; en la Cuicateca de 17% y en la Mixe de 36.5% (Estrada 2007).

En el nivel región, los cambios del COS también se evaluaron con el procedimiento propuesto por PICC (1997) en el periodo 1980-2000. Se utilizó cartografía digital de uso de suelo y vegetación del INEGI (INEGI, 2001), la “Serie I” publicada por CONABIO (1999) considerada en el presente estudio como la información del año 1980 y la “Serie III” (INEGI 2002) que corresponde al año 2000. También se utilizaron las cartas edafológicas escala 1:250,000 y 1:1’000,000 (INIFAP y CONABIO, 1999).

Para evaluar el desempeño del modelo RothC, se utilizaron los siguientes criterios: el coeficiente de determinación (R^2), la raíz cuadrada del cuadrado medio del error (RCME) y la eficiencia del modelo (EF) expresada por (Smith *et al.* 1997) además del parámetro b de la ecuación de regresión lineal simple.

Resultados y discusión

En las parcelas los valores de RCME, EF y parámetro b de la ecuación de regresión lineal, indicaron un desempeño ligeramente mejor para el caso de la simulación *CIPUN. El valor de R^2 fue ligeramente mejor en la simulación *CIPAR. Ambas simulaciones del RothC indicaron una subestimación de las mediciones de COS entre 30 y 36%. Una de las causas de la subestimación obtenida en las simulaciones fue la sobrestimación del porcentaje del COS en las mediciones del año 2004 encontradas en el estudio de González *et al.* (2008).

Los sistemas agrícolas y forestales tuvieron un R^2 en el rango de 0.89-0.93, las praderas de 0.66 y el agostadero de 0.06 (Figura 1). Los valores de los parámetros de la ecuación de regresión lineal indicaron en general una subestimación del COS medido por el RothC en los sistemas evaluados. En general el mejor desempeño del modelo RothC se consiguió en los sistemas agrícolas y forestales, en las praderas se consideró mediano y bajo en el caso de los agostaderos. Los resultados del presente estudio tienen un comportamiento similar a las predicciones de COS en sitios de China con una temperatura media anual (TMA) en el rango de 4.6-12.7°C y una precipitación media anual (PMA) de 372-600 mm (Guo *et al.*, 2007). El bajo desempeño del RothC en los agostaderos puede explicarse porque este modelo fue desarrollado inicialmente para ecosistemas templados (Smith *et al.*, 2000) y los agostaderos en México son sistemas complejos debido a que pueden presentar una mayor variabilidad espacial de COS por la entrada de residuos y abono orgánicos que dependen del periodo de lluvias en un ambiente cálido (Melgoza, 2006).

En las tres regiones, los valores de RCME estuvieron en el rango de 7 a 9%. Los estadísticos EF y R^2 fueron altos, por encima del 90% en las tres regiones y los valores de

los parámetros de la ecuación de regresión indicaron que el RothC subestimó ligeramente los valores de COS del método PICC. La ligera sobrestimación de los valores de COS del RothC con respecto a los del PICC se explica porque el método PICC supone que la tasa de cambio del uso de suelo y manejo son constantes en un periodo de tiempo y que los cambios de COS en los almacenes son el resultado de los cambios del uso del suelo (Eve *et al.*, 2002)

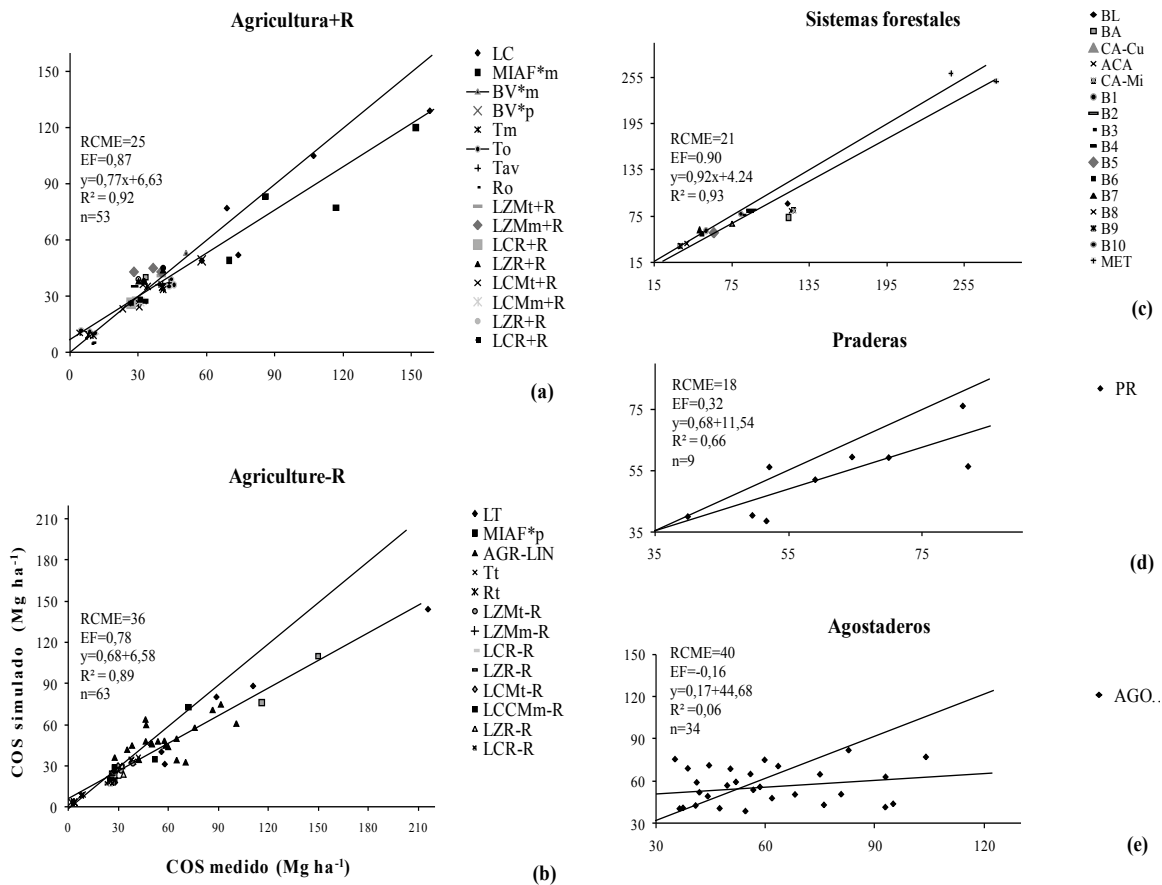


Figura 1. Desempeño del modelo RothC en cinco sistemas ubicados en diferentes sitios de estudio de México.

Agricultura+R (agricultura con adición de residuos): LC= L. de conservación; BV=barrera viva (*m= muro o *p= parcela); Tm= tradicional mejorado; Tav= tradicional año y vez, To= manejo orgánico, Ro= roturada orgánico; y MIAF*m= milpa intercalada con frutales (muro); en El Batán: LZMtR; LZMmR; LCRr; LCMtR; LCMmR; LZRR y LCRR (LZ= Labranza cero; LC= L. tradicional; m o t= monocultivo maíz o trigo; R= rotación maíz-trigo trigo-maíz). Agricultura-R (agricultura con escasa adición de residuos): LT= L. tradicional; AGR-LIN= agricultura Linares, Tt= tradicional; Rt= roturada tradicional; MIAF*p= milpa intercalada con árboles (parcela); y en El Batán los del grupo anterior con la notación -R. Sistemas forestales: B1-B10= sitios forestales; MET= matorral espinoso Tamaulipeco; BL= Bosque de Liquidambar; BA= Bosque Aile; ACA= Acahual; CA-CU o CA-Mi= Café de la Región Cuicateca o Mazateca.

Conclusiones

En las parcelas, con base en los resultados de las dos formas de simulación, es posible usar *CIPAR para hacer las simulaciones con el RothC y con esto disminuir el número de puntos de muestreo a simular, pero para tener información más precisa o en detalle se puede usar la opción de las simulaciones en cada punto de muestreo *(CIPUN).

El análisis hecho por sistemas mostro el mejor desempeño del RothC en los sistemas agrícolas y forestales, mediano para las praderas y bajo en los agostaderos de Linares. El bajo desempeño en los agostaderos se atribuyó a que es un sistema de los más complejos por la heterogeneidad de la vegetación, suelo y variabilidad climática, de la cual depende la intensidad de pastoreo de los rumiantes domésticos.

A nivel regional el desempeño del modelo RothC fue alto, se concluye que puede utilizarse para estimar los cambios de COS de manera similar que con el uso del método PICC siendo una de las ventajas del uso del modelo la tasa dinámica de cambio del carbono.

Referencias bibliográficas

- Acosta, M. 2003. Diseño y aplicación de un método para estimar los almacenes de carbono en sistemas con vegetación forestal y agrícolas de ladera en México. Tesis Doctoral. Colegio de Postgraduados. México.
- Coleman, K, and D. Jenkinson. 1996. RothC-26.3—A model for the turnover of carbon in soil. In: Powlson, D.S., P. Smith, and J.U. Smith (eds). Evaluation of Soil Organic Matter Models using Existing, Long-term Dataset. Springer-Verlag, Berlin, 237–246 pp.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 1999. Uso de Vuelo y Vegetación Modificado por CONABIO. Escalas 1:1'000,000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Cortés, J., A. Turrent, P. Díaz., E. Hernández, R. Mendoza, y E. Aceves. 2005. Manual para el Establecimiento y Manejo del Sistema Milpa Intercalada con Árboles Frutales (MIAF) en Laderas. Colegio de Postgraduados. Montecillo. México.
- Covaleda, S. 2008 Influencia de diferentes impactos antrópicos en la dinámica del carbono y la fertilidad de los suelos volcánicos mexicanos implicaciones sobre el secuestro de carbono. Tesis Doctoral. Universidad de Valladolid. Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias. Departamento de Ciencias Forestales. Palencia, España. 352 p.
- Estrada, I. 2007. Cambio en biomasa aérea, en suelo y su relación con la fracción fina de este reservorio. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. México. 114 p.
- Eve, M., M. Sperow, K. Paustian, and R. Follett. 2002 National-scale estimation of changes in soil carbon stocks on agricultural lands. Environmental Pollution 116 (3): 431-438.
- FAO-ISRIC-SICS. 1998. World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Report 84. FAO, Rome.
- Figueroa, N. 2001. Comparación de la concentración de carbono en diferentes tipos de vegetación en la Sierra Norte de Oaxaca. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. México.

- Fuentes, M., B. Govaerts, F. De León, C. Hidalgo, L. Dendooven, K. Sayre, and J. Etchevers. 2009 Fourteen years of applying zero and conventional tillage, crop rotation and residue management systems and its effect on physical and chemical soil quality. *European Journal of Agronomy* 30 (3): 228-237.
- González, L. 2007 Cambio de carbono orgánico acumulado en sistemas agrícolas y forestales de ladera. Tesis Doctoral. Colegio de Postgraduados. México. 152 p.
- González-Molina, L., J. Etchevers-Barra, y C. Hidalgo-Moreno. 2008. Carbono en suelos de ladera: Factores que deben considerarse para determinar su cambio en el tiempo. *Agrociencia* 42 (7): 741-751.
- Guo, L., P. Falloon, K. Coleman, B. Zhou, Y. Li, E. Lin, and F. Zhang. 2007. Application of the RothC model to the results of long-term experiments on typical upland soils in northern China. *Soil Use and Management* 23 (1): 63-70.
- IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua) 2000. Extractor Rápido de Información Climatológica, ERIC-2. Disco compacto. Cuernavaca, Morelos, México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). 2002. Mapa de Uso de Suelo y Cobertura Vegetal, 1:250,000. Serie III (Capa Usv250s3v). México.
- INIFAP (Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias) y CONABIO (Comisión Nacional para Uso y Conocimiento de la Biodiversidad (CONABIO). 1995. Mapa Edafológico. Escalas 1:250,000 y 1:1'000,000. México.
- Jenkinson, D., and J. Rayner. 1977. Turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Science* 123 (5): 298-305.
- Melgoza, C. 2006. Situación actual de los agostaderos. INIFAP-SAGARPA. USDA. Forest Service Proceedings. RMRS P-40. P. 85-86
- Monreal, C., J. Etchevers, M. Acosta, C. Hidalgo, J. Padilla, R. M. López, L. Jiménez, and A. Velázquez. 2005. A method for measuring above- and below-ground C stocks in hillside landscapes. *Canadian Journal of Soil Science* 85 (4): 523-530.
- Pando-Moreno, M., E. Jurado, M. Manzano, and E. Estrada. 2004. The Influence of Land Use on Desertification Processes. *Journal of Range Management* 57 (3): 320-324.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2007. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Intergovernmental Panel on Climate Change. United Nations Environment Programme, Organization for Economic Co-Operation and Development. International Energy Agency. Paris, France.
- Schott, M. (2004) Determinación de los almacenes de carbono en sistemas de vegetación permanentes (forestal, café y acahual) en la Sierra Norte de Oaxaca. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo. 51 p.
- Smith, P., J. Smith, D. Powlson, D. McGill, J. Arah, and O. Chertov. 1997. A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma*. 81: 153-225.
- Wesemaela, B. V., K. Paustian, J. Meersmans, E. Goidtsd, G. Barancikova, and M. Easter. 2010. Agricultural management explains historic changes in regional soil carbon stocks. *In: Schlesinger W.H. (ed). Cary Institute of Ecosystem Studies. Millbrook, NY. (<www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1002592107>)*

1.50

Preparación de materiales de control de calidad para evaluar carbono total en suelos

López-Romero Rosa M.,¹ Hidalgo M. C., Padilla C. J.,¹ Etchevers B. Jorge D.¹

¹*Colegio de Postgraduados, Posgrado en Edafología. Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5 Montecillo Texcoco CP 56230. Autor para correspondencia: rosas@colpos.mx*

Resumen

Para generar resultados analíticos válidos, el laboratorio debe tener controles de calidad internos y externos. Entre los primeros, se encuentran los materiales de referencia (MRs), los cuales permiten establecer mediciones comparables en cualquier lugar del mundo. La familia de los MRs comprende los materiales de referencia certificados (MRC), soluciones calibrantes y los materiales de control de calidad (MCCs), estos últimos son materiales que cumplen con las características de adecuada homogeneidad y estabilidad requeridas para el control de calidad de una medición. Los MCCs se utilizan para evaluar la reproducibilidad de los métodos por medio de la elaboración de cartas control. Dado que hay pocos materiales de referencia de carbono y son costosos, el objetivo de este trabajo fue preparar dos materiales de control de calidad para determinar carbono total en suelos. En 2003 se preparó el MCC₁ y en 2005 el MCC₂. Ambos se utilizaron en las evaluaciones del trabajo rutinario del laboratorio de 2003 a la fecha. La media para el MCC₁ fue de 0.827% y la *s* de 0.023. Por lo tanto, los valores mínimos y máximos aceptados para los límites de aviso ($x \pm 2s$) son: 0.781 y 0.873 y para los límites de acción ($x \pm 3s$): 0.758 y 0.896. La media para el MCC₂ fue de 0.798% y la *s* 0.018. Por lo tanto, los valores mínimos y máximos aceptados para los límites de aviso son: 0.762 y 0.834 y para los límites de acción: 0.744 y 0.852.

Palabras clave: materiales de referencia, TOC, gráficos de Shewhart.

Introducción

Los materiales de referencia son ampliamente usados y juegan un papel importante para asegurar la calidad de los resultados analíticos (Lipp, 2004). Para generar resultados analíticos válidos, el laboratorio debe tener controles de calidad internos, que implica contar con: personal calificado y competente, métodos y equipos adecuados y un sistema de control y aseguramiento de calidad que comprende el uso de materiales de referencia (MR), los cuales permiten establecer mediciones comparables en cualquier lugar del mundo (Yip *et al.*, 2009). La familia de los MR comprende los materiales de referencia certificados (MRC), soluciones calibrantes y los materiales de control de calidad (MCCs), estos

últimos son materiales que cumplen con las características de adecuada homogeneidad y estabilidad requeridas para el control de calidad de una medición (Emons *et al.*, 2006).

Los MCCs se utilizan para evaluar la reproducibilidad de los métodos por medio de la elaboración de cartas control o gráficos de Shewhart y se emplean también en la organización de ensayos de aptitud (Thompson y Wood, 1995; Guillebon *et al.*, 2001). Desde el punto de vista de la metrología, lo ideal sería que a la par que se analizan muestras problema también se incluyeran MRCs; sin embargo, son costosos, no siempre existen estos materiales y a veces es necesario prepararlos, para ello es deseable que los MR tengan concentraciones parecidas a las muestras reales y que la matriz sea similar a las muestras problema.

En el trabajo diario de un laboratorio es necesario incluir una o varias muestras control para demostrar que se generan resultados analíticos reproducibles y repetibles, o que el instrumento analítico está trabajando bajo especificaciones. Dado que hay pocos materiales de referencia de carbono y son costosos el objetivo de este trabajo fue preparar dos materiales de control de calidad para evaluar carbono total en suelos.

Materiales y métodos

En la primera etapa se tomaron aproximadamente 200 kilos de un suelo superficial, que se secaron a temperatura ambiente y a la sombra. Una vez seco el material se tamizó por una malla de 2 mm Posteriormente se homogeneizó durante 48 h y se procedió a determinar la homogeneidad inicial, para lo cual, se utilizó un parámetro analítico económico y de fácil determinación (pH). Se tomó al azar 11 submuestras y se realizó el análisis por duplicado a 10 submuestras y por septuplicado a una de ellas. Tal y como describen las recomendaciones internacionales (Kramer *et al.*, 2001; ISO 35, 2006) para considerar el material homogéneo debe cumplirse que el CV (coeficiente de variación) entre unidades < 2 CV dentro de una unidad.

Demostrada la homogeneidad y para asegurar que el material era homogéneo para un analito normalmente encontrado en bajas concentraciones se realizó la determinación de Zn extractable en DTPA (Lindsay y Norwell, 1978). Para lo cual se tomaron tres muestras al azar que se analizaron por triplicado. Mediante un análisis de varianza se demostró que el material era homogéneo. Posteriormente el material ya homogéneo fue empleado en cada una de las determinaciones analíticas realizadas en el Laboratorio de Fertilidad y Química Ambiental del Colegio de Postgraduados. Con los resultados obtenidos ($n=7$) se determinó la media y la desviación estándar, y con ello se establecieron los límites de aviso y los límites de acción para cada parámetro.

La segunda etapa consistió en la preparación del MCC₁ para determinar carbono total. Para lo cual, del suelo previamente preparado y homogeneizado se tamizó en malla 100 la cantidad necesaria hasta obtener 1 kg de suelo, el cual fue colocado en un contenedor de porcelana con bolas del mismo material para favorecer su homogeneización. El material se homogeneizó en un molino rotatorio durante 24 h. Posteriormente se fueron realizando las determinaciones de carbono total en un analizador Shimatsu TOC–SSM-5000, para lo cual se pesó 1 g de suelo. Para preparar cada uno de los puntos de la recta de calibración se utilizó un estándar de sacarosa. Se prepararon concentraciones entre 10 y 50 mg de

sacarosa. Para monitorear el desempeño del instrumento se utilizó un punto intermedio de la curva de calibración pesada de manera independiente.

Con los resultados obtenidos de las mediciones de carbono en los dos MCCs preparados se determinó la media (\bar{x}) y la desviación estándar (s) para establecer los límites de aviso (“*warning limits*”, $\bar{x} \pm 2s$) y los límites de acción (“*action limits*”, $\bar{x} \pm 3s$), y con estos datos se elaboraron los gráficos de control. El MCC₁ se preparó en 2003 y en 2005 el MCC₂. Ambos se utilizaron en las evaluaciones del trabajo rutinario del laboratorio de 2003 a la fecha. Para evaluar el desempeño del analizador Shimadzu TOC–SSM-5000 se utilizó un estándar de sacarosa que fue analizado en cada lote de muestras analizadas diariamente. Por otra parte, como parte del control de calidad se analizó también un estándar de referencia de Canadá (muestra de sedimento CCRMP SO-2).

Resultados y discusión

La homogeneidad inicial del MCC de suelos del laboratorio de Fertilidad de Suelos y Química Ambiental fue evaluada mediante la determinación de pH. El coeficiente de variación fue de 0.05% entre unidades (CV “*between*”) y 0.24% dentro de las unidades (CV “*within*”). Por lo tanto, dado que se cumple el criterio establecido se concluye que la muestra estudiada es homogénea al nivel de la cantidad de muestra analizada (10 g). La homogeneidad final del MCC se evaluó mediante la medición de Zn en una extracción en DTPA. Los resultados obtenidos de tres muestras de suelo analizadas por triplicado se sometieron a un análisis de varianza de un factor (ANOVA) a un nivel de significación de 0.05. EL valor de F calculado fue de 0.82 respecto al de tablas de 5.14, por lo que no hay diferencias significativas a un nivel de confianza del 95% entre las concentraciones entre frascos y dentro de cada frasco. Por lo tanto, se concluye que el material es homogéneo para una cantidad de muestra de 10 g.

Con los resultados obtenidos a través del tiempo se obtuvieron las medias y las desviaciones de cada uno de los materiales preparados. La media para el MCC₁ fue de 0.827% y la s de 0.023. Por lo tanto, los valores mínimos y máximos aceptados para los límites de aviso son: ($\bar{x} \pm 2s$) 0.781 y 0.873 y para los límites de acción: ($\bar{x} \pm 3s$) 0.758 y 0.896. La media para el MCC₂ fue de 0.798% y la s de 0.018. Por lo tanto, los valores mínimos y máximos aceptados para los límites de aviso son: 0.762 y 0.834 y para los límites de acción: 0.744 y 0.852. A modo de ejemplo se muestran en la Figura 1 los resultados obtenidos en 2005 utilizando el MCC₂.

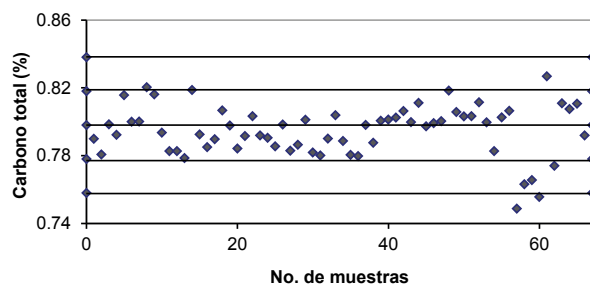


Figura 1. Resultados obtenidos de carbono total del MCC₂ en 2005

Como se puede ver la mayoría de los resultados se encuentran en el intervalo de $x \pm 1s$. Los resultados que se encuentran en el intervalo de $x \pm 2s$ se aceptan también como correctos y los datos analíticos que caen en el intervalo $x \pm 3s$ son considerados incorrectos, por lo que el responsable del laboratorio debe revisar que error se ha cometido para proceder a solucionarlo y una vez resuelto el técnico puede continuar con las determinaciones analíticas.

En el Cuadro 1 se muestran los resultados de las determinaciones de carbono total del MCC₂ realizadas en diferentes años. Como se puede ver el valor de la media y de la desviación estándar son prácticamente iguales, lo que demuestra la reproducibilidad de las mediciones a través del tiempo.

Cuadro 1. Resultados de carbono total del MCC₂ en diferentes años

Año	2005	2006	2008	2009
Media (%)	0.80	0.80	0.80	0.79
Desv. Std.	0.02	0.02	0.02	0.02
CV (%)	2.50	2.50	2.50	2.53
n	66	20	43	68
n*	64	17	42	60

n = número de muestras analizadas. n* valores aceptados después de eliminar datos aberrantes

La verificación del Shimadzu TOC–SSM-5000 se realizó con el estándar de sacarosa (42.11%C). En la Figura 2 se muestran los resultados de la media y la dispersión obtenida en ocho años de medición. La concentración de carbono teórica del estándar de sacarosa debe ser 42.11%, que corresponde a la línea central, y las líneas externas a las concentraciones máximas y mínimas aceptadas considerando un error del 5%. Como puede observarse los valores obtenidos se encuentran en los intervalos de aceptación para esta medición. Probablemente los valores obtenidos en 2007 corresponden a una menor sensibilidad del detector.

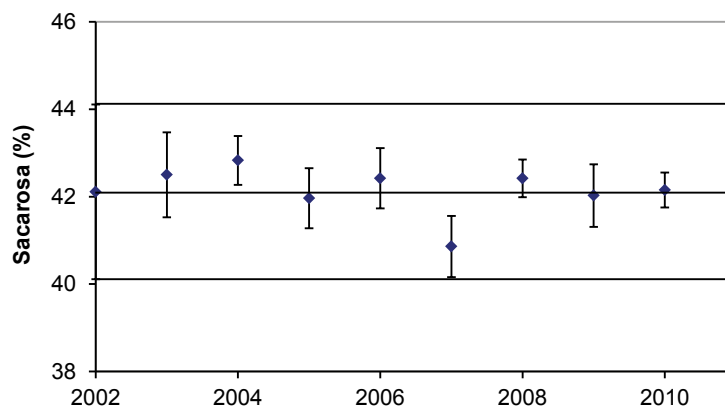


Figura 2. Resultados de ocho años de medición del estándar de sacarosa (42.11% ± 5%)



Los resultados obtenidos para el material de referencia de Canadá fueron los siguientes: la media de seis mediciones realizadas fue 4.71 ± 0.026 %C lo que representa un CV (%) = 0.56. Si se compara el valor obtenido con el valor reportado (4.8%C) se obtuvo una recuperación de 98% de carbono, con lo cual se demuestra que las mediciones realizadas son confiables.

Conclusiones

Los resultados obtenidos de carbono total para las dos MCCs preparadas, utilizadas como control para evaluar a través del tiempo la reproducibilidad de las mediciones de Carbono en el analizador Shimatsu TOC–SSM-5000 mediante gráficos de Shewhart, indican que los resultados obtenidos están bajo control. Lo cual se complementa con el seguimiento dado a las mediciones de sacarosa realizadas durante el mismo periodo de tiempo y una muestra control de Canadá.

Referencias bibliográficas

- Emons, H. 2006. The RM family, identification of all of its members. *Accreditation and Quality Assurance* 10 (12): 690- 691.
- Guillebon, B., F. Pannier, F. Seby, D. Bennink, and P. Quevauviller. 2001. Production and use of reference materials for environmental analyses: conclusions of a workshop. *Trends in Analytical Chemistry* 20 (3): 160 -166.
- ISO Guide 35. 2006. Reference Materials General and Statistical Principles for Certification. Geneva, Switzerland.
- Kramer, K., N. Kramer, and H. Muntau. 2001. Practical manual for the production of laboratory reference materials. European Commission in (TRAP-LRM Project Contract G6MA-CT2000-02006). Bergen, the Netherlands.
- Lindsay, W., and W. A. Norwell. 1978. Development of a DTPA soil test for Zn, Iron, Manganese and Copper. *Soil Science Society in American Journal* 42: 421-428.
- Lipp, M. 2004. Reference materials. An industry perspective. *Accreditation and Quality Assurance* 9: 539-542.
- Thompson, M., and R. Wood. 1995. Harmonized guidelines for internal quality control in analytical chemistry laboratories. *Pure and Applied Chemistry* 67: 649-666.
- Yiu, C., and W. Fong. 2009. Assessing laboratory performance in intercomparisons for inorganic analysis. *Trends Analytical Chemistry* 28: 1276 -1294

1.51

Comparación de reflectancia difusa plana y esfera de integración por espectroscopia del infrarrojo cercano (NIRS) para el monitoreo de carbono en suelos

Carrasco F. Minerva¹, López R. Rosa María¹, Hidalgo M. Claudia¹, Etchevers B. Jorge D¹., Saynes Vinisa¹

¹*Colegio de Postgraduados, Laboratorio de Fertilidad de Suelos y Química Ambiental Campus Montecillo. Km 36.5 Carr. México-Texcoco, CP 56230. Montecillo. Edo. De Méx. e-mail: minervacf@unam.mx.*

Resumen

Hasta antes de 1990, la espectroscopia de infrarrojo, tenía su principal interés en la identificación de compuestos mediante la interpretación de las bandas de absorción del espectro y en menor importancia las mediciones cuantitativas de un solo componente, debido a que las características de los espectros de muestras multicomponentes hacían difícil desarrollar métodos cuantitativos. Actualmente, los espectrofotómetros de infrarrojo con transformada de Fourier presentan importantes avances tecnológicos, que permiten procesar los datos para obtener información que anteriormente era difícil identificar. Esto ha contribuido a un creciente interés en la espectroscopia infrarroja, puesto que, no sólo se utiliza en forma rutinaria para identificar compuestos o realizar mediciones cuantitativas sencillas, también se utiliza para estimar concentraciones de especies en sistemas multicomponentes. Otro punto importante en el desarrollo de la espectroscopia infrarroja es la utilización de nuevos accesorios de muestreo, los cuales minimizan la preparación de la muestra, uno de ellos es la esfera de integración. Por lo anterior, en este trabajo se presenta el desarrollo de dos métodos analíticos que en forma directa cuantifiquen el contenido de carbono en muestras de suelo, utilizando la espectroscopia del infrarrojo cercano con transformada de Fourier, reflectancia difusa plana, esfera de integración y métodos quimiométricos de análisis.

Palabras claves: análisis quimiométrico, INFyS, SNV, MSC, DETREND.

Introducción

En México, la evaluación del carbono en suelo y biomasa se ha incrementado en los últimos 15 años. Lo anterior debido al interés que se ha dado a estudios relacionados con el cambio climático. Sin embargo, para ello se requiere medir carbono total en una gran cantidad de muestras de suelo y biomasa, las cuales deben ser analizadas con metodologías analíticas confiables. El método de referencia para determinar carbono total en suelo y

biomasa es la combustión seca, lo cual implica el empleo de analizadores de carbono automáticos. Estos equipos, además de su alto costo, requieren de un plan de mantenimiento regular, y de insumos como gases, catalizadores y material de laboratorio, lo que encarece el costo del análisis. Por otra parte, en el caso de los suelos, se requiere moler las muestras a tamaño muy fino (malla 100 = 2 μm), lo que implica un tiempo de preparación considerable. Como esta metodología involucra procedimientos más o menos largos y además es costosa, se ha propuesto como alternativa el uso de una técnica analítica espectroscópica como es el infrarrojo cercano (NIRS) (Mariela e Inmaculada, 2009).

La espectroscopia del infrarrojo cercano (NIRS) abarca un intervalo de 4,000-12,500 cm^{-1} . Las bandas de absorción en esta región son sobretonos o combinaciones de las bandas vibracionales en esta región. Las bandas más frecuentes en un espectro NIR son debidas a enlaces del tipo C-H, N-H y O-H (Cargéle y Noura, 2009). La interacción de la radiación infrarroja con la muestra puede ser absorbida, transmitida o reflejada. Si la radiación es reflejada se trabaja en reflectancia (principalmente en muestras sólidas). Esta reflectancia puede ser especular cuando no aporta información sobre la composición de la muestra o difusa que tiene lugar en todas las direcciones como consecuencia de los procesos de absorción y dispersión. Recientemente, los nuevos equipos NIR permiten trabajar en un sistema en el cual una parte de la radiación incidente es reflejada y el resto atraviesa la muestra, para posteriormente ser reflejada por un material colocado en la cara opuesta de la muestra.

La interpretación quimiométrica de las huellas espectrales generadas con un espectrofotómetro de infrarrojo cercano (NIRS) es utilizada en la química analítica para reducir el tiempo de análisis por eliminación de etapas en el proceso de cuantificación del analito de interés. Con estas herramientas ha sido posible generar modelos de estimación, regresión por mínimos cuadrados parciales, en el área principalmente para la determinación de algunas propiedades del suelo como son: materia orgánica, carbono orgánico, capacidad de intercambio catiónico (Sudduth y Hummel, 1993a y b; Gehl and Rice, 2007; Christy, 2008).

El objetivo del trabajo fue evaluar el efecto del uso de la esfera de integración en la generación de un modelo quimiométrico para estimar carbono total en suelo, usando reflectancia difusa en la región del infrarrojo cercano (NIRS).

Materiales y métodos

En el desarrollo de los modelos quimiométricos se utilizaron 80 muestras de suelo analizadas a dos tamaños de partícula (2 mm y 2 μm), provenientes de sitios pertenecientes al Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFYS) analizadas por espectroscopia del infrarrojo cercano (NIRS) en un espectrofotómetro Nicolet Nexus 470 FTIR. El análisis se realizó por reflectancia difusa plana y esfera de integración. Para calibrar el modelo se seleccionaron muestras con concentraciones bajas, medias y altas de carbono (C). A las mismas muestras, tamizadas a través de malla 100, se les determinó la cantidad de carbono total en el analizador automático Shimadzu TOC-SSM 5000 que es el método de referencia.

En la espectroscopia por reflectancia difusa plana la muestra pulverizada es colocada en el compartimiento de muestra del equipo, el haz proveniente de la fuente choca con la superficie de la muestra, parte de esta energía es absorbida y el resto es reflejada, excitando los modos de vibración de las moléculas de los compuestos lo que genera el fenómeno de reflectancia difusa.

En el caso de la espectroscopia con esfera de integración, este accesorio está formado por una esfera hueca, cuya superficie interna se encuentra revestida con un polímero que tiene la propiedad de reflejar el haz infrarrojo. El accesorio colecta los rayos reflejados en cualquier ángulo dentro de la esfera, sin presentar saturación de bandas en el espectro; en las paredes de la esfera se encuentra insertado un detector de alta sensibilidad con un sistema de amplificadores que detectan todas las variaciones espectrales en la región infrarroja.

Para el análisis de la muestra, ésta se colocó en un vaso de precipitado de 10 ml, procurando que el polvo cubriera de manera regular y completa el fondo del vaso, el cual se ubicó en la parte superior de la superficie horizontal del aditamento que contiene la esfera de integración. El área barrida por la esfera de integración en la superficie horizontal donde se coloca el vaso con la muestra es de aproximadamente 1 cm de diámetro. El haz que proviene de la fuente NIR choca con la muestra, la radiación se dispersa en forma difusa y se refleja muchas veces aleatoriamente dentro de la esfera, antes de ser registrada por el detector, produciendo un espectro de NIRS con menores interferencias con respecto al obtenido por reflectancia difusa plana.

La luz difusa reflejada (R) es registrada por el detector de InGa (Indio-Galio) en un intervalo de 1000-2500 nm. Los datos de reflectancia difusa generados por la esfera de integración se registran como el logaritmo ($1/R$), donde R= reflectancia. Obtenidos los espectros en NIRS de las muestras analizadas se procedió a desarrollar el modelo quimiométrico con el empleo del Software WinISI II. El desarrollo del modelo quimiométrico consistió de varias etapas: 1) la obtención de los datos espectrales, 2) desarrollo de la ecuación NIRS, 3) validación cruzada, 4) validación externa y 5) predicción de muestras. Con la finalidad de mostrar que el espectrofotómetro estaba trabajando bajo especificaciones se analizaron estándares de poliestireno de 1.0, 1.5 y 3.0 mm de espesor de película.

Resultados y discusión

De las 80 muestras analizadas a manera de ejemplo se muestran en la Figura 1 los espectros de infrarrojo de una muestra analizada por reflectancia difusa plana a dos tamaños de partícula, y en la Figura 2 los espectros de infrarrojo de la misma muestra de suelo analizada con la esfera de integración. Como puede observarse en ambas figuras, se aprecian las absorciones correspondientes a los sobretonos de los constituyentes que conforman la muestra. Los espectros por reflectancia difusa plana muestran mucho ruido principalmente cuando se analizan con un tamaño de partícula de 2 mm y las bandas de absorción no están bien definidas. Sin embargo, con el uso de la esfera de integración se elimina el ruido sin quitar información espectral y los sobretonos se encuentran definidos.

Por lo tanto, se demuestra que es mejor trabajar con la esfera de integración porque minimiza el ruido espectral permitiendo una mejor resolución de los picos de interés.

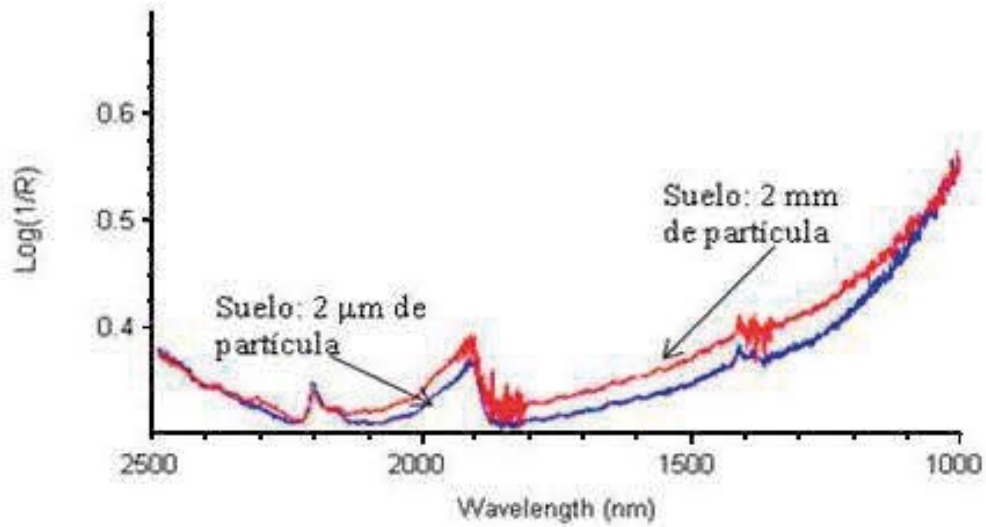


Figura 1. Espectros de infrarrojo de muestras de suelo por reflectancia difusa plana.

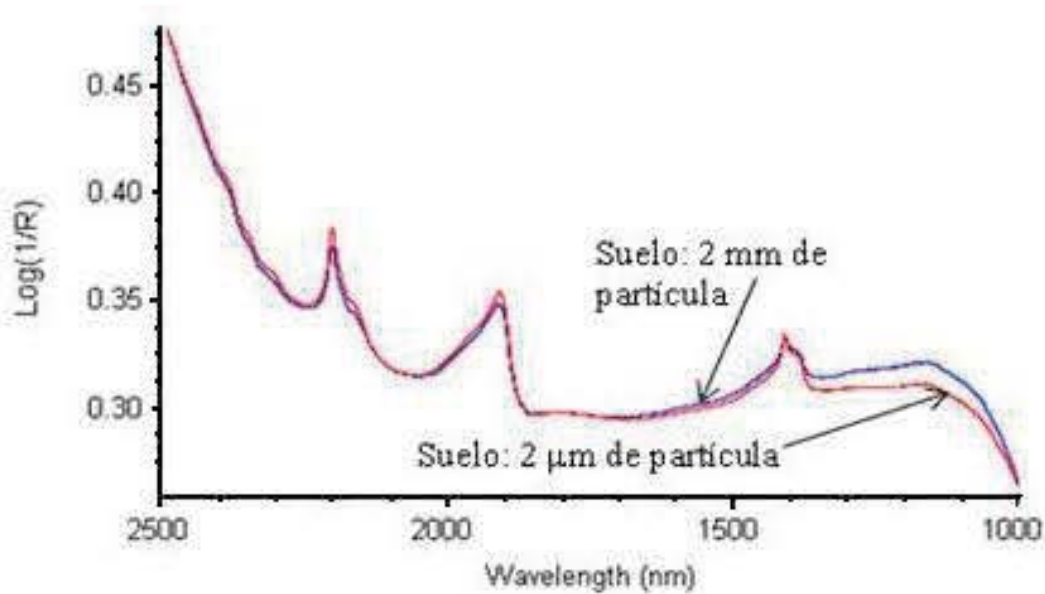


Figura 2. Espectros de infrarrojo de muestras de suelo con esfera de integración.

Una vez obtenidos los espectros NIRS con este equipo de barrido continuo se procedió a realizar el tratamiento de los datos espectrales mediante el Software WinIsi II, que incluye: SNV (Standard Normal Variate) con el cual se corrigen los problemas ópticos; DETREND, para corregir la tendencia de los datos; MSC (Multiplicative Signal Corrected) que corrige la dispersión múltiple. Así mismo, se emplearon derivadas: la 1ª derivada, muestra máximos y mínimos de una función y la segunda derivada determina los cambios de concavidad, y suavizador de puntos (“Smooth”). Entre los tratamientos matemáticos aplicados a los modelos se incluyeron: correcciones por tamaño de partícula y correcciones de la tendencia de los datos.

El desarrollo de la ecuación NIRS se realizó mediante un algoritmo MPLS (cuadrados mínimos parciales modificados) que relaciona la información espectral (óptica) con la información de la composición química (método de referencia). Las ecuaciones de calibración fueron seleccionadas sobre la base de minimizar el error estándar de calibración (SEC) y el mayor valor del coeficiente de correlación múltiple (RSQ) mostradas en el cuadro 1.

Cuadro 1. Ecuaciones probadas para el contenido de carbono en suelos por reflectancia difusa plana y esfera de integración.

Técnica	Modelo y Rango	Tratamiento matemático	SEC*	RSQ**
Esfera de Integración	MPLS, 1100-2500,2	2,1,1,1	0.1417	0.9994
Reflectancia difusa Plana (2µm)	MPLS 1100-2500,2	2,4,4,1	0.4978	0.8137
Reflectancia difusa Plana (2mm)	MPLS 1100-2500,2	2,8,6,1	0.5186	0.7903

*error estándar de calibración, **coeficiente de correlación múltiple.

La confiabilidad del modelo de calibración se realizó mediante la etapa de la validación interna, denominada también validación cruzada. Esta etapa se llevó a cabo con muestras externas (n = 20) no implicadas en el desarrollo de la calibración. Una forma de evaluar las ecuaciones NIRS con relación a su precisión y exactitud es a través de la relación entre la desviación estándar del análisis químico y el error estándar de la validación cruzada (SD/SECV= RPD) (Marta-Porcel, 2001; Celerino, 2008). Si esta relación es menor a 3, las ecuaciones resultan en un bajo poder de predicción. Como se muestra en el Cuadro 2, por reflectancia difusa plana empleando dos tamaños de partícula los modelos quimiométricos, no resultan adecuados para realizar la predicción del contenido de carbono en suelos. Por el contrario, con el uso de la esfera de integración el modelo quimiométrico es adecuado para estimar la predicción del contenido de carbono en suelos (RPD = 5.8). Validado con un RSQ de 0.97.

Una vez establecida la calibración con las 80 muestras, se procedió a realizar la validación de la ecuación NIRS con un grupo de 20 muestras. Finalmente, se realizó la predicción de carbono en muestras problema. A la fecha se ha realizado la predicción de alrededor de 6000 muestras de suelo. A manera de ejemplo, el Cuadro 3 muestra los resultados del contenido de carbono (%) de algunas muestras analizadas con esfera de integración. Se muestra también el valor estadístico GH1 (Distancia de Mahalanobis), parámetro que indica que si el valor de $GH < 3$ la muestra pertenece a la población (Yves y Pascual, 2007).

Cuadro 2. Evaluación de los modelos mediante la validación cruzada

Técnica	Modelo y Rango	SD	SECV	RSQ	RPD
Esfera de Integración	MPLS, 1100-2500,2	5.207	0.891	0.971	5.843
Reflectancia difusa Plana (2 μ m)	MPLS, 1100-2500,2	1.153	0.48	0.827	2.4
Reflectancia difusa Plana (2mm)	MPLS, 1100-2500,2	1.132	0.7498	0.61	1.509

*error estándar de validación cruzada.

Cuadro 3. Valores de predicción de muestras de suelo.

No. lab.	Carbono (%)	GH1
5174	4,404	0,208
7413	13,622	0,228
3762	6,043	0,269
5043	2,901	0,271
6744	1,321	0,273
7095	3,818	0,277
7323	1.28	2.25
6973	2.27	2.26
7007	2.63	2.44
5003	1.28	1.16
7362	11.81	1.15
6940	4.27	1.00
6996	5.21	1.83
6998	4.28	0.717
5181	3.06	0.442

*error estándar de validación cruzada.

Por otra parte y con la finalidad de demostrar la bondad del método utilizado se analizó el patrón interno utilizado en los análisis rutinarios del Laboratorio de Fertilidad y Química Ambiental del Colegio de Postgraduados. La media obtenida para $n=9$ fue de 1.05%C con un CV de 2.1%. Si se comparan los resultados obtenidos de la misma muestra analizada por TOC (0.83%C y CV de 2.8%) se obtiene una sobreestimación de carbono. Actualmente, con la finalidad de hacer una predicción más apropiada, se está trabajando con un grupo mayor de muestras para hacer la recalibración del modelo.

Finalmente, se muestra en la Figura 3 los espectros obtenidos de los estándares de poliestireno de 1.0, 1.5 y 3.0 mm de espesor, tomando como referencia las bandas de absorción 4613, 4667 y 5951 cm^{-1} . Se observa coincidencia en los sobretonos y que no hay desplazamiento de dichas bandas, lo que confirma que los espectros obtenidos se obtuvieron correctamente demostrando que el espectrofotómetro estaba bajo especificaciones.

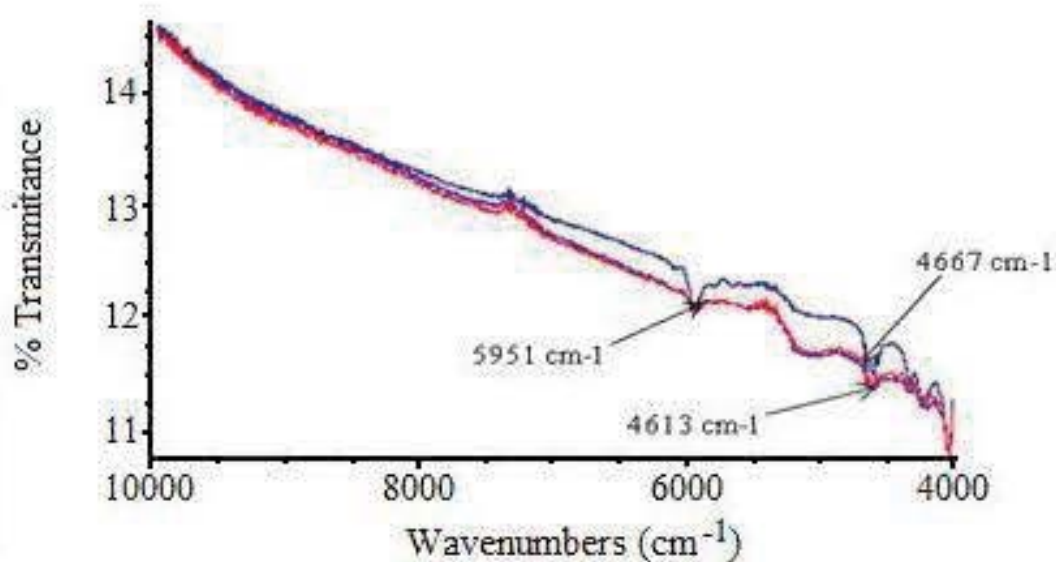


Figura 3. Espectros del estándar de poliestireno con 1.0, 1.5 y 3.0 mm de espesor.

Conclusiones

1.- Con el uso de la esfera de integración los espectros generados presentan menos variaciones espectrales causadas por el tamaño de partícula, los cuales son más evidentes en la reflectancia difusa plana.

2.- La ventaja del uso de la esfera de integración sobre la reflectancia difusa plana es que permite obtener espectros reproducibles de las muestras, característica importante para el análisis cuantitativo.

3. Con el desarrollo del modelo quimiométrico usando la esfera de integración, ha sido posible predecir el contenido de carbono en muestras de suelo.

4.- La espectroscopia NIR es una técnica no destructiva, no requiere de reactivos químicos y es ecológica al no generar desechos. Además la preparación de la muestra es mínima.

5.- Los resultados indican que el NIRS puede ser empleado como una técnica analítica, rápida que combinada con métodos quimiométricos puede modelar y predecir empíricamente el comportamiento de sistemas altamente complejos que implican la interacción de muchas variables, por lo que ofrece herramientas para obtener información confiable en un corto periodo de tiempo.

6.- Los resultados indicaron que no hay desplazamiento a 4613, 4667 y 5951 cm^{-1} , lo que confirma que los resultados obtenidos se encuentran bajo especificaciones de calidad deseada.

Referencias bibliográficas

- Cargéle, N., Z. Noura, F. Gaëtan, and P. Léon-Etienne. 2009. Near-Infrared Reflectance Spectroscopy prediction of soil properties: effects of ample cups and preparation. *Nutrient Management and Soil and Plant Analysis* 73 (6): 1896-1903.
- Celerino, Q. L. 2008. Aplicación de la Espectroscopia de Reflectancia Infrarojo Cercano (NIRS) en el análisis de suelos. *Ciencia* 21: 77-85.
- Christy, C. D. 2008. Real-time measurement of soil attributes using on -the-go near infrared reflectance spectroscopy. *Computers and Electronics in Agriculture* 61 (1): 10-19.
- Gehl R. J., and C. W. Rice. 2007. Emerging technologies for in situ measurement of soil carbon. *Climate Change* 80 (1-2): 43-54.
- Fuentes M., M. González, J. M. Hernández-Hierro, C. Hidalgo, B. Govaerts, J. Etchevers, K. D. Sayre, and L. Dendooven. 2009. The natural abundance of ^{13}C with different agricultural management by NIRS with fibre optic probe technology. *Talanta* 79 (1): 32-37.
- Porcel, G. 2001. Aplicación de Técnicas Quimiométricas para el desarrollo de nuevos métodos Cinético-Espectrofotométricos de Análisis. Universidad Autónoma de Barcelona. España. 85p.
- Sudduth, K. A., and J. W. Hummel. 1993a. Portable near-infrared spectrophotometer for rapid soil analysis. *Transactions for the ASAE* 36 (1): 185-193.
- Sudduth, K. A., and J. W. Hummel. 1993b. Soil organic matter, CEC, and moisture sensing with a portable NIR spectrophotometer. *Transaction for the ASAE* 36 (6): 1571-1582.
- Yves, R., C. Pascual, M. Lene, C. Lema-Martinez, A. Edmond, and J. Nadine. 2007. A review of near infrared spectroscopy and chemometrics in pharmaceutical technologies. *Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis* 44 (3): 683-700.

1.52

Biocarbón para aumentar la calidad y secuestro de carbono en un suelo de México

Escalante Ariadna¹, Etchevers Jorge¹, Hidalgo Claudia¹, García Edmundo², Collado Jorge³, Campo Julio.⁴

¹Colegio de Postgraduados, Laboratorio de Fertilidad, IRENAT Km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230 México.escalante.maria@colpos.mx. ²Colegio de Postgraduados, Botánica, Km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230 México.

³Colegio de Postgraduados, Campus Veracruz, Carretera Antigua Xalapa-Veracruz

⁴Universidad Autónoma de México, Instituto de Ecología. Lab. Biogeoquímica Terrestre y Clima. México, D.F..

Resumen

El biocarbón, conocido como biochar, es un producto de la pirólisis realizada con residuos orgánicos en ausencia de oxígeno que recientemente se ha usado en países como Brasil, Estados Unidos, Australia y muchos otros, como corrector de suelos infértiles y en el secuestro de carbono. Sin embargo, en México recién comienza a estudiarse esta tecnología y en el presente estudio se inicia un análisis de ambos rubros. Como estrategia biotecnológica es importante comprobar su eficiencia y definir la posibilidad de su uso en suelos de México con cierta certeza de éxito. Cualidades como pH, conductividad eléctrica, materia volátil, capacidad de intercambio catiónico, tamaño y distribución de poros, entre otros, pueden orientar en su aplicación al campo. Un estudio conducido en el Colegio de Postgraduados con biocarbones producidos con residuos de maíz y trigo, en el cual se realiza la caracterización física y química de ellos para evaluar cuáles puedan aplicarse en experimentos de invernadero y campo en un suelo arenoso de pH ácido. Las metodologías de laboratorio empleadas son las aplicadas al suelo que ya en algunas investigaciones han usado; sin embargo, éstas no están completamente definidas. Los resultados preliminares reportan un pH de 9 a 10, conductividad eléctrica de 2 a 5 dS.m⁻¹, capacidad de intercambio catiónico de 11 a 18 Cmol.Kg⁻¹. Se espera someter todos estos materiales a bioensayos para observar su efecto en el suelo y en las plantas que en él se cultivan

Palabras claves: biochar, pirólisis, caracterización de biochar

Introducción

El biocarbón (biochar) es un producto rico en carbono que es obtenido cuando determinada biomasa como aserrín, rastrojo de cultivos, camas de granjas de gallinas, entre otras, es calentada en un recipiente cerrado con la mínima cantidad de oxígeno. En términos técnicos, se considera que es producto de la descomposición térmica de materiales

orgánicos con un limitado suministro de oxígeno (O_2) y usando bajas temperaturas (<700 °C) conocido como pirólisis. Este producto se diferencia del carbón usado como combustible, en que es hecho con condiciones que permiten que sea usado como mejorador del suelo, tanto para aumentar su productividad, almacenamiento de carbono, percolación del agua del suelo, disminución de la acidez, entre otros (Lehman, 2009; Amonette, 2009). Sin embargo, en la actualidad, los biocarbones producidos presentan una gran variabilidad en cuanto a sus propiedades físicas y químicas ya que los procesos de pirólisis varían en cuanto a temperatura empleada, tasa de aumento de la misma con el tiempo, que significa que sea lenta o rápida, así como la materia prima con la cual se producen (Laird *et al.*, 2009). Esto conlleva a tener que caracterizar los biocarbones usados en el suelo para definir su efectividad en función de las propiedades físicas y químicas que tengan (Lehman, 2009; Brewer, 2009). En México se empieza a trabajar con este producto, que en muchos países como Australia, Estados Unidos, Congo, entre otros, ha presentado excelentes resultados en el aumento de la productividad de los cultivos. Sin embargo, no existe un protocolo de caracterización de las diferentes propiedades de los biocarbones a nivel mundial, lo que hace que los investigadores utilicen metodologías diferentes, algunas adecuadas de las que se usan en suelos o en carbones de otro tipo. El objetivo de este estudio es caracterizar física, química y biológicamente los diferentes biocarbones empleados para mejorar la calidad del suelo (funciones de nutrición) y secuestro de carbono (C) en el suelo (servicios ambientales).

Materiales y métodos

Los biocarbones usados en los bioensayos fueron procesados en el CIECO (UNAM) en Morelia, Michoacán, en un recipiente cilíndrico cerrado, calentado externamente con fuego, tratándose de controlar las temperaturas de pirólisis, para que fueran muy bajas (<300 °C) y bajas (<600 °C). Las materias primas fueron rastrojos de trigo, maíz, aserrín de pino, aserrín y virutas de eucalipto, las cuales fueron manejadas en dos diámetros, menor y mayor de 4 mm.

Los estudios de caracterización física y química se realizaron en el Laboratorio de Fertilidad del Colegio de Postgraduados en Montecillo, Edo. de México, realizándose un análisis granulométrico con 7 tamaños de partículas de cada biocarbón empleando un juego de tamices, la determinación de pH se realizó con agua destilada y desionizada, KCl 1N y $CaCl_2$ 0.01M, en diferentes diluciones de biocarbón 1:2, 1:5, 1:10 y 1:20, sólo en los biocarbones de trigo y maíz, de igual forma en la determinación de conductividad eléctrica, que se hizo con agua destilada y desionizada, después de 24 horas de reposo, en una dilución de 1:5. Ambas cuantificaciones se basaron en las metodologías empleadas para suelos del mismo laboratorio.

Otras determinaciones importantes que se realizarán son capacidad de intercambio catiónico, contenidos totales de C, N, P, K, Ca, Mg, S, Al y Cu, materia volátil, cenizas, humedad, densidad, porosidad, área superficial, pruebas de toxicidad en planta y lombrices.

Resultados y discusión

Los biocarbones presentaron diferencias en su granulometría dependiendo del tamaño de materia prima usados para su obtención, así como dependiendo de la misma materia prima, (Lehmann, 2009). En la Figura 1 se muestran dichos resultados.

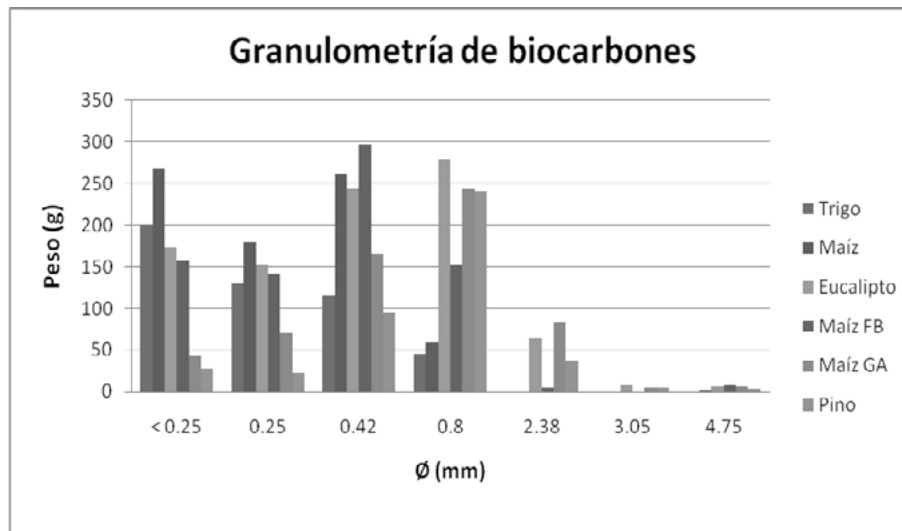


Figura. 1 Valores de peso de diferentes diámetros de partículas de los biocarbones

En cuanto a su pH, los biocarbones son altamente básicos, como la mayoría de los biocarbones usados en diferentes investigaciones en el mundo (Chan *et al.*, 2007) cuyos valores fueron consistentes para cada uno de ellos en los diferentes diluyentes, lo que define que es un material que no tiene cambios en este parámetro, en el Cuadro 1 se muestran los resultados. La conductividad eléctrica es alta, como se observa en el Cuadro 2, por lo cual se considera como un buen material para encalado ya que las sales que contiene pueden neutralizar la acidez de los suelos.

Cuadro 1. Valores de pH de biocarbones en diferentes soluciones

Materia prima	01:02	01:05	01:10	01:20
pH en H ₂ O				
Trigo	9.81	9.82	9.88	9.88
Maíz	----	10.35	10.35	10.32
Maíz FB	----	9.67	9.72	9.71
pH (KCl)				
Trigo	9.76	9.78	9.46	9.46
Maíz	----	10.05	10.04	9.95
Maíz FB	----	9.3	9.33	9.26
pH (CaCl ₂ ·2H ₂ O)				
Trigo	9.57	9.63	9.67	9.63
Maíz	----	10.29	10.1	9.74

Cuadro 2. Valores de conductividad eléctrica en $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$ de los biocarbones

Materia prima	Conductividad eléctrica
Maíz fino	2.08
Maíz grueso	2.71
Trigo	4.87
Maíz	2.22

Conclusiones

Los biocarbones tienen una diferente granulometría que depende de la materia prima y del diámetro de las partículas de ellas. Los valores básicos de pH, entre 9 y 10, permiten considerarlos para mejorar los suelos ácidos. La alta conductividad eléctrica muestra alto contenido de sales.

La caracterización de todas las propiedades físicas y químicas de los biocarbones está en proceso.

Referencias bibliográficas

- Amonette, J. E., and S. Joseph. 2009. Characteristics of biochar: micro-chemical properties. *In: Lehmann and S. Joseph (eds). Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. London. 2009. Earthscan. pp: 33-52.
- Brewer, C. E., K. Schmidt-Rohr, A. Satrio, and C. Brown. 2009. Characterization of biochar from fast pyrolysis and gasification systems. *Environmental Progress and Sustainable Energy* 28 (3): 386-396.
- Chan, K. Y., L. Van-Zwieten, I. Meszaros, A. Downie, and S. Joseph. 2007. Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. *Australian Journal of Soil Research* 45 (8): 629-634.
- Laird, D. A., C. Brown, E. Amonette, and J. Lehmann. 2009. Review of the pyrolysis platform for coproducing bio-oil and biochar. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 3 (5): 547-562.
- Lehmann J., S. Joseph, A. Downie, A. Crosky, P. Munroe, J. E. Amonette, E. S. Krull, J. A. Baldock, J. O. Skjemstad, R. J. Smernik, K. Y. Chan, Z. Xu, J. E. Thies, M. C. Rilling, C. Peacocke, R. Brown, K. Hammes, M. W. I. Schmidt, C. Czimczik, D. Laird, S. Sohi, P. Blackwell, G. Riethmuller, M. Collins, L. Van Zwieten, B. Singh, S. Kimber, T. H. DeLuca, M. D. MacKenzie, M. J. Gundale, J. Mayor, C. Steiner, D. A. C. Manning, E. López-Capel, J. Gaunt, A. Cowie, B. A. McCarl, R. Chrisman, C. C. Kung, R. D. Sands, M. Glover, and P. Read. 2009. *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Lehmann J., and Joseph S. Earthscan. London. 416 p.

1.53

Caracterización de la cama de combustibles en los diferentes ecosistemas forestales mexicanos: elementos para la estimación de las emisiones de gases de efecto invernadero derivadas de los incendios

Maldonado Vanessa¹, Paz Fernando¹, Olguín Marcela², de Jong Ben²

¹*Colegio de Postgraduados, Grupo de Gestión de Riesgos y Recursos Naturales Asistida por Sensores Remotos, IRENAT km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, Estado de México. Autor para correspondencia: vmm_14@yahoo.com*

²*El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa, Carretera a Reforma km 15.5 S/N, Ranchería Guineo Segunda Sección, CP 86280, Villahermosa, Tabasco.*

Resumen

Las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) derivadas de los incendios forestales son un elemento importante y considerado como parte del Inventario Nacional de GEI; este tipo de disturbios, a nivel nacional, ha aumentado en frecuencia de eventos y son causados por actividades antropogénicas, principalmente. Con base en la metodología planteada en la Guía de Buenas Prácticas del IPCC de 2006, se requiere de cuatro elementos para la estimación de dichas emisiones, área quemada, masa de combustibles, factor de combustión y factor de emisión. La masa de combustibles disponibles difiere entre estratos de la cama de combustibles (todos los combustibles disponibles para un incendio) y entre ecosistemas forestales; además, la afectación de cada estrato depende del tipo de incendio que se presente (superficial, de copa, subterráneo o mixto). Los estratos de la cama de combustibles considerados son: capa de fermentación, mantillo y material leñoso caído < 7.62 cm, material leñoso caído > 7.62 cm y los combustibles vivos. Los datos base con los cuales se lleva a cabo la caracterización de los estratos de la cama de combustibles son aquellos correspondientes a la re-medicación del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) de los años 2009 y 2010. El poder llevar estas estimaciones de las emisiones a un nivel más detallado (Tier 3) es parte de los objetivos planteados por México para el 5to Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero.

Palabras claves: incendios forestales, Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero, IPCC, Inventario Nacional Forestal y de Suelos, Tier 3

Introducción

La contribución de los incendios forestales en las emisiones de los gases de efecto invernadero (GEI) y la creciente necesidad de obtener estimaciones más precisas y con menor incertidumbre en el Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero (INEGEI)

de México. Se calcula que en México 99% de los incendios forestales se deben a prácticas humanas tales como las actividades agropecuarias, forestales y a la urbanización, principalmente (CONAFOR, 2008). Esta presión constante debida a las actividades humanas, junto con las predicciones de cambio climático, hacen de éste disturbio, tema importante en el cual profundizar y realizar cuantificaciones más detalladas.

Para la estimación de las emisiones de GEI derivadas de los incendios forestales se requiere de cuatro elementos: la superficie incendiada, la masa de combustible disponible para ser quemada durante un incendio, el factor de combustión (la proporción del material se consume en un incendio), y el factor de emisión por cada especie química (gas de efecto invernadero) (IPCC, 2003). Los incendios forestales dependen principalmente de tres factores, el tiempo atmosférico, la topografía y los combustibles disponibles (Hammill y Bradstock, 2006; Whelan, 1995). Así, los combustibles disponibles, llamados cama de combustibles, presentan un papel importante dentro de las estimaciones de emisiones de GEI.

Las camas de combustibles son estructuralmente complejas y presentan una gran variedad en cuanto a sus características físicas, este conjunto representa un ambiente de combustión particular (Sandberg *et al.*, 2001; Riccardi *et al.*, 2007), además de que existen varios sistemas de clasificación (Chuvieco *et al.*, 1998; Ottmar *et al.*, 2007). De manera general la cama de combustibles se componen por seis estratos: 1) dosel, constituido por los árboles y árboles muertos en pie; 2) arbustos, capas primarias y secundarias; 3) vegetación no leñosa, vegetación herbácea; 4) combustibles leñosos, material leñoso caído fresco o en descomposición y tocones; 5) mantillo, constituido por el mantillo, líquenes y musgos; y 6) combustibles del piso, la capa de fermentación (Sandberg *et al.*, 2001; Ottmar *et al.*, 2007).

Dada la variación en la cama de combustibles y la variedad de sistemas forestales que tiene México, es importante caracterizar por tipo de cubierta vegetal dicha información. Debido a ello, la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) ha incluido más información para tomar en los levantamientos del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS), en donde actualmente se consideran a los principales almacenes de carbono para acoplarlos con los considerados en la Guía de Buenas Prácticas (IPCC, 2003) para el INEGI; los almacenes considerados son: biomasa viva, material leñoso caído, mantillo, capa de fermentación y suelo (CONAFOR, 2009).

Materiales y métodos

Para realizar la caracterización de la cama de combustibles de los principales ecosistemas forestales de México, se tomaron en consideración los datos tomados por la CONAFOR en el INFyS, obtenidos en el año 2010. Dichos datos corresponden a la biomasa viva, material leñoso caído fino (< 7.5 cm) y grueso (> 7.5 cm), el mantillo y capa de fermentación.

En el INFyS se tienen unidades de muestreo primarias (conglomerados), establecidos en las cubiertas vegetales representativas del país; cada uno de estos conglomerados consta de cuatro unidades de muestreo secundarias (sitios); en el caso de los bosques y comunidades áridas y semiáridas los sitios son circulares, y mientras que en las selvas y humedales son

rectangulares. En cada sitio se toman datos dasométricos de los árboles, arbustos y hierbas, frecuencia y diámetro de los combustibles forestales, profundidad y peso del mantillo y la capa de fermentación, así como información del suelo (Figura 1). Para mayor detalle en el registro de la información, consultar el Manual de Procedimientos para el Muestreo de Campo (CONAFOR, 2009).

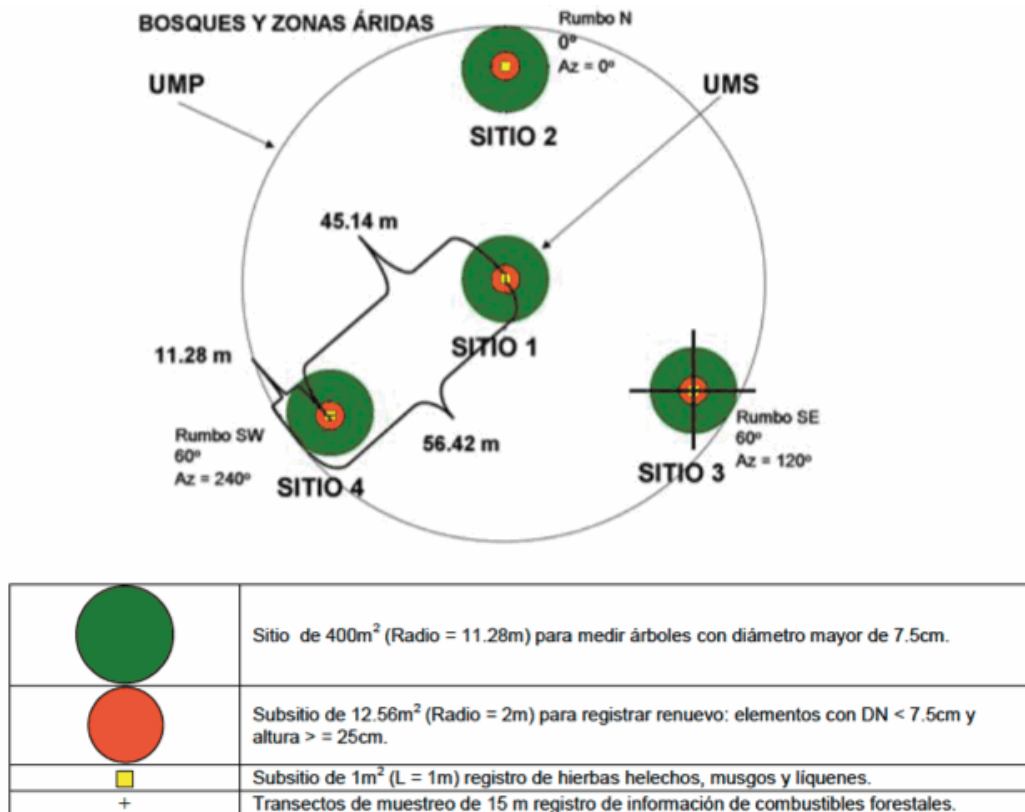


Figura 1. Muestreo del INFyS 2009 para bosques y zonas áridas. Tomado del Manual de procedimientos para el muestreo de campo del INFyS, 2009.

Resultados y discusión

En el Cuadro 1 se puede observar los valores de la masa de cada uno de los estratos de la cama de combustibles por cubierta vegetal. En general, más de 70 % de los combustibles lo compone el estrato aéreo vivo, seguido por el material leñoso caído tanto fino como grueso (entre 2 y 14 %), y en menor proporción se encuentra la hojarasca y la capa de fermentación. El bosque mesófilo de montaña es la vegetación que presenta la mayor cantidad de masa en toda la cama de combustibles. Es importante resaltar la variación entre camas de combustible de la vegetación, ya que no en todos los ecosistemas se encuentran igualmente representados todos los estratos.

Cuadro 1. Masa ($t\ ha^{-1}$) de los estratos de la cama de combustibles por tipo de vegetación, de los principales sistemas forestales mexicanos. Estrato aéreo, material leñoso caído (MLC) fino y grueso, mantillo y capa de fermentación.

Cubierta vegetal	Masa $t\ ha^{-1}$				
	Aéreo	MLC < 7.5 cm	MLC > 7.5 cm	Mantillo	Capa de fermentación
BP	95.84	2.87	6.31	1.40	1.93
BP/VS	85.01	3.11	4.41	0.96	1.19
BPQ	95.21	3.06	14.76	1.34	1.47
BPQ/VS	102.79	3.18	3.89	1.02	0.89
BQ	66.36	2.85	1.41	1.21	1.71
BQ/VS	67.39	3.23	1.59	0.73	0.94
BM	152.60	10.38	26.21	0.90	2.19
BM/VS	126.16	7.01	9.25	0.62	0.55
SA	146.50	6.56	6.44	1.01	0.47
SA/VS	106.29	6.16	7.00	1.08	1.08
SM	147.27	9.62	7.77	2.37	2.34
SM/VS	136.40	7.84	28.47	2.98	2.74
SBC	75.14	5.14	1.88	1.07	1.24
SBC/VS	66.81	5.22	1.23	0.81	1.14

BP- bosque de coníferas, BPQ- bosque de coníferas-latifoliadas, BQ- bosque de encino, BM- bosque mesófilo de montaña, SA- selva alta, SM-selva mediana, SB- selva baja, VS- vegetación secundaria.

Conclusiones

Los datos presentes en éste trabajo son preliminares ya que sólo son de un año y en algunos casos como el del material leñoso caído hace falta incorporar datos (densidad de la madera) que también se encuentran en una fase preliminar. Completar todas éstas etapas nos dará las herramientas para poder tener los datos para en Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero con mayor precisión y lograr el objetivo y los compromisos adquiridos por México.

Referencias bibliográficas

- Chuvieco, E., M. P. Martín, J. Martínez y J. F. Salas. 1998. Geografía e incendios forestales. Serie Geográfica 7: 11-17.
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2008. Incendios Forestales: guía práctica para comunicadores. Zapopan, Guadalajara, México
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2009. Inventario Nacional Forestal y de Suelos: manual y procedimientos para el muestreo de campo (Re-muestreo 2009). Zapopan, Guadalajara, México
- Hammill, K. A., and A. Bradstock. 2006. Spatial patterns of fire behavior in relation to weather, terrain and vegetation. *In: Bushfire Conference, Life in a fire-prone environment: translating science into practice.* Brisbane, Australia. 6-9 June.

- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry. Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Japan.
- Ottmar, R. D., D. V. Sandberg, C. L. Riccardi C. and S. J. Prichard. 2007. An overview of the fuel characteristic classification system-quantifying, classifying, and creating fuelbeds for resource planning. *Canadian Journal of Forest Research* 37: 2383-2393.
- Riccardi, C. L., R. D. Ottmar, D. V. Sandberg, A. Andreu, E. Elman, K. Kopper, and J. Long. 2007. The fuelbed: a key element of the fuel characteristic classification system. *Canadian Journal of Forest Research* 37 (12): 2394-2412.
- Sandberg, D. V., R. D. Ottmar, and G. H. Cushon. 2001. Characterizing fuels in the 21st Century. *International Journal of Wildland Fire* 10 (4): 381-387.
- Whelan, R. J. 1995. *The Ecology of Fire*. Cambridge University Press. Cambridge, UK.

1.54

Determinación de un método para calcular el volumen y estimar la densidad del material leñoso caído en los ecosistemas forestales mexicanos

Maldonado Vanessa¹, Etchevers Jorge², Paz Fernando¹, Padilla Juliana²

¹*Colegio de Postgraduados, Grupo de Gestión de Riesgos y Recursos Naturales Asistida por Sensores Remotos, IRENAT km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, Estado de Mexico. Autor para correspondencia: vmm_14@yahoo.com*

²*Colegio de Postgraduados, Laboratorio de Fertilidad, IRENAT km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, Estado de Mexico.*

Resumen

Como parte del Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero (INEGEI) se considera al material leñoso caído (MLC) como uno de los almacenes de carbono (C), componente que además ha sido integrado recientemente en la remediación del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) de 2009, como parte de la caracterización de los combustibles disponibles para los incendios forestales. Un dato importante en la determinación del contenido de C en dicho almacén, es la densidad de los residuos leñosos, la cual es determinada por el peso y el volumen de dichos residuos. Un método común, utilizado para la medición del volumen es el método por desplazamiento de agua, el cual consiste en sumergir los residuos leñosos en agua y determinar el volumen por el peso del agua desplazada; éste método conlleva algunas complicaciones cuando los residuos son más densos que el agua y no se sumergen por sí mismos. En éste trabajo se hicieron dos modificaciones de éste método, una en la cual se colocan pesas a las muestras para lograr sumergirlas y una segunda en la que se utiliza un alambre largo que rodea las muestras y sumergiéndolas directamente. Se realizaron pruebas en las cuales se utilizaron ambas modificaciones en una misma muestra para determinar cuál de ellas era la más sencilla y adecuada para la determinación del volumen; una vez definida la mejor opción se determinó el volumen y la densidad de todas las muestras del MLC correspondientes al remuestreo del INFyS tomadas en el año 2010 (496 muestras pertenecientes a 87 conglomerados). Las muestras corresponden al material leñoso caído fresco y en diferentes estados de descomposición.

Palabras claves: Inventario Nacional de Emisiones de Gases de efecto Invernadero, almacén de carbono, Inventario Nacional Forestal y de Suelos, combustibles forestales

Introducción

Considerado como un almacén de carbono importante dentro del Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero o INEGEI (IPCC, 2006) se encuentra el material leñoso caído (MLC), el cual ha sido integrado recientemente en la Guía de Buenas Prácticas (IPCC, 2003). Debido a ésta importancia del MLC, éste también se ha incluido en la remediación del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) de 2009, como parte de la caracterización de los combustibles forestales disponibles para quema durante los incendios (CONAFOR, 2009).

Para estimar el contenido de carbono del almacén del MLC a partir de datos de volumen, como es el caso de los datos del INFyS, se necesita contar con datos de densidad de la madera, información que hasta el momento ha sido recopilada a partir de la literatura internacional y nacional (Navarrete-Pérez Negrón, 2006; Baker y Chao 2011). Con base en esto y la creciente necesidad de realizar estimaciones con mayor detalle y menor incertidumbre se busca contar con datos nacionales y con mayor nivel de precisión, para ellos se está haciendo el trabajo de estimar la densidad (masa seca entre volumen) del MLC para los principales ecosistemas forestales de México. Para realizar dicha estimación se necesitan los datos de volumen, para la determinación de dicha variable hay varias técnicas tales como el máximo contenido de humedad, el desplazamiento de agua, el método empírico, entre otros (Valencia y Vargas, 1997; Roja y Villers, 2005). En éste caso se decidió por el método de desplazamiento de agua ya que es más rápido y adecuado para el objetivo del trabajo.

El método del desplazamiento de agua está basado en el principio de Arquímedes, el cual afirma que todo cuerpo sumergido en un fluido en reposo recibe una fuerza de éste que es igual al peso del fluido desalojado. Este método consiste en colocar sobre una balanza un bote con agua, posteriormente se sumerge el objeto del cual se quiere conocer el volumen y se registra el peso del volumen desplazado; el objeto debe estar completamente sumergido pero sin tocar el fondo ni las paredes del bote. Para éste método se presentó el problema de que las muestras son más densas que el agua y no se sumergían, por lo que se realizaron pruebas para superar el conflicto. Por un lado se utilizaron pesas de distintos tamaños para lograr sumergir las muestras y al final restar al total el efecto de la pesa, y por otro lado se utilizó un alambre que rodeaba las muestras y se ejerció la fuerza suficiente para sumergir la muestra; estas modificaciones solo se aplicaron a 30 muestras. De éstas dos variantes, se determinó la más rápida y la que diera los mejores resultados en la determinación del volumen para ser utilizada en las muestras restantes.

Materiales y métodos

Se realizó la determinación del volumen del material leñoso caído de muestras obtenidas en el re-muestreo del INFyS (CONAFOR, 2009) colectadas en el año 2010. El muestreo del INFyS consta de unidades de muestreo primarias llamadas conglomerados, cada uno de estos está constituido de cuatro unidades de muestreo secundarias denominadas sitios; la toma de muestras del MLC se toma en uno de los sitios de cada conglomerado, con base en las especificaciones del manual de muestreo y en todos los ecosistemas forestales del país

(CONAFOR, 2009). En total se contó con 496 muestras de MLC pertenecientes a 87 conglomerados.

La metodología que se utiliza para estimar la carga de combustibles es la de intersectos planares (Van Wagner, 1982; Harmon y Sexton, 1996), la cual consiste en el establecimiento de cuatro transectos (de 15 m cada uno), en cada uno se registra la frecuencia del MLC fino (< 7.5 cm de diámetro) y el diámetro del MLC grueso (> 7.5 cm de diámetro). En éstos transectos se tomaron muestras del MLC en ocho puntos, para determinarles el volumen y la densidad. En el INFyS se consideran combustibles leñosos caídos a todas las ramillas, ramas, troncos que están tirados sobre la superficie del piso que pueden estar acumulados al ras del suelo, desde 0 hasta 2 metros de altura, siempre y cuando estén separados de su fuente original.

Las muestras se secaron en una estufa a $70\text{ }^{\circ}\text{C}$ hasta peso constante y fue registrado el peso seco final. Una vez secas las muestras se les determinó el volumen por el método de desplazamiento de agua; a 30 muestras se les realizaron dos variantes del método, una en la cual se utilizaron pesas para sumergir los troncos y una segunda en la que se utilizó un alambre para sumergir la muestra. Al final de las pruebas se determinó utilizar la variante con el alambre para el resto de las muestras. Después de secar las muestras, éstas fueron cubiertas con plástico muy fino para mantener la forma pero impedir la absorción de agua. Una vez cubiertas las muestras se les colocó el alambre y se sumergieron en un bote con agua, registrando el peso del agua desplazada.

Resultados y discusión

Los resultados que se muestran a continuación son parciales y la mayoría enfocados en el MLC fino (< 7.5 cm de diámetro). Estos resultados representan la determinación del volumen y densidad de 250 muestras de MLC y solo para algunas de las cubiertas vegetales del país tales como: bosque de pino, bosque de pino con vegetación secundaria, bosque de encino, bosque de encino con vegetación secundaria, bosque de coníferas-latifoliadas con vegetación secundaria, selva alta, selva mediana con vegetación secundaria, selva baja y selva baja con vegetación secundaria (Cuadro 1).

En el Cuadro 2 se muestran los valores de densidad del MLC para diez cubiertas vegetales, dichos valores van de $0.230\text{-}0.612\text{ g cm}^{-3}$, para el bosque de coníferas-latifoliadas con vegetación secundaria y selva baja caducifolia con vegetación secundaria, respectivamente. A su vez, en el Cuadro 3 se presentan datos de densidad del material leñoso reportados en la literatura, en donde los valores son en general más altos que los obtenidos hasta éste momento en el presente trabajo, los valores van de 0.255 a 0.676 g/cm^3 .

Cuadro 1. Número de muestras del material leñoso caído por clase de diámetro y tipo de cubierta vegetal.

Cubierta vegetal	Clase de diámetro del MLC (cm)				TOTAL
	0-0.5	0.51-2.5	2.51-7.5	> 0.75	
BP	22	21	14	8	65
BP/VS	16	15	9	5	45
BQ	8	8	14	3	33
BQ/VS	8	8	0	0	16
BPQ	4	4	0	3	11
BPQ/VS	10	9	2	8	29
SAP	4	4	4	0	12
SM/VS	0	0	0	4	4
SBC	0	0	0	2	2
SBC/VS	11	13	5	3	32
TOTAL	83	82	48	36	

BP- bosque de pino, BP/VS- bosque de pino con vegetación secundaria, BQ- bosque de encino, BQ/VS- bosque de encino con vegetación secundaria, BPQ- bosque de coníferas y latifoliadas con vegetación secundaria, SA- selva alta, SM/VS-selva mediana con vegetación secundaria, SBC- selva baja, SBC/VS-selva baja caducifolia con vegetación secundaria.

Cuadro 2. Densidad (g cm^{-3}) del material leñoso caído por clase de diámetro.

Cubierta vegetal	Clase de diámetro del MLC (cm)			
	0-0.5	0.51-2.5	2.51-7.5	> 0.75
BP	0.252	0.281	0.351	0.385
BP/VS	0.265	0.277	0.400	0.379
BQ	0.331	0.413	0.464	0.464
BQ/VS	0.242	0.436	-	-
BPQ	0.281	0.335	-	0.494
BPQ/VS	0.230	0.487	0.284	0.343
SAP	0.242	0.393	0.272	-
SM/VS	-	-	-	0.396
SBC	-	-	-	0.434
SBC/VS	0.293	0.486	0.612	0.471

BP- bosque de pino, BP/VS- bosque de pino con vegetación secundaria, BQ- bosque de encino, BQ/VS- bosque de encino con vegetación secundaria, BPQ- bosque de coníferas y latifoliadas con vegetación secundaria, SA- selva alta, SM/VS-selva mediana con vegetación secundaria, SBC- selva baja, SBC/VS-selva baja caducifolia con vegetación secundaria.

Conclusiones

Se debe de tener presente que estos resultados son preliminares y se debe esperar a terminar el procesamiento de las muestras para poder tener datos adecuados. Es importante obtener la mayor cantidad de datos posibles para tener una caracterización adecuada de los sistemas forestales, ya que hay una gran variación en términos de los datos de densidad del material leñoso. Hay algunas coberturas vegetales que no tienen la suficiente cantidad de muestras por lo que hará falta un mayor esfuerzo en el muestreo del MLC en esos ecosistemas menos representados.

El método de desplazamiento de agua para la determinación del volumen del material leñoso resulta ser adecuado en el caso de grandes cantidades de muestras y en tiempos muy cortos para obtener datos confiables.

Este es un primer paso para obtener datos a nivel más detallado que nos permita acercarnos al nivel del INEGI a Tier 3.

Cuadro 3. Densidad (g/cm^3) de los residuos leñosos en diferentes ecosistemas forestales, datos de la literatura.

Cobertura vegetal	Densidad g/cm^3		
	Fresco	Intermedio	Podrido
Bosque de pino	0.420 *	0.332 *	0.255 *
Bosque de encino	0.589 *	0.456 *	0.258 *
Bosque de coníferas	0.479 *	0.416 *	0.284 *
Selva alta	0.583 **		
Selva mediana	0.641 **		
Selva baja	0.676 **		

* Navarrete-Pérez Negrón, 2006

** INEGI, 2009

Referencias bibliográficas

- Baker, T. R. y K. J. Chao. 2011. Manual para mediciones de detritus de madera gruesa en parcelas. RAINFOR, Gordon and Betty Moore Foundation. Rainfor Natural Environment Research Council.
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2009. Inventario Nacional Forestal y de Suelos: manual y procedimientos para el muestreo de campo (Re-muestreo 2009). Guadalajara, México.
- Harmon, M. E. and J. Sexton. 1996. Guidelines for measurements of woody detritus in forest ecosystems (<http://intranet2.lternet.edu/documents/lter-network-office-publication-20-guidelines-measurements-woody-detritus-forest-ecosys>)

- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry. Institute for Global Environmental Strategies (IGES). Japan.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2006. Guidance for National Greenhouse Gas Inventories, Agriculture, Forestry and Other Use, Institute for Global Environmental Strategies (IGES). Japan.
- INE (Instituto Nacional de Ecología). 2009. Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero (INEGEI). México.
- Navarrete-Pérez, N. 2006. Estimación del contenido de carbono en la biomasa leñosa muerta para diferentes clases de cobertura vegetal y uso del suelo: el caso de la región Purépecha, Michoacán. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Rojas, F. y L. Villers. 2005 Comparación de dos métodos para estimar la densidad de la madera de *Pinus hartwegii* Lindl. del volcán La Malinche. Madera y Bosque 11 (1): 63-71.
- Valencia, M. S. y J. Vargas. 1997. Método empírico para estimar la densidad básica en muestras pequeñas de madera. Madera y Bosque 3 (1): 81-87.
- Van Vagner, C. E. 1982. Practical aspects of the line intersect method. Petawawa National Forestry Intitute, Service Forestry Canadian. Information Report PI-X-12. Ontario, Canada

1.55

Emisiones de gases de efecto invernadero derivadas de la quema de caña de azúcar pre-cosecha: estimación nacional 1997-2010

Maldonado Vanessa¹, de Bernardi Héctor², Paz Fernando¹

¹*Colegio de Postgraduados, Grupo de Gestión de Riesgos y Recursos Naturales Asistida por Sensores Remotos, IRENAT km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, Estado de Mexico. Autor para correspondencia: vmm_14@yahoo.com*

²*Colegio de Postgraduados, IRENAT km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, Estado de Mexico.*

Resumen

En México, la producción de caña de azúcar (*Saccharum spp.*) ha incrementado en las últimas décadas y se encuentra concentrada en quince estados. Como parte del sistema de producción de caña se realiza una quema pre-cosecha para facilitar el corte y quemar las partes que no se utilizan para la extracción de azúcar. Debido a éste aumento anual en la superficie sembrada y cosechada es de importancia considerar las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) relacionadas con ésta práctica y así proponer un sistema de producción alternativo, tal como la cosecha verde (corte mecanizado y sin quema), que permita la reducción de emisiones de GEI en el sector agrícola. México tiene como objetivo generar los resultados del 5to Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero a un nivel más detallado (Tier 3), lo cual implica utilizar datos y factores de emisión particulares para el país. Para realizar la estimación de emisiones de GEI derivadas de la quema pre-cosecha de caña de azúcar se siguió la metodología propuesta en la Guía de Buenas Prácticas del IPCC de 2006; de acuerdo con dicha metodología se requieren cuatro componentes, la superficie quemada (cosechada), la masa de combustibles, el factor de combustión y el de emisión. Los datos de actividad (superficie cosechada) para el periodo 1997-2010 se obtuvieron del Sistema Infocaña en el Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera del SIAP en el 2011, de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA); además se obtuvieron datos de rendimiento en campo que permitieron determinar la masa seca disponible. El factor de combustión utilizado es derivado de un trabajo realizado por el Instituto Nacional de Ecología en el 2006, mientras que los factores de emisión por GEI fueron los propuestos por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático.

Palabras claves: Inventario nacional de gases de efecto invernadero, México, Tier 3, sector agrícola

Introducción

México se encuentra entre el cuarto y sexto lugar a nivel mundial en la producción de caña de azúcar, de acuerdo con datos de 1990 a 2009 (FAO, 2011). La producción de caña de azúcar en el país se concentra en quince de los estados: Campeche, Colima, Chiapas, Jalisco, Michoacán, Morelos, Nayarit, Oaxaca, Puebla, Quintana Roo, San Luis Potosí, Sinaloa, Tabasco, Tamaulipas y Veracruz (Infocaña, 2011). Dicha producción, tanto a nivel internacional como nacional se ha incrementado en respuesta a la demanda. En el país, la superficie cultivada con caña de azúcar es de 263,105 ha, de las cuales 75% es de temporal y 25% de riego (PRONAC, 2007; CONADESUCA, 2010).

Como parte del sistema clásico de producción de la caña, se realiza el corte con una quema previa, dicha quema facilita el corte, quita el material que no es requerido en el proceso de extracción de azúcar y elimina malezas (Pohlan *et al.*, 2005). Ésta quema puede ocasionar problemas emitiendo GEI a la atmósfera, dañar a las comunidades de microorganismos del suelo, provocar la pérdida de materia orgánica del suelo y otros daños directos en la producción de caña (menos biomasa de las plantas, menos tallos y menor altura) (Pohlan *et al.*, 2005; Barretto *et al.*, 2010).

En prácticas de cosecha recientes se aplica un corte mecanizado (cosecha en verde), el cual elimina la quema de biomasa. Durante la combustión de la caña hay emisión de gases de efecto invernadero (GEI) y es necesario estimar el aporte de ésta práctica dentro de las emisiones de GEI a nivel nacional y así conocer su impacto, ya que es una actividad agrícola importante y que ha incrementado su extensión, haciendo de éste un sector con oportunidades de mitigación en las emisiones de GEI (Barretto *et al.*, 2010). Además de buscar cuantificar las emisiones de GEI derivadas de la quema pre-cosecha de la caña de azúcar es importante generar los factores de emisión particulares para México, de modo que los Inventarios de GEI alcancen un nivel de mayor detalle (Tier 3).

Materiales y métodos

Para realizar la estimación de emisiones de GEI derivadas de la quema pre-cosecha de caña de azúcar nos basamos en la metodología propuesta en la Guía de Buenas Prácticas (IPCC, 2006), en la cual se requiere de cuatro parámetros. La fórmula utilizada fue la siguiente

$$L_{fire} = A \cdot MB \cdot Cf \cdot Gef \cdot 10^{-3} \quad (1)$$

donde L_{fire} = cantidad de GEI derivada de incendios forestales (t de GEI), A = área quemada (ha), MB = masa de combustible disponible (t de materia seca ha⁻¹), Cf = factor de combustión (sin dimensión) y Gef = factor de emisión (g kg⁻¹ de materia seca).

Los datos de actividad (superficie quemada) que nos indican la superficie cosechada de caña correspondiente al periodo 1997-2010 se obtuvieron de la página de internet del Sistema Infocaña del Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP) perteneciente a la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y



Alimentación (SAGARPA). Lo que corresponde a la masa de combustible disponible, se obtuvo a partir de los datos de rendimiento en campo obtenidos también en el Sistema Infocaña; con éstos datos se obtuvo la masa verde y posteriormente la masa seca, bajo la consideración de que 25% del rendimiento es masa verde y a su vez el 25% de ésta es masa seca. El factor de combustión utilizado en éste trabajo fue 0.78, derivado de un trabajo del Instituto Nacional de Ecología (2006). Por último, los factores de emisión para cada GEI se obtuvieron del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (Cuadro 1).

Cuadro 1. Factores de emisión por especie química considerados por el PICC.

GEI	Factor de emisión
	g kg ⁻¹ de materia seca quemada
CO ₂	1515
CO	92
CH ₄	2.7
N ₂ O	0.07
NO _x	2.5

Resultados y discusión

En México, la producción de caña de azúcar se concentra en quince de los estados (Figura 1), de los cuales cuatro sustentan 67% de la producción nacional; dichos estados son Veracruz, San Luis Potosí, Jalisco y Oaxaca, de mayor a menor aportación. Durante el periodo considerado en éste trabajo, 1997-2010, la tendencia de la producción y cosecha de caña de azúcar ha ido en aumento (Figura 2), lo cual se ve reflejado con la menor superficie cosechada en 1997 (585,671) y la mayor en el 2007 (675,415 ha).

En la Figura 3 se muestran las emisiones de GEI por la quema de caña de azúcar pre-cosecha; en éste caso solo se consideró el CO, CH₄ y N₂O ya que se asume que el CO₂ es recuperado a corto plazo en la siguiente temporada de crecimiento (manteniendo un balance). Los años en los cuales se presentó la mayor emisión de éstos gases fueron 2005, 2007 y 2006, en los cuales se liberaron 653, 629 y 607 Gg CO₂ eq, respectivamente.

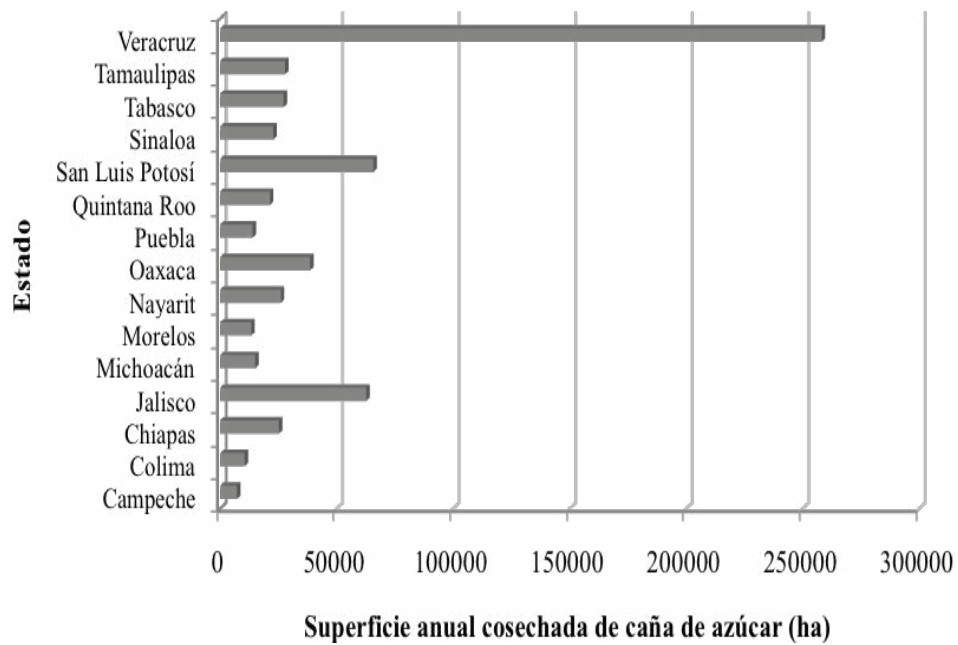


Figura 1. Superficie promedio anual cosechada de caña de azúcar (ha) durante el periodo 1997-2010, a nivel de estado.

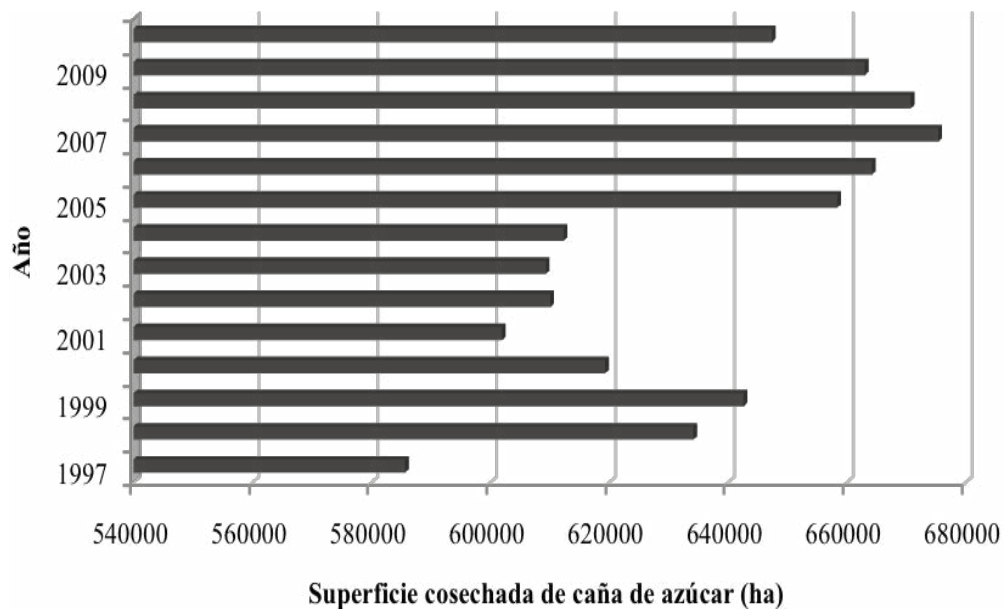


Figura 2. Superficie cosechada de caña de azúcar (ha) durante el periodo 1997-2010, por año.

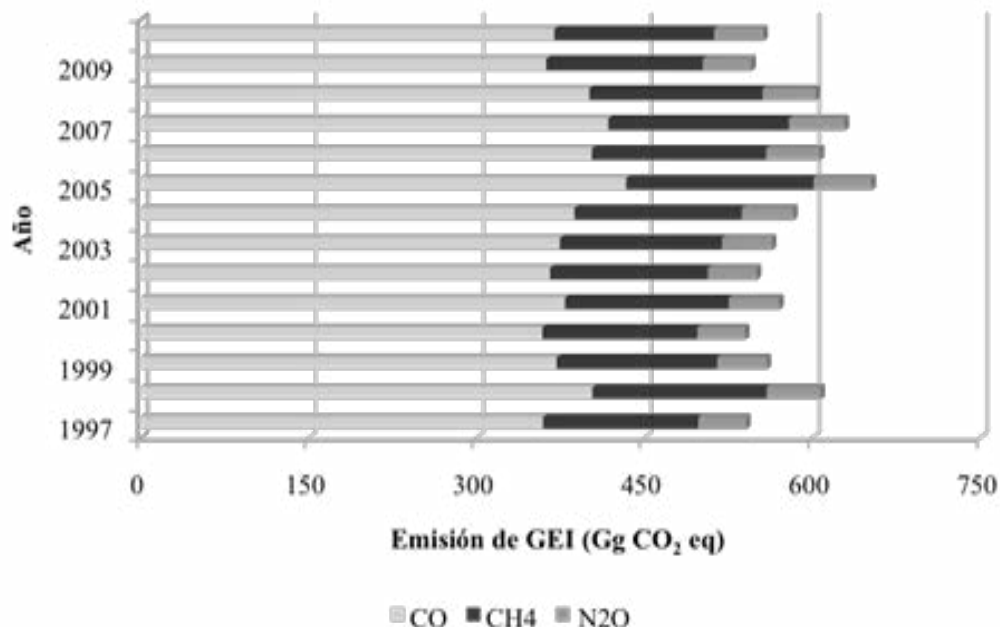


Figura 3. Emisión de GEI (CO, CH₄ y N₂O) por quema de caña de azúcar pre-cosecha, durante el periodo 1997-2010.

Las emisiones de GEI derivadas de la quema de caña pre-cosecha equivalen a 57% de las emisiones por incendios forestales (Cuadro 2), y es una actividad importante en la cual se puede tener una reducción de emisiones de GEI, adoptando otras técnicas de cosecha que no impliquen la quema de la biomasa.

Cuadro 2. Emisiones de GEI (CO, CH₄ y N₂O) derivadas por incendios forestales y por quema pre-cosecha de caña de azúcar.

Año	Emisión de GEI por incendios forestales	Emisión de GEI por quema pre-cosecha de caña de azúcar
	Gg CO ₂ eq	Gg CO ₂ eq
1997	378.47	541.01
1998	3360.72	607.49
1999	868.77	559.22
2000	858.07	540.11
2001	511.14	570.62
2002	763.70	550.41
2003	1422.20	563.82
2004	310.92	583.16
2005	1063.12	652.90
2006	1022.20	606.69
2007	544.66	628.94
2008	899.08	603.29
2009	1239.03	545.45
2010	556.40	556.40

Conclusiones

Uno de los sectores en los cuales hay posibilidades de disminuir las emisiones de GEI es el agrícola; en particular, el cultivo de caña de azúcar tiene gran potencial en dichas reducciones ya que durante la producción puede sustituirse la quema que se hace previa al corte por un método mecanizado, evitando las emisiones que de ésta actividad resultan. Cabe considerar que la aplicación de métodos mecanizados depende del tipo de siembra, ya que en algunos casos el ingreso de maquinaria no es posible por la distancia entre los surcos y las condiciones del terreno.

Referencias bibliográficas

- Barretto, E. R., A. Panosso, R. Romao and N. Jr. La Scala. 2010. Greenhouse gas emissions associated with sugar production in southern Brazil. *Carbon Balance and Management* 5: 3.
- CONADESUCA (Comité Nacional para el Desarrollo Sustentable de la Caña de Azúcar). 2010. Producción de caña de Azúcar Zafra 2010-2011.
- Infocaña. 2011. Sistema Infocaña del Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP), SAGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación) (<<http://www.campomexicano.gob.mx/azcf/entrada/menu.php>>)
- INE (Instituto Nacional de Ecología). 2006. Obtención de factores de emisión nacionales en el sector agrícola para disminuir incertidumbre en el Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero. INE, Facultad de Ciencias, UNAM e Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. México, D.F.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2006. Guidance for National Greenhouse Gas Inventories, Agriculture, Forestry and Other Use, Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Japan.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2011. Estadísticas (<http://faostat.fao.org/site/291/default.aspx>)
- Pohlan, H. A., J. E. Toledo, G. A. Leyva, y A. F. Marroquín. 2005. Manejo Agroecológico de la caña de azúcar (*Saccharum* spp.) en el Soconusco, Chiapas, México. *In: Congreso Brasileiro de Agroecologia*. Brasil.
- Programa Nacional de la Agroindustria de la Caña de Azúcar. 2007. Discurso en la presentación del PRONAC 2007-2012, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Estado de México, México.
- Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. 2011. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, (http://www.siap.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=117&Itemid=83)

1.56

Almacenamiento de carbono en comunidades vegetales de alta montaña en el centro de México

Rojas-García Fabiola¹, Endara-Agramont Ángel Rolando², Regil Héctor² y Villers-Ruiz Lourdes³

¹ Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Conservación y Mejoramiento de Ecosistemas Forestales-INIFAP. Av. Progreso No. 5. Barrio de Santa Catarina. Delegación Coyoacán. México D.F. C.P. 04010.

Autor para correspondencia: fabiosxt01981@gmail.com

² Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales-UAEM. Carretera Toluca-Atlacomulco km 14.5 San Cayetano de Morelos. Toluca, Estado de México. C.P. 50000.

³ Centro de Ciencias de la Atmósfera-UNAM. Circuito Exterior, Ciudad Universitaria. Delegación Coyoacán. México D.F. C.P.04510.

Resumen

Se determinó el contenido de carbono (C) en la biomasa aérea forestal en dos volcanes del centro de México: La Malinche (4,461 m) y Nevado de Toluca (4,680 m). Sobre el cuerpo de ambos volcanes por encima de la cota altitudinal de 3,225 m se identificaron tres comunidades de alta montaña: bosque de *Abies religiosa*, bosque de *Alnus* y bosque de *Pinus hartwegii*. En cada comunidad se levantó un inventario en parcelas de 1ha, se registraron especies arbóreas y atributos estructurales. Se calculó la biomasa considerando la composición vegetal, la talla y la densidad de árboles, para ello se aplicaron ecuaciones volumétricas específicas desarrolladas en la región y se utilizaron valores específicos de densidad de la madera. Una vez calculada la biomasa se multiplicó por el factor de expansión de fustes y por la proporción de C en la biomasa seca (50%). Para estimar el monto de almacenamiento de C total se multiplicó el valor de biomasa a nivel de la parcela por la superficie en hectáreas de cada comunidad. Al comparar los resultados entre los volcanes a nivel parcela se encontró que en las comunidades de *Alnus* y *Pinus hartwegii* el contenido de C fue mayor en La Malinche y que los bosques de *Abies religiosa* almacenan más C en el Nevado de Toluca. Se calculó que en La Malinche en 2,778 ha de superficie forestal se almacenan 252,168 MgC, y en el Nevado de Toluca en 20,893 ha de bosques existen 3'009,183 MgC. La estimación del C almacenado en La Malinche y el Nevado de Toluca tiene especial interés debido a que su definición jurídica de Áreas Naturales Protegidas y su creación mediante un decreto presidencial, exigen regímenes especiales de protección que promueven que el C contenido en bosques se conserve a largo plazo.

Palabras claves: contenido de carbono, ecuaciones volumétricas, biomasa, volcán La Malinche, volcán Nevado de Toluca

Introducción

La dinámica de los ecosistemas terrestres depende de las interacciones entre diversos ciclos biogeoquímicos, particularmente el ciclo del carbono (C), los ciclos de nutrientes y el ciclo hidrológico, todos los cuales pueden resultar modificados por las actividades humanas. En el ciclo global del C se establece un balance entre las fuentes de emisión y los almacenes. Los sistemas ecológicos de la Tierra, por medio de los cuales el C queda retenido en la biomasa viva, en la materia orgánica en descomposición y en el suelo, desempeñan un papel importante en el ciclo global de C.

La funcionalidad de los ecosistemas terrestres como reservorios de C ha sido rebasada en los últimos 200 años por un desbalance reflejado en el incremento del dióxido de carbono (CO₂) atmosférico de 280 a 379 partes por millón en 2005, derivado principalmente del uso de combustibles fósiles y el cambio en el uso de suelo (IPCC, 2007).

El almacenamiento de C en los bosques puede ayudar a moderar el continuo incremento en la concentración atmosférica de CO₂ (Brown, 1996), por ello se busca conocer la capacidad de los ecosistemas forestales para almacenar C en forma de biomasa aérea (Acosta *et al.*, 2002). Por lo anterior el objetivo de este trabajo fue determinar el contenido de carbono (C) en la biomasa aérea forestal en comunidades vegetales de alta montaña de dos volcanes del centro de México: La Malinche y Nevado de Toluca.

Materiales y métodos

El Eje Neovolcánico Transmexicano constituye uno de los rasgos más característicos de la geología de México (Demant, 1978). Es una región geológicamente activa y concentra la mayor parte de la población e infraestructura del país. Se distribuye en la porción central del país más o menos en el paralelo 19° N. Se extiende de Oeste a Este desde el océano Pacífico hasta el Golfo de México y se considera de origen reciente.

En esta provincia se encuentran dos de los grandes volcanes de México, objeto del presente estudio (Figura 1). El volcán La Malinche que alcanza una altitud de 4,461 m. Se localiza entre los de 19°06'04" y 19°20'06" latitud Norte y 97°55'41" y 98°10'52" longitud Oeste, en parte de los estados de Tlaxcala y Puebla. En esta zona rige un tipo de clima templado subhúmedo (García, 1973). El volcán fue decretado Parque Nacional desde 1938, salvaguardando una superficie total de 46,095 ha, de éstas 20,607 ha están cubiertas por masas forestales y 23,332 ha son áreas destinadas a la agricultura de temporal (Rojas-García, 2008).

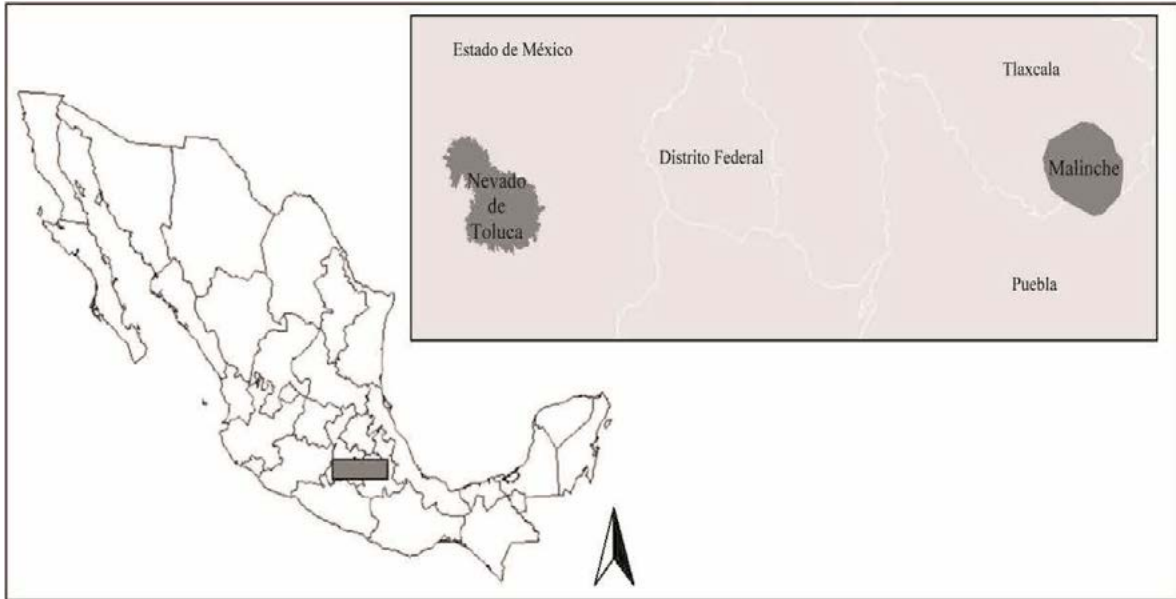


Figura 1. Localización de los volcanes La Malinche y Nevado de Toluca

El volcán Nevado de Toluca se localiza al suroeste del Valle de Toluca (4,680 m de altitud), entre los 18°51'31" y 19°19'03" latitud Norte y 99°38'54" y 100°09'58" longitud Oeste. Abarca cerca de 51 000 ha del Estado de México (Vargas, 1997). Presenta un clima templado subhúmedo con una temperatura promedio de 17.3 ° C, con lluvias en verano y una precipitación anual de 800 mm (GEM, 1999). Fue decretado como Parque Nacional en 1936, por la cota 3,000 msnm en torno al volcán Xinantécatl.

Sobre el cuerpo de ambos volcanes por encima de la cota altitudinal de 3,225 m se identificaron tres comunidades de alta montaña: bosque de *Abies religiosa*, bosque de *Alnus* y bosque de *Pinus hartwegii*. En cada comunidad se levantó un inventario en parcelas de 1ha, se registraron especies arbóreas y atributos estructurales. Se aplicaron ecuaciones volumétricas específicas desarrolladas en la región (Bolio *et al.*, 1974; Bolio *et al.*, 1975). Se utilizaron valores específicos de densidad de la madera (Pérez, 2000; Aguilar *et al.*, 2001; Rojas-García, 2008). Para calcular la biomasa se considero la composición vegetal, la talla y la densidad de árboles. Una vez calculada la biomasa se multiplicó por el factor de expansión de fustes y por la proporción de C en la biomasa seca (50%) (Rojas y Villers, 2008). Para estimar el monto de almacenamiento de C total se multiplicó el valor de biomasa a nivel de la parcela por la superficie en hectáreas de cada comunidad.

Resultados y discusión

Los resultados obtenidos en el presente estudio se compararon a nivel parcela entre los volcanes (ver Cuadro 1), se encontró que en las comunidades de *Alnus* y *Pinus hartwegii* el contenido de C fue mayor en La Malinche y que los bosques de *Abies religiosa* almacenan más C en el Nevado de Toluca.

Cuadro 1. Estimación del contenido de C en comunidades vegetales de alta montaña en el centro de México

Volcán	Composición	Altitud M	Densidad ha ⁻¹	Volumen m ³ ha ⁻¹	Biomasa Mg ha ⁻¹	Contenido de carbono MgC
Malinche	<i>Abies religiosa</i>	3300	885	460.7	232.0	116.0
Nevado de Toluca		3225	637	814.1	410.0	205.0
Malinche	<i>Alnus jorullensis</i>	3371	201	310.8	117.1	58.6
Nevado de Toluca		3250	286	66.0	34.3	17.2
Malinche	<i>Pinus hartwegii</i>	3680	320	233.3	150.7	75.3
Nevado de Toluca		3850	336	226.3	146.1	73.1

Estos resultados se compararon con estimaciones realizadas en comunidades montañas de otros estados (Cuadro 2). En el Cuadro 2 se incluyeron los datos correspondientes al bosque de *Pinus hartwegii*, esta comunidad se distribuye en todo el Eje Neovolcánico Transmexicano entre los 3,000 y 4,000 m y en prácticamente en todas las áreas montañosas de México que alcanzan tales elevaciones (Rzedowski, 1978), de acuerdo con la comparación entre los dos volcanes se conoce que una hectárea de este bosque almacena aproximadamente 74.2 MgC. Este valor podría utilizarse para estimar el contenido de C de otras zonas que presenten este tipo de vegetación.

Cuadro 2. Comparación de los resultados con otros estudios en México

Autor	Localidad	Tipo de Vegetación	Altitud m	Contenido de carbono Mg ha ⁻¹
Escandón <i>et al.</i> (1999)	Los Altos, Chiapas	Bosque de Pino-encino	1,600 a 2,000	112.5
Olguín (2001)	NSJ Parangaricutiro, Michoacán	Bosques de coníferas	2,500	83.0
Pimienta <i>et al.</i> (2007)	La Victoria, Durango	Bosques de Pino-encino		51.1
Figueroa, (2010)	La Mojonera, Hidalgo	Bosque de Pino-encino		92.4
El presente estudio	La Malinche, Tlaxcala	Bosque de <i>Pinus hartwegii</i>	3,680	75.3
El presente estudio	Nevado de Toluca Estado de México	Bosque de <i>Pinus hartwegii</i>	3,850	73.1

En general los métodos utilizados en este estudio se pueden realizar en otras Áreas Naturales Protegidas (ANP) del país. En este sentido se recomienda el uso de las ecuaciones volumétricas para cuantificar la biomasa arbórea de un sitio, pues en la mayoría de las ANP se cuenta inventarios que incluyen el volumen comercial o tablas de volumen de existencias reales de madera (GTP, 2001; Gobierno del Estado de Jalisco y CONANP, 2006; Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl y CONANP, 2008).

Se calculó que en La Malinche en 2,778 ha de superficie forestal en que se distribuyen los bosques de *Abies*, *Alnus* y *Pinus hartwegii* se almacenan 252,168 MgC, y en el Nevado de Toluca en 20,893 ha de los mencionados bosques existen 3'009,183 MgC. Los dos volcanes son considerados Regiones Terrestres Prioritarias para la conservación de acuerdo

con la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, debido a los servicios ambientales que prestan y a la diversidad ecosistémica derivada del gradiente altitudinal, en la que predominan bosques de pino, oyamel y zacatonal de alta montaña.

Los resultados de este estudio son una aportación para la construcción de líneas base en la elaboración de inventarios de gases del sector Agricultura, Silvicultura y Otros Usos del Suelo a nivel estatal y regional, hacia la eventual implementación de proyectos REDD+. De esta forma las actividades de conservación de sumideros de C serían económicamente más atractivas y más competitivas frente a otros usos del suelo e incrementarían los recursos que el gobierno suministra para asegurar la gestión adecuada de las ANP evaluadas en este estudio.

Conclusiones

En México los ecosistemas de alta montaña distribuidos en la provincia del Eje Neovolcánico Transmexicano, se han resguardado bajo la categoría de ANP, cuya definición jurídica y su creación mediante un decreto presidencial, exigen regímenes especiales de protección que promueven que el C almacenado en sus bosques se conserve a largo plazo, tal es el caso de La Malinche y el Nevado de Toluca.

El estudio que aquí se presenta se podría replicar en las comunidades vegetales de alta montaña que se distribuyen en toda el Eje Neovolcánico Transmexicano, específicamente a los bosques de *Pinus hartwegii*.

Referencias bibliográficas

- Acosta, M., J. Vargas, A. Velásquez, y J. Etchevers. 2002. Estimación de la biomasa aérea mediante el uso de relaciones alométricas en seis especies arbóreas en Oaxaca, México. *Agrociencia* 36 (6): 725-736.
- Aguilar, S., L. Abundiz, y J. Barajas. 2001. Comparación de la gravedad específica y características anatómicas de la madera de dos comunidades vegetales en México. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Botánica* 72 (2): 171-185.
- Bolio, E., M. Caballero, J. Cuanalo, D. García, M. González, M. López, J. López, F. Moncayo, A. Pineda, V. Sosa, M. Torres, A. González, J. Verruete, y A. Villa-Salas. 1974. *Inventario Forestal del Estado de México y Distrito Federal*. Publicación Núm. 29 Secretaría de Agricultura y Ganadería Dirección General del Inventario Forestal. México. 82 p.
- Bolio, E., R. Borja, M. Caballero, S. Castellanos, J. Cuanalo, D. García, M. González, M. López, J. López, F. Moncayo, S. Ochoa, A. Pineda, M. Ruiz, V. Sosa, A. Treviño, y J. Verruete. 1975. *Inventario Forestal del Estado de Tlaxcala* Publicación Núm. 31 Secretaría de Agricultura y Ganadería Dirección General del Inventario Forestal. México. 63 p.
- Brown, S. 1996. Mitigation potential of carbon dioxide emissions by management of forests in Asia *Ambio* 25 (5): 273-278.

- Demant, A. 1978. Características del Eje Neovolcánico Transmexicano y sus problemas de interpretación. *Revista Instituto de Geología* 2 (2): 172-187.
- Escandón, J., B. de Jong, S. Ochoa, I. March, y M. Castillo. 1999. Evaluación de dos métodos para la estimación de biomasa arbórea a través de datos Landsat TM en Jusnajib La Laguna, Chiapas, México: estudio de caso. *Investigaciones Geográficas* (40): 71-84.
- Figuroa, C., G. Ángeles, A. Velázquez, y H. de los Santos. 2010. Estimación de la biomasa en un bosque bajo manejo de *Pinus patula* Schltdl. et Cham. en Zacualtipán, Hidalgo. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 1 (1): 103-112.
- García, E. 1976 Apuntes de Climatología. Offset Larios, SA. México. 153 p.
- Gobierno del Estado de México (GEM). 1999. Programa de manejo del Parque Nacional Nevado de Toluca. México. 106 p.
- Gobierno del Estado de Jalisco y Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 2006. Programa de conservación y manejo Parque Nacional Volcán Nevado de Colima. México. 148 p.
- Gobiernos de Tlaxcala y Puebla (GTP). 2001. Programa Integral de Manejo del Parque Nacional Malinche. México. 98 p.
- IPCC. 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change. Resumen para Responsables de Políticas En: Cambio Climático 2007: Impactos y Vulnerabilidad. *In*: M.L. Parry, O. F. Canziani, J. P. Palutikof, P. J. van der Linden, and C. E. Hanson (Eds.). Contribución del Grupo de Trabajo II al Cuarto Informe de Evaluación del PICC. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 116 pp.
- Olguín, M. 2001. Incorporación de la captura de carbono como propuesta de manejo integral: estudio de caso en la Meseta Purépecha, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. México. 73 p.
- Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl y Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 2008. Programa de conservación y manejo del Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl-Zoquiapan. Documento de trabajo. 172 p.
- Pérez, C. 2000. Relación estructura propiedades físico-mecánicas de la madera de algunas especies de encinos (*Quercus*) mexicanas. Tesis de Doctorado Universidad Nacional Autónoma de México. México. 266 p.
- Pimienta, D., G. Domínguez, O. Aguirre, F. Hernández, y J. Jiménez. 2007. Estimación de la biomasa y contenido de carbono de *Pinus cooperi* Blanco, en Pueblo Nuevo, Durango. *Madera y Bosques* 13(1): 35-46.
- Rojas-García, F. 2008. Consideraciones para el balance de carbono: evaluación del movimiento de biomasa en el Parque Nacional Malinche. Tesis de Maestría. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México. México. 70 p.
- Rojas, F., y L. Villers. 2008. Estimación de la biomasa forestal del Parque Nacional Malinche: Tlaxcala –Puebla. *Revista Ciencia Forestal en México* 33(104): 59-86.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Ed Limusa. México. 432 p.
- Vargas, M.F. 1997. *Parques Nacionales de México Instituto Nacional de Ecología - SEMARNAP. Vol I: Zonas Centro, Occidente y Oriente*. México. 267 p.



1.57

Carbono en los suelos forestales de México: revalorando nuestros almacenes

Saynes Vinisa¹, Etchevers Jorge¹, Paz Fernando¹, de Jong Ben², Cruz Carlos O³, Carrasco Minerva¹, Hidalgo Claudia¹, Padilla Juliana¹

¹Colegio de Postgraduados, Laboratorio de Fertilidad, IRENAT Km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, México. Autor para correspondencia: viniss@yahoo.com

²El Colegio de la Frontera Sur. Unidad Villahermosa, Carretera Villahermosa-Reforma km 15.5 Ranchería Guineo, sección II Villahermosa, Tabasco, CP 86280, México.

Resumen

La captura de carbono (C) en los suelos es un proceso natural que permite la recirculación de elementos y de agua que afecta procesos locales, regionales y globales de los ecosistemas. El incremento en las reservas de C edáficas es una estrategia de “ganar, ganar”, ya que mantiene la fertilidad del suelo, mejorando su calidad, incrementando la productividad agronómica y la seguridad alimentaria, y simultáneamente contribuye a la mitigación del CO₂ atmosférico mediante su captura en distintas fracciones del suelo. A pesar de la importancia del suelo como almacén de C, actualmente la investigación, así como las estrategias de conservación y mitigación de C están orientadas hacia la parte aérea de los ecosistemas. En nuestros días, en México se realiza investigación científica dirigida al conocimiento de los almacenes de C terrestre mediante la generación de información confiable y nueva. En el presente trabajo se reportan los logros obtenidos, particularmente en lo referente al conocimiento de las reservas de carbono del piso forestal (mantillo y horizonte de fermentación) y de los suelos de México. Las muestras del piso forestal y del suelo provienen de 22,000 sitios de muestreo permanentes distribuidos en todo el país. En estos sitios se colectan \approx 4,000 muestras de suelo anualmente desde el año 2009. La determinación del contenido de C en las muestras de suelo se realizó mediante un auto analizador TOC 5050 Shimadzu que determina la concentración de C mediante la producción de CO₂ por combustión seca a 900° C. Los resultados, han permitido identificar de forma preliminar, la concentración (%) y el almacén de C (ton C ha⁻¹) por estado de la República, por tipo de bioma y por tipo de suelo. Al finalizar el año en curso se habrán generado \approx 8,000 datos nuevos de C edáfico y piso forestal con menores grados de incertidumbre. Finalmente, esperamos que esta información sea útil para re orientar el planteamiento de las estrategias de manejo, conservación y mitigación del C en los ecosistemas terrestres de nuestro país, donde el suelo es un elemento que casi siempre está ausente.

Palabras claves: bosques, cambio climático, captura de carbono

Introducción

Los ecosistemas forestales cubren ≈ 4.1 billones de hectáreas globalmente y son la reserva principal de carbono (C) terrestre (Dixon y Wisniewski, 1995). La acumulación de C en los ecosistemas forestales involucra varios componentes que incluyen el C presente en la vegetación y en el suelo. Los ecosistemas forestales almacenan aproximadamente 373 Pg en la vegetación y 1,086 en los suelos (Lal, 2005). El interés en la capacidad de los suelos forestales para secuestrar CO_2 atmosférico derivado de la quema de combustibles fósiles se ha incrementado, debido a la amenaza del cambio climático global. El secuestro de carbono implica la transferencia de CO_2 atmosférico a otros almacenes globales donde está contenido el carbono, como el oceánico, el pedológico, el biótico y el geológico, para reducir la tasa de incremento neto de CO_2 atmosférico (Lal, 2008). Actualmente, existen opciones en el campo de la ingeniería para secuestrar carbono y mitigar el cambio climático global, como inyección de carbono en estratos profundos oceánicos y geológicos. Sin embargo, estas opciones son caras y aún no están bien estudiadas, por lo que pueden resultar riesgosas (Kerr, 2001). En contraste, el secuestro de carbono natural, aunque tiene una capacidad finita de acumulación de carbono, es un proceso costeable, con numerosos efectos secundarios benéficos, y puede ser aplicado de forma inmediata (Lal, 2008). Los efectos secundarios benéficos, incluyen el mejoramiento de la calidad del suelo y el mantenimiento de su fertilidad, mediante el mejoramiento de la estructura del suelo, el incremento en la retención de agua y de nutrientes disponibles, reducción de la erosión entre otros (Brady y Weil, 2002; Bautista *et al.*, 2004). La disminución de la materia orgánica del suelo (MOS) y por lo tanto de la calidad del suelo, tiene efectos adversos como la reducción o pérdida de los bienes y servicios ecosistémicos que proveen los sistemas terrestres, la disminución de la productividad forestal y agrícola y la agudización de la inseguridad alimentaria (Lal, 2004). El incremento en las reservas de C edáficas es entonces, una estrategia de “ganar, ganar”, ya que mantiene la fertilidad del suelo, mejorando su calidad e incrementando su productividad, y simultáneamente, contribuye a la mitigación del CO_2 atmosférico mediante su captura en distintas fracciones del suelo. Por lo tanto, el entendimiento de los mecanismos y factores de la dinámica del C en los suelos forestales es importante para identificar y mejorar los sumideros naturales de C para mitigar el cambio climático. Sin embargo, su estudio, cuantificación e inclusión en proyectos de mitigación representan retos enormes, como la necesidad de monitorear cambios pequeños en los contenidos de carbono, el requerimiento de períodos largos de tiempo para acreditar acumulaciones de carbono medibles, la gran variabilidad local en los contenidos de carbono y los altos costos de los procedimientos de medición (García-Oliva y Masera, 2004). A pesar de estas dificultades, actualmente es imperativo que cada país conozca la ubicación y la dinámica del C en sus ecosistemas. En México, es básico y urgente conocer los almacenes de C y la evolución de gases de efecto invernadero en ecosistemas naturales y manejados. Ante este escenario, y conscientes de la importancia del suelo como almacén y emisor de carbono, así como de las dificultades que plantean su medición, hace aproximadamente cinco años se pensó en un proyecto interdisciplinario y multi-institucional con el objetivo de generar conocimiento nuevo y confiable de los almacenes de carbono en los ecosistemas forestales de México. Para alcanzar esta meta es indispensable lograr la producción de datos de buena

calidad (con menores grados de incertidumbre), la generación de datos con base científica sólida (conociendo la incertidumbre de los datos), la actualización permanente de los datos, para ser entregados a los tomadores de decisiones, y finalmente generar protocolos de medición costeables pero con calidad equivalente a protocolos utilizados en el IPCC.

El presente trabajo es parte de un gran proyecto multidisciplinario y multi-institucional con la participación de CONAFOR, ECOSUR, INEGI y COLPOS (bajo la coordinación del Programa Mexicano del Carbono), que planteó la necesidad de cubrir los objetivos ya mencionados en los siguientes cinco almacenes de carbono de los ecosistemas forestales (Figura 1): la biomasa aérea (C contenido en la vegetación), los residuos leñosos gruesos, el mantillo, el horizonte de fermentación y el suelo. En este trabajo reporte se abordan los resultados correspondientes a los almacenes de carbono en mantillo, horizonte de fermentación y suelo realizados en el Laboratorio de Fertilidad de Suelos y Química Ambiental del Colegio de Posgraduados.

Materiales y métodos

Establecimiento de los sitios de muestreo

Para la colecta de las muestras fue necesario un período de establecimiento de los 22,000 sitios de observación y muestreo forestal permanente del 2004-2007 en toda la República Mexicana. La instalación de los sitios fue realizada por CONAFOR y a colecta de las muestras comenzó en el 2009 (campañas de re-muestreo). Los sitios permanentes de observación y de colecta se establecieron cada 5 km en las áreas boscosas y cada 20 km en las no boscosas (e.g. desiertos). Las parcelas serán re-muestreadas cada 5 años y algunas serán monitoreadas permanentemente.

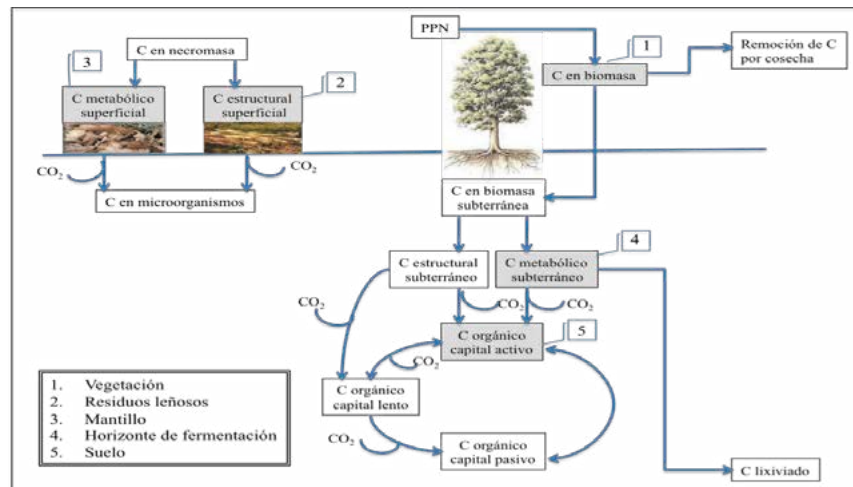


Figura 1. Modelo conceptual del ciclo del C. Los recuadros con relleno en gris muestran los 5 almacenes de C considerados en el proyecto. En el presente trabajo se presentan los resultados correspondientes a los recuadros 3 (mantillo o C metabólico superficial), 4 (horizonte de fermentación o C metabólico subterráneo) y 5 (suelo).

Análisis químicos

Para poder conocer los almacenes de C edáficos en México, generar datos confiables y minimizar el grado de incertidumbre, se determinó la concentración de C mediante métodos automatizados (muestras colectadas en el punto cero) y quimiométricos (muestras colectadas de los puntos 1 al 8, Figura 2). En el presente trabajo se presentan los resultados únicamente de las muestras colectadas en el punto 0 y analizadas mediante TOC (carbono orgánico total). La concentración de C se determinó en aproximadamente 4,000 muestras de suelo previamente tamizadas (2,000 μm) y molidas hasta pasar por un tamiz de 150 μm . Previo al análisis, las muestras de suelo se secaron a 105° C. Para determinar la concentración de C se utilizó un auto analizador TOC 5050 Shimadzu. El auto analizador determina la concentración de C mediante la producción de CO₂ por combustión seca a 900° C, que posteriormente es enviado a un detector infra rojo.

Bases de datos

Los resultados del presente trabajo combinan los resultados obtenidos de los análisis de C mediante TOC con la información de bases de datos proporcionadas por INEGI y CONAFOR. Estas bases de datos contienen información referente a las coordenadas, tipos de suelo, tipos de vegetación, geformas y perturbación, entre otros, correspondiente a cada conglomerado.

Resultados y discusión

Aproximadamente 38,000 muestras de mantillo, horizonte de fermentación y de suelo han sido colectadas cada año desde el 2009. De estas, \approx 4,000 muestras anuales corresponden al punto cero del diseño experimental (Figura 2) y fueron analizadas mediante TOC. Hasta el momento ya se ha completado el análisis de las muestras correspondientes a dos años de colecta (2009 y 2010, \approx 8,000 muestras). El análisis de las muestras correspondientes al 2011 está en proceso.

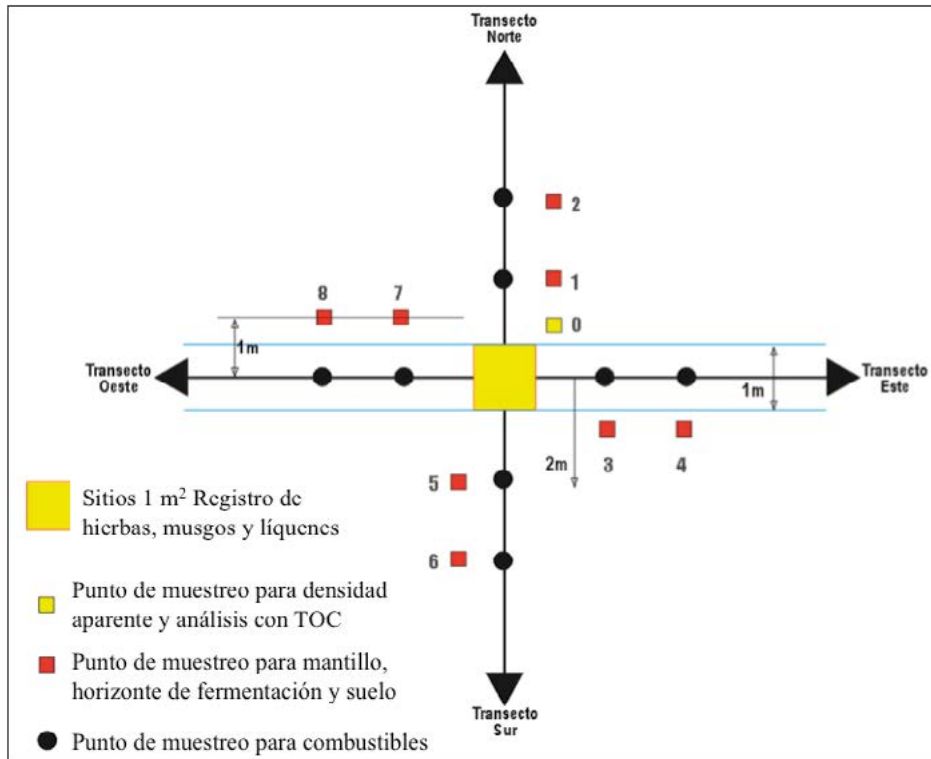


Figura 2. Diseño experimental de los sitios de muestreo

Los análisis preliminares de las muestras y el uso de las bases de datos han permitido agrupar los contenidos de carbono por tipo de suelo, por estado de la República Mexicana y por tipo de bioma. Análisis posteriores permitirán analizar los contenidos de carbono en distintas geoformas y en bosques con distintos grados de perturbación.

Es frecuente que los inventarios de carbono y la evaluación de los efectos del cambio en el uso del suelo de los ecosistemas forestales se concentren en la parte aérea de los ecosistemas, mientras que la información incluyente del piso forestal y el suelo es escasa. Esto es alarmante si se considera que globalmente, el piso forestal almacena 68 Pg C en el mantillo y 75 Pg C en la madera muerta (Matthews, 1997). En nuestro país, los resultados correspondientes al piso forestal (Figura 3) muestran que el mantillo y el horizonte de fermentación representan almacenes de carbono igualmente importantes en masa y en contenido de carbono, y en algunos casos son almacenes que superan el contenido de carbono que hay en los suelos. Aunque se ha reportado que el C del piso forestal representa 3-6 % del almacén total de C en los primeros 3 m de profundidad, el piso forestal es más dinámico porque su tiempo de residencia es más corto en comparación con el del suelo mineral (Currie *et al.*, 2003).

De lo anterior, es imperativo continuar con el estudio no solo de los capitales (almacenes) de carbono, sino de su dinámica (procesos de estabilización y mineralización). El horizonte de fermentación es particularmente importante en ecosistemas como los

bosques templados, donde la acumulación de carbono en el piso forestal fue la más alta. Estudios recientes han mostrado que el C almacenado en los pisos forestales y suelos está contribuyendo de forma efectiva al incremento de CO₂ atmosférico (Bond-Lamberty y Thomson, 2010). En estos ecosistemas, la madera muerta y el mantillo son un capital de C considerable que alcanza 12-16 % del C total del ecosistema (Gough *et al.*, 2007), por lo que pueden ser fuentes o sumideros potenciales significativos de C.

Los resultados correspondientes a suelo mostraron que la mayor acumulación de carbono se presentó en los Solonchak, Andosoles, Gleysoles y Nitisoles; sin embargo, no son suelos que ocupen grandes extensiones en México (Figura 4). La menor acumulación de carbono se observó en los Calcisoles, que cubren \approx 18 % del territorio nacional (SEMARNAP-INEGI 1996).

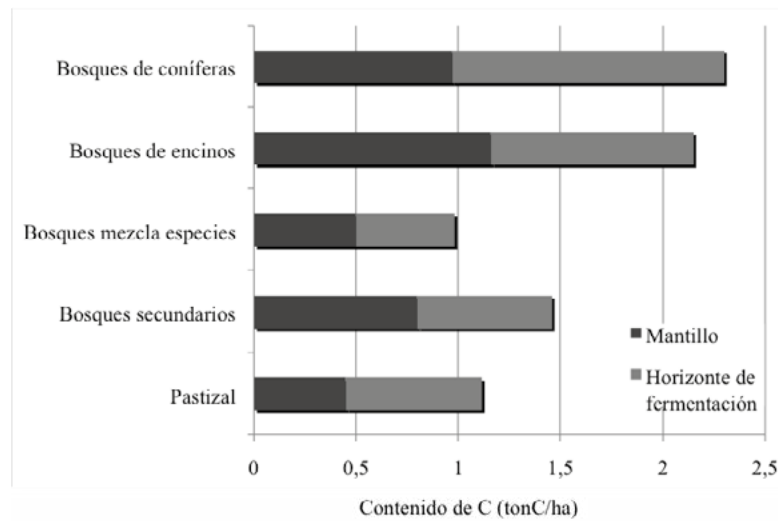


Figura. 3 Contenido de carbono en el mantillo y horizonte de fermentación de algunos ecosistemas forestales de México

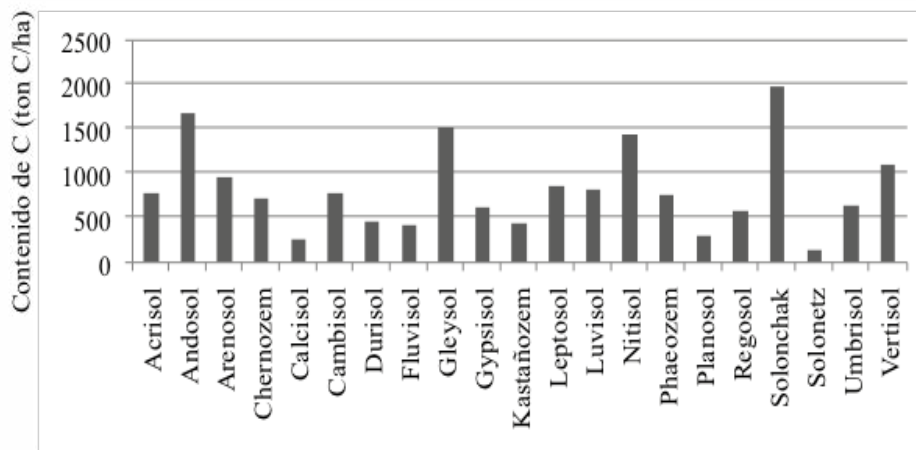


Figura. 4 Contenido de carbono en diferentes tipos de suelos de México.

En la Figura 5 se muestran los resultados de los contenidos de carbono en los diferentes estados de la República Mexicana. El análisis preliminar de los resultados permitió identificar que los valores más altos de contenido de carbono se observaron en los estados de Puebla, Hidalgo y San Luis Potosí, aunque sus valores de concentración de carbono (datos no mostrados) son intermedios (4-6%). Los valores más bajos de concentración y contenido de carbono se observaron en la península de Baja California.

Conclusiones

Aunque el estudio y medición del carbono edáfico es complejo conceptual, metodológica y logísticamente, actualmente es indispensable conocer los capitales y flujos de carbono en nuestro país. Además, es necesario replantear las estrategias de manejo, captura y mitigación del carbono enfatizando la importancia del suelo como sumidero y fuente de carbono en los ecosistemas terrestres.

En México se está realizando un esfuerzo para tener un conocimiento confiable, estandarizado internacionalmente y actualizado de los capitales de carbono en el piso forestal y en los suelos. En este trabajo se han presentado únicamente los primeros avances de los análisis que están en proceso.

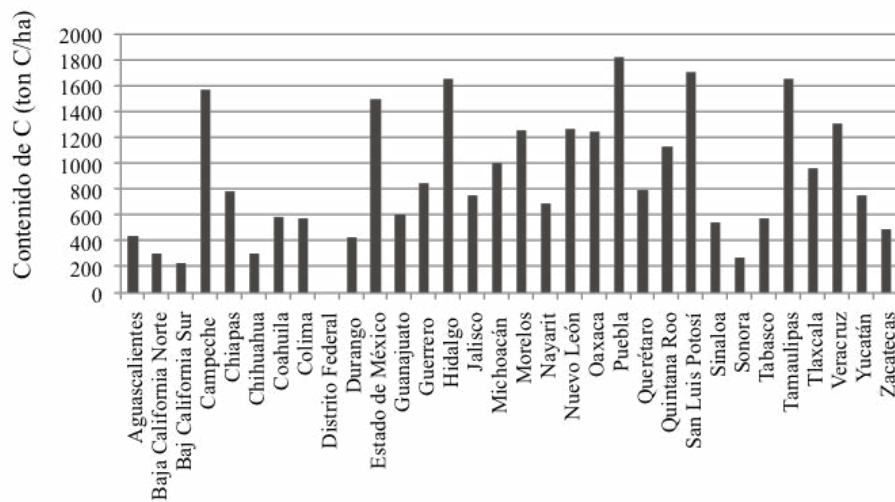


Figura. 5 Contenido de carbono en los Estados de la República Mexicana.

Referencias bibliográficas

- Bautista, A., J. Etchevers, R. F. del Castillo, y C. Gutiérrez. 2004. La calidad del suelo y sus indicadores. *Ecosistemas* 13: 90-97.
- Bond-Lamberty, B., and A. Thomson. 2010. Temperature-associated increases in global soil respiration record. *Nature* 464: 579-582.

- Brady, N. C., and R. Weil. 2002. *The Nature and Properties of Soils*. Prentice Hall. USA.
- Dixon, R. K., and J. Wisniewski. 1995. Global forests systems: an uncertain response to atmospheric pollutants and global climate change. *Water Air and Soil Pollution* 85: 101-110.
- García-Oliva, F., and O. Masera. 2004. Assessment and measurement issues related to soil carbon sequestration in land-use, land use change, and forestry (LULUCF) projects under the Kyoto Protocol. *Climatic Change* 65: 347-364.
- Gough, C. M., C. S. Vogel, K. H. Harrod, K. Georges, and P. S. Curtis P. 2007. The legacy of harvest and fire on ecosystem carbon storage in a north temperate forest. *Global Change Biology* 13: 1935-1949.
- Guo, L. B., E. Bek, and R. M. Gifford. 2006. Woody debris in a 16-year old *Pinus radiata* plantation in Australia: mass, carbon and nitrogen stocks, and turnover. *Forest Ecology and Management* 228: 145-151.
- Kerr, R. A. 2001. Bush backs spending for a “global problem”. *Science* 292: 1978.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304: 1623-1627.
- Lal, R. 2005. Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management* 220: 242-258.
- Lal, R. 2008. Carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society of Botany* 363: 815-830.
- Lal, R. 2009. Agriculture and climate change: an agenda for negotiation in Copenhagen. The potential for soil carbon sequestration, 2020. *Vision for Food, Agriculture, and the Environment*.
- Matthews, E. 1997. Global litter production, pools, and turnover times: estimates from measurement data and region models. *Journal of Geophysical Research* 102: 771-818.

1.58

Uso del modelo CBM-CFS3 para la simulación de la dinámica del carbono en la Sierra Mazateca de Oaxaca

Tinoco-Rueda Juan Angel¹, Etchevers-Barra Jorge², Paz-Pellat Fernando², Olguín-Álvarez Marcela³

¹Centro Regional Universitario Oriente, Universidad Autónoma Chapingo, km 6 carretera Huatusco-Xalapa, Huatusco, Veracruz. C.P. 94100. Autor para correspondencia: tinoco@correo.chapingo.mx

²Colegio de Postgraduados, km 36.5 carretera México-Texcoco, Montecillo, México. C.P. 56230

³El Colegio de la Frontera Sur, km 15.5 carretera Villahermosa-Reforma, Villahermosa, Tabasco, C.P. 86280

Resumen

El secuestro de carbono es una de las estrategias de mitigación del cambio climático que mayor auge ha tenido en los últimos años, especialmente con la creación del mecanismo REDD++ y la venta de créditos de carbono en el extranjero, por lo que se observa la necesidad de cuantificar la línea base de carbono en los ecosistemas y agroecosistemas. El objetivo principal de la presente investigación fue cuantificar los reservorios de carbono en la microcuenca Santa Catarina, Oaxaca mediante el modelo CBM-CFS3. Para ello se obtuvo información geográfica del medio biofísico de la microcuenca (tipo de suelo, variables climáticas, pendiente, uso de la tierra y tipos de vegetación), así como información dasométrica y de alometría obtenida del inventario nacional forestal del año 2009 y de las bases de datos del proyecto sobre manejo sustentable de laderas del año 2005. Esta información se introdujo al modelo CBM-CFS3 en forma de siete archivos de texto, los cuales son necesarios para hacer las simulaciones del contenido de carbono en suelo, biomasa aérea, biomasa subterránea, entre otras variables. Como resultado se encontró que en más del 80 % del área de estudio se desarrolla el bosque mesófilo de montaña, y en el restante 20 % se practica la agricultura de temporal. En las salidas de la simulación del modelo, se estima que el contenido total de carbono en los ecosistemas de la microcuenca es aproximadamente de 280,000 MgC, del cual 132,000 MgC se encuentran en el suelo. Se observa que el modelo CBM-CFS3 es una herramienta útil para estimar el contenido de carbono bajo diferentes escenarios de uso de la tierra, sin embargo, se requiere de una gran cantidad de información de campo en especial para ecosistemas naturales como el bosque mesófilo de montaña.

Palabras claves: servicios ecosistémicos, acervos de carbono, bosque mesófilo de montaña

Introducción

El cambio climático por el que está atravesando actualmente el planeta es un fenómeno que se origina por el incremento de las concentraciones de gases de efecto invernadero

(GEI) en la atmósfera (CICC, 2007). El dióxido de carbono (CO_2) se considera como el principal gas de invernadero debido a que sus emisiones son las más abundantes en comparación con los otros GEI, se estima que las concentraciones de CO_2 antes de la revolución industrial eran de 280 partes por millón (ppm), actualmente son de 380 ppm o 430 ppm si se considera a todos los GEI en términos de su equivalencia en CO_2 . Para disminuir el fenómeno del cambio climático se desarrollan diversas estrategias de mitigación las cuales tienen como meta reducir las emisiones de gases de efecto invernadero hacia la atmósfera así como incrementar el secuestro del CO_2 atmosférico (CMNUCC, 1998).

Para conocer el potencial de mitigación de CO_2 en un determinado ecosistema es necesario realizar el inventario de los acervos de carbono así como analizar la dinámica de las diferentes especies o comunidades vegetales para simular el contenido de carbono en el suelo y en la biomasa (viva y muerta) (Rügnitz *et al.*, 2009). En este sentido el modelo CBM-CFS3 permite realizar el análisis multitemporal de los diversos reservorios de carbono a nivel de rodal, en el caso de plantaciones forestales, o bien a nivel de paisaje o ecosistema con la finalidad de poder planificar el manejo de los recursos naturales y optimizar el secuestro de carbono en una determinada zona (Kurz *et al.*, 2009).

Es por lo anterior que el objetivo principal de la presente investigación fue cuantificar los acervos de carbono en la microcuenca Santa Catarina, Oaxaca mediante el modelo CBM-CFS3.

Materiales y métodos

La microcuenca Santa Catarina se localiza al norte del estado de Oaxaca en la región mazateca. Su elevación oscila entre los 1,180 y 2,700 msnm. La zona de estudio presenta un relieve abrupto ya que más del 60% de la superficie presenta una pendiente del terreno superior al 40%. Originalmente la microcuenca estaba cubierta en su mayor parte por la comunidad vegetal de bosque mesófilo de montaña, además, en la zona de mayor altitud se puede encontrar bosque de encino, sin embargo, debido a la intervención humana queda poco de la estructura y composición vegetal de los ecosistemas naturales. La zona agrícola se presenta principalmente en la región centro-oeste de la zona de estudio y cubre aproximadamente el 40 % de la superficie total.

Para obtener la información requerida por el modelo se realizó una revisión de investigaciones y reportes técnicos sobre los ecosistemas de la microcuenca. La información encontrada se sistematizó para crear seis archivos de texto (Age classes, Classifiers and Values, Inventory, Growth and Yields, Transition Rules, Disturbance Events) que posteriormente se introdujeron al modelo.

Los datos dasométricos del inventario forestal reportados por Acosta *et al.* (2002), se utilizaron para obtener los atributos Inventory y Age Classes. Los autores establecen que las comunidades vegetales dominantes en la microcuenca son bosque mesófilo de montaña y bosque de encino, además de áreas destinadas a la agricultura de temporal. Además, se señala que la edad aproximada del bosque mesófilo de montaña se encuentra entre los 10 años y los 40 años.

En cuanto a los tipos de disturbios (Disturbance Events) se identificaron cuatro tipos incendios, aclareo, reforestación y huracanes. Los primeros dos se eligieron, ya que los habitantes de la microcuenca realizan la actividad conocida como roza-tumba-quema para abrir nuevos terrenos para la producción agrícola. El segundo hace referencia a la reforestación natural que se presenta tras el abandono de las parcelas de cultivo y que posteriormente se convierten en acahuales, se eligió el disturbio huracanes ya que en la zona se registra el impacto de algunos ciclones tropicales.

Para establecer los clasificadores (Classifiers and Values) se analizaron los factores biofísicos presentes en la microcuenca. Ya que la mayoría del área presenta una pendiente mayor al 40 % y la cobertura vegetal dominante es el bosque mesófilo de montaña se decidió clasificar la microcuenca con base en unidades de integración territorial (UIT), las cuales se conforman por la combinación de atributos de fisiografía y de los tipos de usos de la tierra. La fisiografía se obtuvo con base en el método de levantamiento fisiográfico (Ortíz y Cuanalo, 1984) y los tipos de usos de la tierra se delimitaron mediante la fotointerpretación de imágenes satelitales Quickbird en color verdadero del año 2008. Como clasificador adicional se seleccionó al tipo de suelo, el cual se obtuvo de la cartografía del INEGI (2002) a escala 250,000.

Para el diseño del archivo Growth and Yields se estimaron las curvas de crecimiento de las cinco especies consideradas para la simulación del modelo (Cuadro 1) ya que no se encontraron curvas o datos de volumen vs edad en la literatura, para ello se utilizaron tres insumos: 1) las ecuaciones alométricas desarrolladas por Acosta *et al.* (2002), 2) el incremento anual en diámetro de las especies, y 3) la ecuación reportada por FAO (2002) para convertir el volumen en biomasa.

Las reglas de transición (Transition Rules) no fueron evaluadas ya que no se contaba con la información necesaria para establecer este parámetro.

Cuadro 1. Ecuaciones alométricas de las cinco especies evaluadas

Especie	Ecosistema	Ecuación
<i>Inga sp.</i>	Bosque Mesófilo de Montaña	$\ln(Y) = -1.76 + 2.26 \ln(\text{DAP})$
<i>Alnus glabrata</i>	Bosque Mesófilo de Montaña	$\ln(Y) = -2.14 + 2.23 \ln(\text{DAP})$
<i>Clethra hartwegii</i>	Bosque Mesófilo de Montaña	$\ln(Y) = -1.90 + 2.15 \ln(\text{DAP})$
<i>Rapanea myricoides</i>	Bosque Mesófilo de Montaña	$\ln(Y) = -1.99 + 2.26 \ln(\text{DAP})$
<i>Liquidambar macrophylla</i>	Bosque Mesófilo de Montaña	$\ln(Y) = -2.22 + 2.45 \ln(\text{DAP})$

Y = biomasa (Kg.). DAP = diámetro a la altura del pecho (cm)

Resultados y discusión

En la figura 1 se presentan los resultados de las curvas de crecimiento para las especies *Inga sp.*, *Alnus glabrata*, *Clethra hartwegii* y *Liquidambar macrophylla*, en donde las especies *Inga* y *Liquidámbar* son las que presentan el mayor volumen de biomasa acumulada a la edad simulada de 50 años.

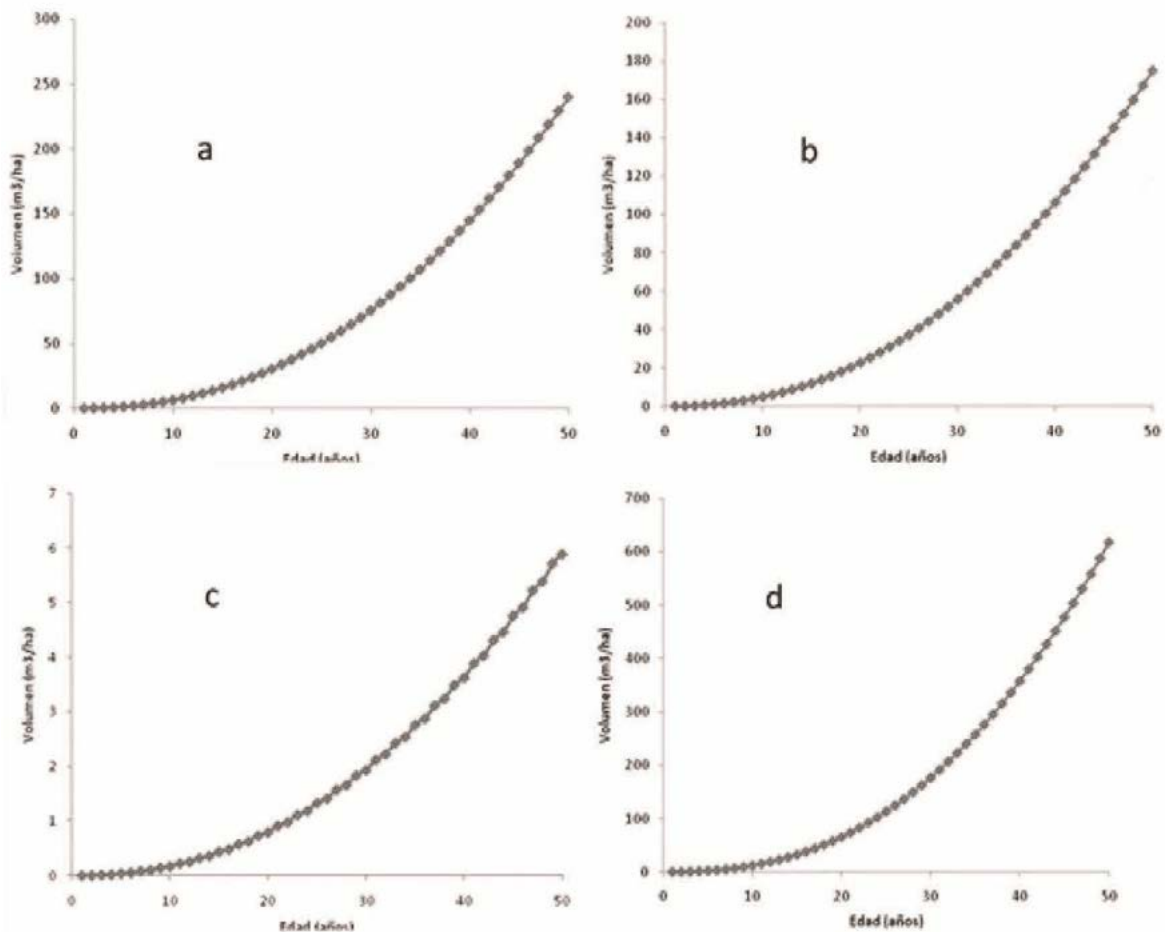


Figura 1. Curvas de crecimiento a) *Inga* sp., b) *Alnus glabrata*, c) *Clethra hartwegii*, d) *Liquidambar macrophylla*

Los seis archivos requeridos por el modelo presentan un formato similar al que se presenta en la figura 2 que corresponde a los tipos de disturbio (Disturbance Events).

Las salidas del modelo CBM-CFS3 establecen que la línea base del acervo total de carbono de la microcuenca se cuantifica en 289,439 MgC (megagramos de carbono), ubicándose al suelo como el componente que contiene el mayor porcentaje con el 67% del total. En cuanto a los cambios multitemporales en el contenido de carbono el modelo estima un decremento en los acervos totales en el ecosistema para el primer año de 3,280 MgC con una tendencia a disminuir esta cifra a partir del segundo año de simulación. En la figura 3 se presenta la tendencia anual de los cambios en el almacenamiento de carbono para la microcuenca.



```

!
!Santa Catarina basin Disturbance Events import file
!
!Classifiers
!1      2      3      4      UsingID SwStart SWEnd HWStart HWEnd Minimum number of years since last disturbance Maximum number of years s
IG      LARESC BMMVS BD      TRUE  AGEID2 AGEID3 AGEID2 AGEID3 -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1
AL      LARESC BMMVS BD      TRUE  AGEID2 AGEID3 AGEID2 AGEID3 -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1
CL      LARESC BMMVS BD      TRUE  AGEID2 AGEID3 AGEID2 AGEID3 -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1
RA      LARESC BMMVS BD      TRUE  AGEID2 AGEID3 AGEID2 AGEID3 -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1
LI      LARESC BMMVS BD      TRUE  AGEID2 AGEID3 AGEID2 AGEID3 -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1
IG      CORD   BMMVS BD      TRUE  AGEID2 AGEID3 AGEID2 AGEID3 -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1
AL      CORD   BMMVS BD      TRUE  AGEID2 AGEID3 AGEID2 AGEID3 -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1
CL      CORD   BMMVS BD      TRUE  AGEID2 AGEID3 AGEID2 AGEID3 -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1
RA      CORD   BMMVS BD      TRUE  AGEID2 AGEID3 AGEID2 AGEID3 -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1
LI      CORD   BMMVS BD      TRUE  AGEID2 AGEID3 AGEID2 AGEID3 -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1
IG      LARTEN BMMVS BD      TRUE  AGEID2 AGEID3 AGEID2 AGEID3 -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1
AL      LARTEN BMMVS BD      TRUE  AGEID2 AGEID3 AGEID2 AGEID3 -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1
CL      LARTEN BMMVS BD      TRUE  AGEID2 AGEID3 AGEID2 AGEID3 -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1
RA      LARTEN BMMVS BD      TRUE  AGEID2 AGEID3 AGEID2 AGEID3 -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1
LI      LARTEN BMMVS BD      TRUE  AGEID2 AGEID3 AGEID2 AGEID3 -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1      -1

```

Figura 2. Ejemplo del formato de los archivos requeridos por el modelo CBM-CFS3

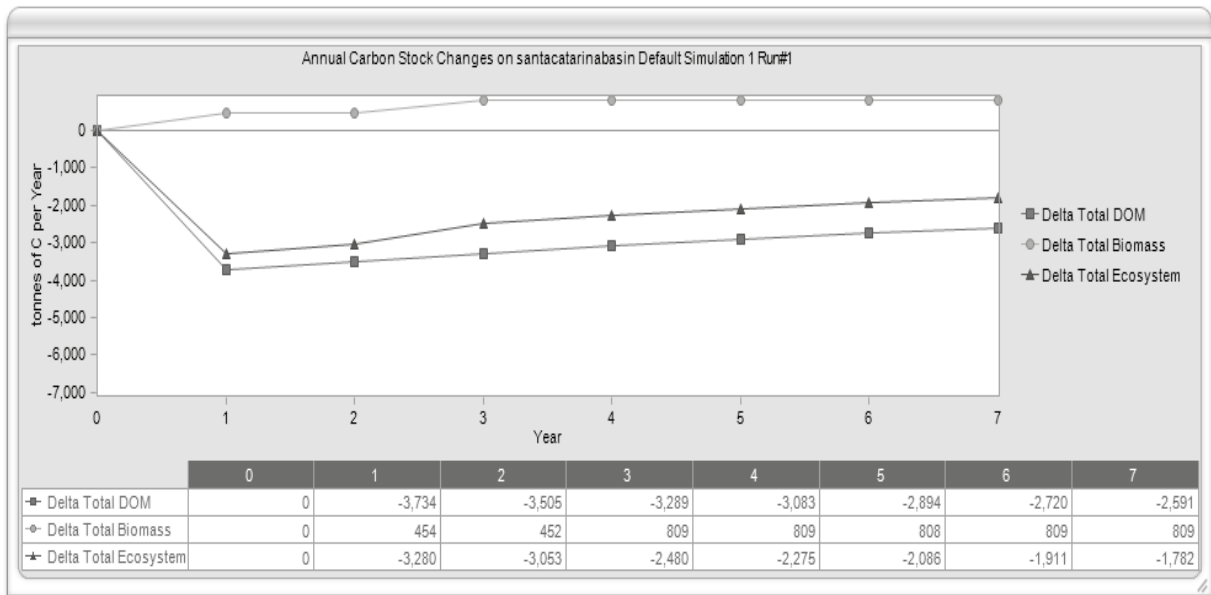


Figura 3. Simulación de los acervos de carbono en la microcuenca Santa Catarina

Conclusiones

Aunque se logró aplicar el modelo CBM-CFS3 para simular la dinámica del carbono en los ecosistemas de la microcuenca, se observa que se utilizó una gran cantidad de información teórica para poder alimentar el modelo, ya que hasta este momento se carece de información detallada de las condiciones biofísicas de la zona de estudio. Se estima que lo anterior generó resultados con algún grado de error, sin embargo, en una segunda etapa

del proyecto se tiene programado realizar un muestreo en campo para calibrar las variables del modelo y así obtener resultados de mayor confiabilidad.

Una de las características que más se debe tomar en cuenta en zonas sin manejo forestal, como es el caso de la microcuenca, es entender la dinámica del modelo CBM-CFS3 para poder adecuar las condiciones de la región a los archivos necesarios por el software.

Referencias bibliográficas

- Acosta M, Vargas A., Velásquez A., y Etchevers J. 2002 Estimación de la biomasa aérea mediante el uso de relaciones alométricas en seis especies arbóreas en Oaxaca. *Agrociencia* 36: 725-736.
- Comisión Intersecretarial de Cambio Climático (CICC). 2007. Estrategia nacional de cambio climático. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 163 p.
- Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC). 1998 Protocolo de Kyoto. Alemania. 25 p.
- FAO. 2002 Evaluación de los recursos forestales globales 2000. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma 468 p.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 2002. Conjunto de datos edafológicos de la República Mexicana escala 1:250000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México.
- Kurz W., Dymond C., White T., Stinson G., Shaw C., Rampley G., Smyth C., Simpson B., Neilson E., Trofymow J., y Metsaranta J. 2009. CBM-CFS3: A model of carbón-dynamics in forestry and land use change implementing IPCC standards *Ecological Modelling* 220: 480-504.
- Ortíz C., y Cuanalo H. 1984. Metodología del levantamiento fisiográfico: un sistema de clasificación de tierras. Colegio de Postgraduados. México. 85 p.
- Rügnitz M., Chacón M., y Porro R. 2009. Guía para la determinación de carbono en pequeñas propiedades rurales. Centro Internacional de Agroforestería/Consortio Iniciativa Amazónica. Lima, Perú. 79 p.

1.59

Análisis multitemporal de los cambios de cobertura vegetal en el área tropical costera de Tulum, Quintana Roo

Ramírez-Forero Sandra Carolina¹; López-Caloca Alejandra Aurelia¹; Silván-Cárdenas José Luis¹ & Domínguez Serrano Judith²

¹Centro de Investigación en Geografía y Geomática "Ing. Jorge L. Tamayo" CentroGeo Contoy 137 Esq. Chemax, Col. Lomas de Padierna. Del. Tlalpan C.P 14240. México D.F. Autor para correspondencia: sandraramirezf@gmail.com.

²Centro de Estudios Demográficos, Urbanos y Ambientales. El Colegio de México. Camino al Ajusco 20. Pedregal de Santa Teresa. México, D.F., C.P., 10740.

Resumen

Actualmente el mundo enfrenta una serie de complejos cambios ambientales y sociales que están alterando la dinámica de los procesos ecológicos. Las transformaciones de cobertura terrestre son consideradas como un elemento importante de cambio global. El paisaje tropical costero de Tulum presenta un alto valor ecológico, económico, social y cultural proporcionando diversidad de servicios ambientales y turísticos a nivel mundial, nacional, regional y local. El área de estudio presenta una alta heterogeneidad espacial por la presencia de selva, agricultura, asentamientos urbanos, zonas arqueológicas, playas, manglares y cenotes. El incremento del turismo ha provocado el crecimiento de los asentamientos humanos, instalación de infraestructura y la necesidad de adquirir mayor cantidad y calidad de recursos naturales, ocasionando la pérdida de cobertura forestal para el empleo del terreno en actividades agrícolas; modificando la captura y generación de emisiones de dióxido de carbono. Este trabajo nuestra un estudio de los cambios espacio temporales entre 1993 al 2000, mediante el empleo de imágenes satelitales Landsat 5, analizando los patrones aleatorios de paisaje presentes en la zona. Se llevaron a cabo dos metodologías complementarias para el modelamiento de los resultados. Primero una detección de cambios con el algoritmo Iterativo de Detección de Alteración Multivariada (IR-MAD) que mediante un análisis de correlación canónico permite identificar pequeños cambios. Segundo una clasificación supervisada de las imágenes con el algoritmo Máquinas de Soporte Vectorial (SVM) para generar los datos necesarios para el cálculo de diferentes índices de paisaje como el número y tamaño de parches. Los resultados han mostrado cambios en la cobertura vegetal y alta fragmentación en ciertas áreas, dando indicios del estado de conservación. La información generada es relevante para la determinación de nuevos mecanismo de conservación, manejo, restauración, mitigación y control del deterioro ecológico de la zona, bajo el esquema de desarrollo sustentable.

Palabras claves: detección de cambios, percepción remota, índices de paisaje, IR-MAD, SVM, paisaje.

Introducción

México por ser un país con gran diversidad biológica y cultural se encuentra altamente vulnerable a las transformaciones ambientales de origen natural y antropogénicas generando modificaciones importantes en los ecosistemas que alteran su dinámica natural. Los procesos de cambio en los ecosistemas son debidos particularmente a las interacciones de procesos biofísicos y socioeconómicos. Las transformaciones en los ecosistemas terrestres son consideradas cada vez más como un importante elemento del cambio global (Lambin, 1997). Hay que tener en cuenta, que los ecosistemas se encuentran en un estado de cambio permanente en una variedad de escalas espaciales y temporales (Coppin *et al.*, 2004). El cambio de uso del suelo es uno de los principales factores que influyen en el cambio climático global, ya que altera los ciclos biogeoquímicos y disminuye la captura de carbono al reducir la superficie de bosque y otros tipos de vegetación (Miranda-Aragón *et al.*, 2009). Por lo que analizar los cambios es importante para el modelamiento ecológico y de procesos ambientales. A causa de la crisis ambiental que está evidenciando la humanidad globalmente es necesario estudiar los recursos naturales existentes para contar con herramientas precisas y actuales que permiten la planeación y toma de decisiones en políticas de ordenamiento ambiental o ecológico garantizando la sustentabilidad. La evaluación de las condiciones ambientales y del estado de conservación o deterioro de un área se puede realizar mediante el cálculo de índices de paisaje. Estas valoraciones cuantitativas tanto de composición como de configuración del paisaje, brindan información del grado de heterogeneidad o de homogeneidad del área ayudando a interpretar la situación y dinámica, desde el punto de vista ecológico.

El paisaje tropical costero del área de influencia del municipio de Tulum, Quintana Roo conserva grandes espacios naturales con alta diversidad de fauna y flora, brindando servicios ambientales y turísticos a diferentes escalas. Este centro turístico ha tenido un crecimiento acelerado en las últimas décadas debido a la necesidad de abastecer de infraestructura necesaria a los visitantes que durante todo el año buscan disfrutar de variadas actividades en la región. El sureste de México se encuentra entre las zonas tropicales con mayor proceso de deforestación y elevadas pérdidas en su cobertura forestal. Los impactos ambientales negativos se evidencian significativamente en el medio físico, biótico y social; haciéndose necesaria la implementación de mecanismos efectivos, para el manejo sustentable de los recursos, que conduzcan a la conservación y preservación de las características naturales del paisaje en armonía con los aspectos socioeconómicos de la zona.

El trabajo presenta un estudio de la dinámica del territorio de municipio de Tulum mediante la cuantificación de índices de paisaje considerando imágenes del satélite Landsat 5 (TM) del periodo de 1993 al 2000. El objetivo fue evaluar con imágenes de satélite los cambios de cobertura, en especial de los procesos de fragmentación forestal, y cuantificar índices de paisaje para conocer el estado de conservación del área. Se utilizó el algoritmo IR-MAD (Nilsen, 2007) para la detección eficiente de cambios y el algoritmo Máquinas de Soporte Vectorial con el Kernel Radial Basic Function, para la clasificación precisa de las imágenes. Con los datos generados se calculan los índices de paisaje para la determinación de patrones y procesos ecológicos en la zona. Se cuantifican los cambios más significativos

de la cobertura terrestre, para reorientar la construcción de iniciativas de desarrollo que impulsen el manejo de recursos naturales y la implementación de mecanismos de conservación y planificación.

Materiales y métodos

Se utilizaron dos imágenes multitemporales del satélite Landsat 5 (TM) considerando su temporalidad y calidad con respecto a la cantidad de nubes y sombras presentes. Para poder utilizar las escenas Landsat se realizó una corrección atmosférica con el algoritmo ATCOR2 del software PCI GEOMATICS (v. 9.1.0 Geomatics) y los datos del “header” de cada imagen, con el fin de mejorar la calidad de la escena y reducir o eliminar las diferencias debidas a las condiciones atmosféricas o a variaciones del sensor.

Posteriormente, se hizo una normalización de los histogramas para ajustar el color de las dos imágenes puesto que fueron adquiridas en el mismo lugar, pero en diferentes condiciones atmosféricas o de iluminación global. Esto con el fin de que las imágenes puedan ser comparadas unas con otras y reducir aún más los efectos atmosféricos y fenológicos. La normalización se realizó en Erdas Imagine (v. 10, Leica Geosystems) utilizando el método “histogram match”. Todas las imágenes de satélite se encuentran el sistema de proyección cartográfico Universal Transverso de Mercator (UTM), Zona 16 N, con el datum y elipsoide WGS84, el cual es compatible con la cartografía de INEGI.

Se aplicó una clasificación digital con el método supervisado utilizando el algoritmo SVM en el Software ENVI (v. 4.6.1, ITT Industries Inc. 2008) y realizando diferentes pruebas con los kernels Lineal, Polinomial, RBF y Sigmoide. Se analizaron los resultados y se determinó que el kernel RBF suministra los mejores resultados para la clasificación de las imágenes de la zona de estudio. Debido a la heterogeneidad de la zona se seleccionaron las siguientes clases para la clasificación: infraestructura, cuerpos de agua, manglar, bosque y agricultura o pastizal. Para la estimación de la precisión global y del coeficiente Kappa de las clasificaciones obtenidas de las imágenes se emplearon puntos de validación obtenidos de ortofotos digitales del INEGI e imágenes Spot del año 2005.

La detección de cambios de las imágenes Landsat con todas las bandas exceptuando la banda termal por su resolución espacial, se realizó con el algoritmo Iterativo de Detección de Alteración Multivariada (IR-MAD) en el software ENVI (v. 4.6.1, ITT Industries Inc. 2008). Debido a que los cambios detectados son muy finos se aplicó un umbral automático a los componentes 2, 4 y 5 del IR-MAD generados con la extensión MAD-VIEW (Canty, 2010) de Envi, dado que estos componentes mostraban mayor detalle en la detección de los fragmentos o parches pequeños generados por procesos de fragmentación.

Posteriormente, los resultados de las clasificaciones y de la umbralización de la detección de cambio, fueron vectorizados para estimar los índices de paisaje con la herramienta Vector-based Landscape Analysis (Extensión de ArcGIS 9).

Resultados y discusión

Las clasificaciones con SMV obtenidas de las imágenes se muestran en la Figura 1. Para la imagen de 1993 el coeficiente Kappa fue de 0.88 y la precisión global de 90.6%. En la

clasificación de la imagen del 2000, el coeficiente Kappa tuvo un valor de 0.96 y la precisión global de 97.14%. Para examinar la ganancia o pérdida de biomasa por la conversión de la clase de vegetación, se elaboró una matriz de cambios; en la cual se obtuvo una disminución del bosque en un 9% para el 2000. Esto se debe a que aumentaron las zonas agrícolas en un 67.4% y la infraestructura un 48,7% (Cuadro 1). Lo anterior respalda que los procesos de deforestación y degradación de los bosques, por efecto de las actividades humanas, constituyen una de las principales fuentes de emisiones de gases de efecto invernadero en México (INEGI, 2002).

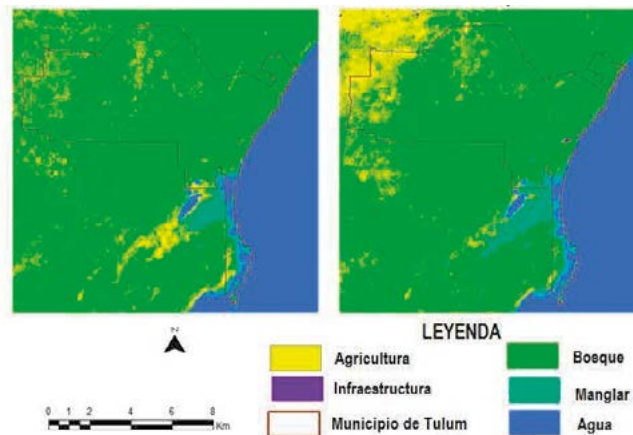


Figura 1: Imágenes Landsat 5 TM del municipio de Tulum, México clasificadas con SVM y el kernel RBF. a) Clasificación del año 1993, b) Clasificación del año 2000.

En las clasificaciones se observan mezclas de algunas clases que aumentan el error principalmente en la estimación de los índices en parches pequeños y lineales, debido a que se ve afectado también por factores como el registro de la imagen, el ángulo de visión, la calibración radiométrica, la fecha de adquisición de las imágenes y el sensor. También se presentan algunas zonas suavizadas que alteran la estimación de los índices de paisaje, por la extensión espacial y la configuración de los diferentes parches (Thompson, 2008). Adicionalmente, las clasificaciones presentan el efecto de “sal y pimienta” muy común en las clasificaciones basadas en píxeles (Newman *et al.*, 2011); esto ocasiona una sobrestimación en la cuantificación de los índices de paisaje.

Cuadro 1: Matriz de confusión entre las clasificaciones de la imagen de 1993 y la del 2000.

Clase	Cuerpos de agua	Infraestructura	Agricultura	Manglar	Bosque	Total clases
Cuerpos de agua	99.206	0.434	0.086	1.972	0.057	100.000
Infraestructura	0.007	36.862	1.066	1.366	0.244	100.000
Agricultura	0.000	31.456	50.543	3.204	9.497	100.000
Manglar	0.787	18.079	23.424	90.080	1.482	100.000
Bosque	0.000	13.169	24.880	3.378	88.721	100.000
Total clases	100.000	100.000	100.000	100.000	100.000	0.000
Cambio de clase	0.794	63.138	49.457	9.920	11.279	0.000
Imagen de diferencia	-0.272	48.789	67.442	79.031	-9.019	0.000

En la Figura 2 se observa una zona agrícola cercana a una vía de comunicación donde se evidencian los cambios con mayor detalle presentados entre 1993 y 2000. Los 6 componentes del IR-MAD muestran diferentes tipos de cambios. Las áreas grises indican no cambio, las zonas en blanco corresponden a áreas de alto cambio en las cuales los cambios de cobertura son por el remplazo de una clase a otra como es el caso de las zonas agrícolas. Las zonas en negro son las de bajo cambio y corresponden a variaciones espectrales que no muestran reemplazo de cobertura como los cuerpos de agua. Se consideraron los IR-MAD 2,4 y 5 para aplicar el auto umbral y posteriormente se extrajo la banda 3 correspondiente al auto umbral del IR-MAD 5 que resaltaba los pequeños parches de fragmentación con el fin de cualificar los índices de paisaje presentes en el cuadro 2.

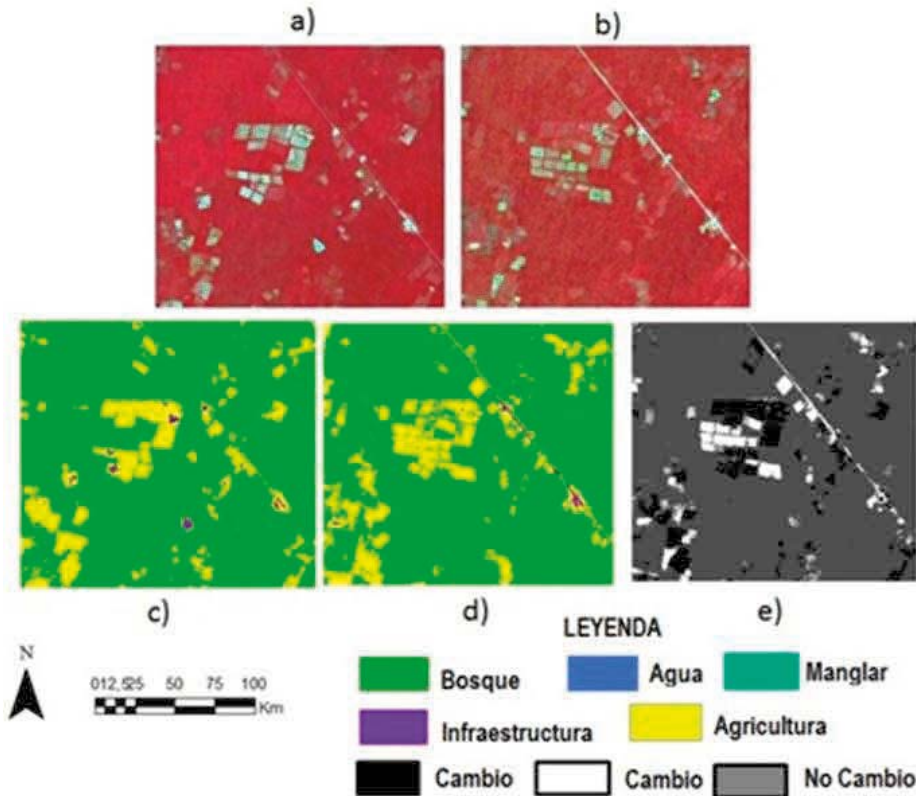


Figura 2. a) Imagen Landsat de 1993; b) Imagen Landsat del 2000; c) Clasificación SVM de 1993; d) Clasificación SVM de 2000; e) Auto-umbral del IR-MAD 5.

En el Cuadro 2 se presentan los índices de paisaje generados a partir del algoritmo IR-MAD para las clases de cambio y no cambio. Las zonas de alto cambio corresponden a las generadas principalmente por nuevas zonas agrícolas y las de bajo cambio a los efectos de variaciones espectrales. Comparando el tamaño medio del parche reportado de no cambio y el de alto cambio se relaciona la alta fragmentación con el bajo valor encontrado de tamaño medio del parche en los parches de alto cambio. Dados los índices de paisaje estimados se deben desarrollar políticas o medidas de manejo silvícola y de reforestación de los bosques

de la zona de estudio con el fin de mitigar a corto y mediano plazo efectos del cambio climático.

Cuadro 2. Índices de paisaje calculados con el método de detección de cambios IR-MAD (1993-2000)

Clase	Número de parches	Área de cada Clase (m ²)	Tamaño medio del Parche (m ²)
No cambió	1,032	5,942,060,617	5,757,810
Bajo cambio C1	89,66	105,378,850	11,753
Alto cambio C2	4,449	78,533,210	17,651

Los índices reportados para la diferencia entre las clasificaciones SMV de las imágenes se encuentran en el Cuadro 3, donde la diferencia de área de la clase bosque fue de 8.8%. La agricultura presenta un incremento de 68.4%. Comparando los valores encontrados de tamaño medio del parche se observa que el área de bosque es menor en el año 2000, lo que significa una mayor fragmentación de esta clase seguido de la clase agricultura. Estos datos describen la pérdida de conectividad en el área y la disminuyen el flujo de genes (Riitters *et al.*, 2002). Adicionalmente, el mayor número de parches corresponde a la clase agrícola para los dos años analizados, confirmando la fragmentación y pérdida de servicios ambientales en el área de estudio. Este patrón indica una tendencia a la pérdida de conectividad del ecosistema dado que la fragmentación del ecosistema es pequeña y los parches aislados pueden conducir a la disminución de la población si el movimiento entre los parches no es posible (Fahrig, 2003).

Cuadro 3. Índices de paisaje con las clasificaciones con SVM

	Clase	Número de parches	Área de cada Clase (m ²)	Tamaño medio del Parche (m ²)
SVM 93	Infraestructura	3,482	1,830,723,812	5,257
	Agricultura	15,528	449,095,656	28,921
	Manglar	8,282	226,094,533	27,299
	Bosque	5,306	5,454,173,385	1,027,925
SVM 2000	Infraestructura	3,854	27,632,511	7,169
	Agricultura	28,942	756,480,082	26,138
	Manglar	37,787	397,954,014	19,999
	Bosque	18,053	4,970,117,814	275,307

En la expresión geoespacial de los cambios ocurridos en el periodo de estudio presente en la Figura 3 se destaca el incremento de las actividades agrícolas en la zona oeste del municipio de Tulum; esto puede ser debido a que en la zona sur este del municipio se encuentra la Reserva de la Biosfera de Sian Kaán que presenta un mayor control de las autoridades ambientales correspondientes. Así mismo, la presencia de las carreteras facilita la generación de cambios de uso de suelo por lo que la distribución espacial de los patrones

de fragmentación del paisaje están asociados a la localización de las carreteras. También se observa que los patrones de urbanización ocurren en respuesta a la construcción de nuevas carreteras y la subsecuente expansión. (Minh *et al.*, 2011).

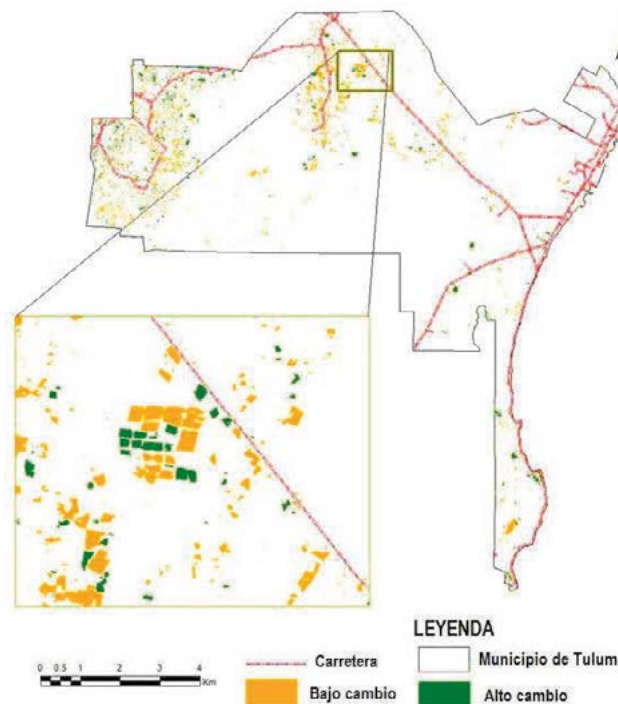


Figura 3. Expresión geoespacial de los cambios ocurridos entre 1993 y 2000 con IR-MAD para el municipio de Tulum, Quintana Roo.

Conclusiones

Los resultados de los índices evidencian una heterogeneidad del paisaje e información sobre los patrones de crecimiento urbano identificando zonas de expansión urbana y deforestación a lo largo de las carreteras. La zona oeste del área es la que presenta mayor fragmentación posiblemente por proceso de deforestación que genera una pérdida abrupta de la biomasa en el año 2000, por lo que se debe considerarse de manera especial durante los procesos de planificación territorial que lleven a cabo las autoridades político administrativas de la zona para evitar la degradación de los suelos y garantizar la captura de mayor cantidad de carbono en el área.

Los índices de paisaje suministran información cuantitativa que complementa la interpretación visual que se puede realizar con las imágenes satelitales clasificadas. Los valores de los índices generados con los datos de las clasificaciones son menos precisos ya que consideran los errores del proceso de clasificación: así como los de un mal preprocesamiento de las imágenes.

Gracias a que el algoritmo IR-MAD es invariante a las transformaciones lineales se reduce significativamente los errores de preprocesamiento y se identifican con gran detalle pequeños cambios tanto espectrales como por cambios de cobertura de la tierra, generando solamente datos de índices de paisaje en función de las áreas de cambio y no cambio.

La aplicabilidad de las clasificación con SVM y del método IR-MAD para la detección de cambios es demostrada en imágenes multispectrales Landsat. Estos métodos mejoran la estimación de los índices de paisaje analizando fragmentos más homogéneos y reduciendo la mezcla de clases que presentan otros tipos de clasificadores. La información generada es esencial para planificadores y autoridades ambientales que deben generar medidas de conservación y preservación de las áreas naturales.

En trabajos posteriores se puede hacer una comparación con datos de imágenes satelitales de mayor resolución como Spot para evaluar la precisión de los métodos a diferente escala. También se pueden realizar estimaciones de las tendencias del crecimiento agrícola en la zona, con información del sector de uso de suelo, cambio de uso y silvicultura, lo que induciría a estudiar los procesos alternativos que permitan mitigar las emisiones en este sector.

Referencias bibliográficas

- Canty, M. J. 2010. Image Analysis, classification, and change detection in remote sensing with algorithms for ENVI/IDL. 2nd Ed. Taylor & Francis Group, New York, USA. pp. 319-335, 412-416.
- Coppin, P., I. Jonckheere, K. Nackaerts, B. Muys, and E. Lambin. 2004. Digital Change Detection in Ecosystem Monitoring. *International Journal of Remote Sensing* 25: 1565-1596.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2002. Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. pp 151-200.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematic* 34: 487-515.
- Lambin, E. F. 1997. Modelling and monitoring land-cover change processes in tropical regions. *Progress in Physical Geography* 21: 375-393.
- Minh, P. H., and T. Yamaguchi. 2011. Urban growth and change analysis using remote sensing and spatial metrics from 1975 to 2003 for Hanoi, Vietnam. *International Journal of Remote Sensing* 32: 1901-1915.
- Miranda-Aragón, L., L. A. Ibáñez-Castillo, R. Valdez-Lazalde, y P. Hernández-De la Rosa. 2009. Modelación hidrológica empírica del gasto de 100 años de periodo de retorno del Río Grande, Tlalchapa, Guerrero, en dos escenarios de uso del suelo. *Agrociencia* 43: 333-344.
- Newman, M., E., P. McLaren, and S. Wilson. 2011. Comparing the effects of classification techniques on landscape-level assessments: pixel-based versus object-based classification. *International Journal of Remote Sensing* 32: 4055-4073.



- Nilsen, A. A. 2007. The Regularized Iteratively Reweighted MAD Method for Change Detection in Multi- and Hyperspectral Data, *IEEE Transaction on Image Processing* 16: 463-478.
- Riitters, K. H., J. D. Wickham, R. V. O'Neil, E. R. Smith, J. W. Coulston, T. G. Wade, and J. H. Smith. 2002. Fragmentation of continental United States forests. *Ecosystems* 5: 815-822.
- Thompson, S. D. 2008. Conservation implications of mapping rare ecosystems using high spatial resolution imagery: recommendations for heterogeneous and fragmented landscapes. *Landscape Ecology* 23: 1023-1037.

1.60

Cambio en el uso de suelo y emisiones de CO₂ en el sureste de México

Bernardus H. J. de Jong¹, Marcela Olguín Álvarez¹, Verónica de la Cruz¹, Karina Peña¹

¹Línea de Sistemas Silvícolas y Agroforestales, El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa. Carretera a Reforma s/n Km. 15.5, Ra. Guineo 2ª Sección. 86280. Villahermosa, Tabasco, México.

Resumen

Uno de los sectores que más contribuyen a las emisiones globales del CO₂ a la atmósfera, principal precursor del cambio climático, es el sector uso de suelo, cambio uso de suelo y silvicultura. En México, este sector contribuye con casi un 10% de las emisiones totales del país (70 Mt CO₂ año⁻¹), lo que constituye el segundo sector más importante después del sector energía. Sin embargo, estudios a escala estatal indican que este porcentaje varía espacialmente, incrementando su aporte en aquellas regiones del país con mayor cobertura forestal. En este trabajo se muestran resultados preliminares sobre la contribución de los cambios en el uso de suelo y la vegetación ocurridos de 1990 al 2007, en el balance neto de emisiones de CO₂ de la región sureste de México; una de las zonas del país con mayor dinamismo en su configuración espacial forestal en las últimas décadas. La información empleada incluye datos de campo del Inventario Nacional Forestal y Suelos (CONAFOR 2004-2007), ecuaciones alométricas de biomasa, además de mapas de cobertura vegetal y uso de suelo (INEGI 1993, 2002 y 2007). Toda la información fue analizada considerando la dirección de los procesos de cambio (*i.e.*, deforestación, la degradación, la reforestación y la recuperación de la masa forestal), según los límites estatales, municipales, de tenencia de la tierra, así como el estatus de conservación (protegido y no protegido) de los bosques en los estados de Campeche, Chiapas, Tabasco, Quintana Roo y Yucatán.

Palabras clave: Cambio de uso de suelo, emisiones CO₂, USCUS



1.61

Metodologías geoespaciales para la estimación espacial del carbono en biomasa aérea de los bosques del Distrito Federal

J. Mauricio Galeana-Pizaña¹, Alejandra López Caloca¹, Penélope López Quiroz¹ y Judith Domínguez Serrano².

¹Centro de Investigación en Geografía y Geomática "Ing. Jorge L. Tamayo" A.C. Contoy 137, Col. Lomas de Padierna, CP 14240, México, DF. Autor de correspondencia: geomauricio23@gmail.com

²El Colegio de México, A.C. Camino al Ajusco No. 20, Col. Pedregal de Sta. Teresa, C.P. 10740, México, D.F.

Resumen

Derivado del debate actual acerca del cambio climático es indispensable conocer el funcionamiento de los sistemas que conforman al ciclo del carbono, identificando sus fuentes, flujos y almacenes. Lo anterior ha propiciado una atención global sobre el estimar, mapear y monitorear con mayor precisión el carbono almacenado en los bosques. Tradicionalmente, la mayoría de los estudios modelan la distribución espacial de la biomasa aérea con un aproximación de clasificar y multiplicar, algunos menos con métodos geostatísticos y con inversión de modelos a partir de índices de vegetación y muestreos de campo. Lo que hace relevante la exploración de métodos geoespaciales que generen menos incertidumbre para conocer la distribución espacial del carbono en los bosques permitiendo reconocer el papel que juegan estos en el ciclo global del carbono. Este estudio presenta avances en términos del uso de análisis de auto-correlación espacial multivariada usando coeficientes de retrodispersión y coherencia interferométrica de imágenes ALOS PALSAR, índice de vegetación, texturas de haralick de imágenes SPOT y sitios de muestreo en bosques de Coníferas en el suelo de conservación, del Distrito Federal.

Palabras Clave: Coeficiente de retrodispersión, coherencia interferométrica, co-variogramas, índices de vegetación.

1.62

Estimación de la productividad primaria neta de ecosistemas sonorenses a partir de sensores remotos

Joseline Benítez López¹, Enrico A. Yépez^{1,2}, Elí R. Pérez-Ruíz^{2,3}, Jaime Garatuza Payán^{2,3} David Encinas Yepiz²

¹ Laboratorio de Ecohidrología e Isótopos Estables, Instituto Tecnológico de Sonora. 5 de febrero 818 sur, Col. Centro, C.P. 85000. Cd. Obregón, Sonora. Autor para correspondencia: joseline62@hotmail.com

² Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente

³ Laboratorio de Percepción Remota.

Resumen

La estimación de la productividad primaria neta (PPN) es un parámetro importante para comprender la dinámica funcional de los ecosistemas y a su vez sirve como indicador de su potencial como almacenes de carbono (C). Cada ecosistema tiene una dinámica funcional particular por lo que la capacidad de almacenamiento de C será diferente de uno a otro. La PPN puede ser estimada a partir de sensores remotos que cuantifiquen la absorción de la radiación por la cubierta vegetal. Uno de los sensores más empleados para esta tarea es MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer). El objetivo de este estudio es analizar el potencial como almacenes de carbono de los diferentes ecosistemas de Sonora a través de la estimación de la productividad primaria neta de imágenes de satelitales, durante la última década. Se clasificaron 28 tipos de ecosistemas. Entre los ecosistemas naturales es posible distinguir bosques, selvas bajas, matorrales, desiertos, manglares y pastizales, entre otros; aunque también cuenta con amplias zonas agrícolas, pastorales y zonas sin vegetación aparente. A partir de las imágenes de PPN del periodo 2000-2009, se generó un mapa con el promedio de PPN de los 10 años, en el que se observa la variabilidad de la productividad a lo largo del territorio estatal. Las zonas más productivas, con valores ≥ 3.0 Mg ha⁻¹, corresponden principalmente a áreas agrícolas; el noroeste y centro del territorio dominado por vegetación de matorral presenta los valores más bajos de PPN, ≤ 1.0 Mg ha⁻¹, mientras que se puede observar un amplia área con valores casi nulos sin datos al noreste del estado, donde el tipo de cobertura corresponde a vegetación de desiertos arenosos y áreas sin vegetación aparente. En la serie de tiempo decadal es muy notorio una fuerte influencia de la lluvia en la variabilidad de PPN en todo el estado. En particular, se denota un periodo importante de sequía que marco un descenso en la productividad de todos los ecosistemas entre 2000 y 2002, disminuyendo a menos de una tercera parte de la productividad que se registra en los años más favorables, así mismo entre 2007 y 2008 se notó un marcado aumento en la PPN coincidiendo con los años con mayor precipitación.

Palabras clave: MODIS, productividad primaria neta, carbono, ecosistemas



1.63

Carbon sequestration in soil with contrasting tillage and residue management in the central highlands of Mexico

Luc Dendooven¹, Leonardo Patiño-Zúñiga¹, Nele Verhulst², Marco Luna-Guido¹, Rodolfo Marsch¹, Bram Govaerts²

¹ Laboratorio de Ecología de Suelos, CINVESTAV-IPN., Avenida Instituto Politécnico Nacional 2508, C.P. 07360 México, D.F. México,

² International Maize and Wheat Improvement Centre (CIMMYT), Apdo. Postal 6 – 641, 06600, Mexico D.F. Mexico.

Abstract

Conservation agriculture based on (1) minimal soil movement, (2) retention of rational amounts of crop residue and (3) economically viable crop rotations, restores soil fertility. The effect of conservation agriculture on soil organic carbon (SOC) was investigated and compared to conventional agricultural practices in which monoculture, crop residue removal and tillage prevail since 1991. No tillage (ZT) significantly increased the SOC content in the 0-60 cm layer (111.2 Mg C ha⁻¹) compared to conventional tillage (CT, 80.4 Mg C ha⁻¹) when residue was retained and with a wheat-maize crop rotation, but similar SOC contents were found when crop residue was removed (ZT: 77.8 Mg C ha⁻¹, CT: 87.2 Mg C ha⁻¹). The SOC content in the 0-60 cm layer in ZT or CT with residue retention and wheat-maize crop rotation was similar as with wheat monoculture.

Keywords: agricultural systems, conventional and zero tillage, maize (*Zea mays* L.), wheat (*Triticum aestivum* L.)



2

Ecosistemas Acuáticos

2.1

Variabilidad del flujo de cocolitofóridos mediante trampas de sedimento, en Cuenca Alfonso, desde otoño 2006 a invierno 2008

RochínBañaga Heriberto¹, Cortés M. Mara Y.¹, Aguirre Bahena Fernando², Silverberg Norman², Bollmann Jörg³

¹Universidad Autónoma de Baja California Sur. Carretera al Sur km 5.5, C.P. 23080, La Paz, Baja California Sur, México. rochin_h11@hotmail.com

²Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Departamento de Oceanología. Av. IPN s/n Col. Playa Palo de Santa Rita C.P. 23096, La Paz, Baja California Sur, México.

³University of Toronto, Department of Geology, 22 Russell Str., Toronto, Ontario, Canada M5S 3B1.

Resumen

En la Cuenca Alfonso, Bahía de La Paz, B.C.S. (24°39'N y 110°36'W), como parte de un proyecto multidisciplinario de investigación, se estudió material colectado en hundimiento en series de tiempo de 6 a 15 días, desde verano del 2006 al invierno del 2008 a partir de una trampa de sedimentos Technicap modelo PPS-3 con abertura de 0.125 m², colocada a 350 m. de profundidad. El objetivo fundamental fue coleccionar el flujo vertical de material particulado, incluyendo a los cocolitofóridos como parte de los componentes biogénicos. Estos organismos autótrofos unicelulares de la clase Prymnesiophyceae producen su esqueleto de CaCO₃ y se consideran uno de los principales exportadores de calcita biogénica hacia el sedimento marino, siendo parte importante del ciclo biogeoquímico del carbono, por ello el interés de cuantificar su flujo hacia el sedimento. Utilizando un microscopio electrónico de barrido (ZEISS SUPRA VP55) se identificaron un total de 67 especies de cocolitofóridos. *Emilianiahuxleyi*, *Gephyrocapsa oceanica*, *Florisphaera profunda* variedad *elongata* y *Umbellosphaera irregularis*, son las más abundantes y juntas comprenden más del 90% de la flora total de las 41 muestras analizadas. Altos flujos de cocolitos se registraron en invierno 2006 y 2007, en la temporada de verano los flujos son bajos y no presentan mucha variación. En el 2006 el flujo fue de 5,672 x10⁶ cocolitos m² día⁻¹ y estuvo dominado por *G. oceanica*, mientras que en el 2007 fue de 12,800x10⁶ cocolitos m² día⁻¹ siendo el flujo máximo de todo el periodo muestreado encontrándose dominado por *E. huxleyi*. *F. profunda* presenta los mayores flujos en otoño-invierno mientras que *U. irregularis* muestra flujos significativos en primavera-verano. De estas especies, *G. oceanica* por su tamaño y calcificación es uno de los principales cocolitos aportadores de CaCO₃ en esta cuenca.

Palabras clave: Flujo vertical de cocolitofóridos, Cuenca Alfonso B.C.S., trampa de sedimentos.

Introducción

Los cocolitofóridos son un grupo de organismos unicelulares, marinos y autótrofos de la clase Prymnesiophyceae (Hibberd, 1976). Viven en la zona fótica de la columna de agua encontrándose entre los principales componentes del fitoplancton en los océanos actuales y su distribución es prácticamente global (McIntyre y Bé, 1967; Okada y Honjo, 1973). Se encuentran principalmente en aguas subtropicales y tropicales, registrándose las mayores densidades en latitudes bajas a medias (McIntyre y McIntyre, 1971). Al igual que otros grupos fitoplanctónicos, los cocolitofóridos pueden producir grandes florecimientos que llegan a ser observados en imágenes de satélite. Esta característica es resultado de la alta reflectancia que producen en la capa superficial del océano debido a la retrodispersión de la calcita en los cocolitos (Balch *et al.* 1991; Brown y Yoder 1994). Su rápida respuesta a las fluctuaciones ambientales en las aguas superficiales (temperatura, salinidad, nutrientes e intensidad luminosa) los convierte en excelentes indicadores de las condiciones ambientales (McIntyre y Bé 1967; Winter *et al.*, 1979; Brand *et al.*, 1994; Cortés *et al.*, 2001; Boeckel *et al.*, 2004).

A través de la fotosíntesis el nanoplancton calcáreo fija el CO_2 de las aguas superficiales y lo incorpora a su organismo para formar un esqueleto de diminutas placas de CaCO_3 llamadas cocolitos (Westbroek *et al.*, 1993; Watabe y Wilbur 1966). El nanoplancton calcáreo es ingerido por el zooplancton llegando a ser parte de pelotillas fecales, las cuales junto con otros procesos biológicos y no biológicos como agregados mayores de materia orgánica particulada y nieve marina, pueden llegar hacia el fondo marino donde una pequeña pero significativa porción de este carbono, en forma de cocolitos, es retenido y pasa a formar parte del sedimento (Honjo, 1976; Fowler y Knauer, 1986; Alldredge y Silver, 1988). Debido a ello, son considerados como uno de los principales grupos fitoplanctónicos formadores de sedimento oceánico y de los mayores proveedores de CaCO_3 en los océanos (McIntyre y McIntyre, 1971; Berger, 1976; Westbroek *et al.*, 1994). De esta manera se cree que los cocolitofóridos pueden reducir y regular las concentraciones de CO_2 de las aguas marinas superficiales y al ser un agente exportador de CO_2 atmosférico hacia el sedimento parte de la bomba biológica y por lo tanto una parte fundamental del ciclo biogeoquímico del carbono; de ahí el interés por cuantificar su flujo en los océanos (Westbroek *et al.*, 1993, 1994).

Desde el 2002, un grupo de investigadores del CICIMAR y la UABCS, están llevando a cabo un estudio interdisciplinario de series de tiempo sobre el flujo y composición de la materia particulada en hundimiento en la Bahía de la Paz en donde se ha encontrado que los cocolitofóridos constituyen una parte importante del material en hundimiento (Silverberg *et al.*, 2006). Dentro de este marco, el objetivo de este trabajo es el documentar la variación estacional en la abundancia total y por especies de los cocolitofóridos en la Cuenca Alfonso, como una primera etapa hacia la determinación del flujo de CaCO_3 a través del nanoplancton calcáreo.

Materiales y métodos

La Cuenca Alfonso se ubica en la Bahía de La Paz, al sur del Golfo de California, con un área de 2,635 km² y una profundidad máxima de 420 m (Figura 1). La estación de muestreo se localiza a aproximadamente 80 Km. al noroeste de la ciudad de La Paz, Baja California Sur, entre los 24° 39' N y 110° 36' W. En esta región el intercambio de agua entre la Bahía y el Golfo de California ocurre principalmente a través de la Boca Grande al norte, donde las profundidades varían entre 220 y 320, mientras que, su otra comunicación, el Canal San Lorenzo al sureste tiene una profundidad no mayor a los 18 m (Cruz-Orozco *et al.*, 1996; Obeso-Nieblas *et al.*, 2008; Salinas-González *et al.*, 2003). La estacionalidad de lluvias es constante, con lluvias más frecuentes en el verano e invierno, escasas en el otoño y prácticamente ausentes en la primavera (Aguirre-Bahena, 2007).

Para la colecta de muestras se instaló una trampa de sedimento Technicap modelo PPS-3, de 0.125 m² de abertura 350 m de profundidad en la Cuenca Alfonso (Silverberget *et al.*, 2004). La trampa contiene una serie de botellas con soluciones preservadoras en las cuales se recolectó el flujo vertical en periodos programados de 7 a 16 días. Se realizaron cuatro cruceros, semestrales, para la recuperación de la trampa en el periodo de septiembre 2006 a febrero 2008 (BAP-XIV a BAP-XVII), con ayuda de un crucero oceanográfico (Francisco de Ulloa). Adicionalmente en cada crucero se tomaron datos con ayuda de un CTD (Seabird 19 plus), para la elaboración de perfiles verticales de temperatura (°C) y salinidad (ups).

El material recolectado fue dividido en diez partes iguales. Un décimo de la muestra se fraccionó en 30 subpartes con una fraccionadora en húmedo (marca Fritschs). De este material 1/300 fue nuevamente fraccionado para obtener una alícuota de 1/45000, la cual fue procesada para eliminar la materia orgánica presente en la muestra siguiendo la metodología de Bairbakhish *et al.* (1999) la muestra tratada fue filtrada en una membrana nucleopore de 47 mm de diámetro siguiendo la metodología de Bollmann *et al.* (2002). Posteriormente, una parte de la membrana fue montada sobre un soporte de aluminio. En los márgenes de la membrana se aplicó plata líquida y se cubrió con un baño de oro de 15 nm de espesor utilizando un pulverizador catódico (Figura 2).

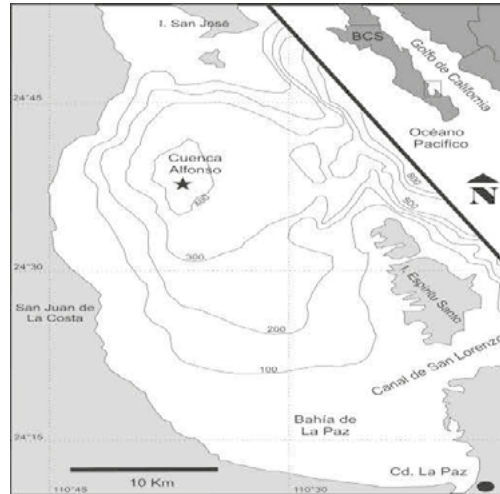


Figura 1. Mapa batimétrico de la Bahía de La Paz y la localización de la trampa de sedimentos en Cuenca Alfonso. Modificado de Nava-Sánchez *et al.* (2001).

En total se prepararon 41 muestras las cuales fueron analizadas en un microscopio electrónico de barrido (MEB) ZEISS SUPRA VP55 del Instituto de Geología de la Universidad de Toronto. En cada muestra se digitalizaron automáticamente 1500 imágenes a una magnificación de 1500x utilizando la metodología modificada de Bollmann *et al.* (2002) (Figura 2). Posteriormente, las imágenes se procesaron en el programa AnalySIS para la identificación y cuantificación de los cocolitos en la UABCS.

La identificación de los cocolitos se realizó de acuerdo a las claves descritas en Winter y Siesser (1994), Cros *et al.* (2002) y Young *et al.* (2003). Adicionalmente, y considerando las variaciones en tamaño de ciertas especies de cocolitofóridos, estos fueron clasificados también de acuerdo a su tamaño siguiendo las categorías establecidas por Bollmann (1997), Quinn *et al.* (2004) y por su grado de calcificación de acuerdo a Young *et al.* (2003).

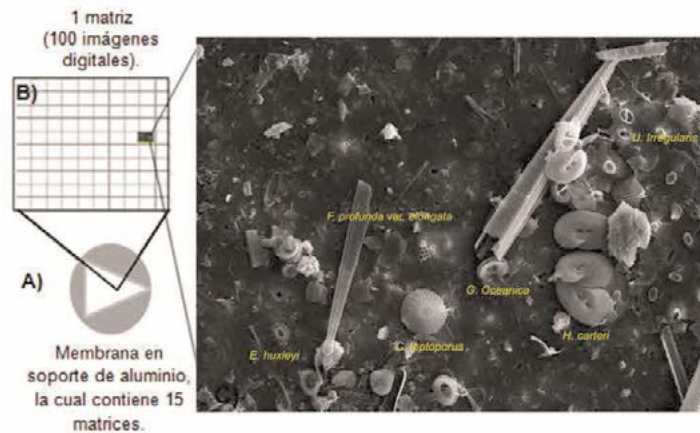


Figura 2. A) Diagrama del montaje de la membrana sobre el soporte de aluminio. B) En cada muestra se observaron 15 matrices de 10x10 campos de observación. C) Cada campo de observación representa un área de 58.51 μm x 78.15 μm , tomadas a una magnificación de 1500x con un microscopio electrónico de barrido.

El cálculo del flujo de cocolitos totales y por especie se hizo de acuerdo a Broerse *et al.* (2000) y se aplicó la siguiente fórmula:

$$Fc = N A Fs / a t At \quad (1)$$

donde, Fc = flujo de cocolitos, cocolitos m^{-2} día, N = número de cocolitos contados o su equivalente en g masa, A = área efectiva de filtración ($9.89 \times 10^{-04} m^2$), Fs = factor split (cantidad de veces que se dividió la muestra original), a = área investigada del filtro en m^2 (6.85883×10^{-06}), t = tiempo de apertura de colecta o muestreo en día, At = área de la apertura de la trampa ($0.125 m^2$).

Resultados y discusión

En las 41 muestras analizadas se identificó un total de 67 especies de cocolitofóridos, en donde *Emilianiahuxleyi*, *Gephyrocapsa oceanica*, *Florisphaera profunda* var. *elongata* y *Umbellosphaera irregularis* fueron las más abundantes conformando, en su conjunto, más del 90% de la flora total. El flujo total de cocolitos varió considerablemente entre los periodos de muestreo, sin embargo se observó un patrón estacional con flujos mínimos en primavera-verano y máximos en otoño-invierno (Figura 3). En el 2006 el flujo máximo fue de $5,672 \times 10^6$ cocolitos $m^{-2} d^{-1}$ y estuvo dominado por *G. oceanica* (50%), mientras que en el 2007 fue de $12,800 \times 10^6$ cocolitos $m^{-2} d^{-1}$, siendo éste el flujo máximo de todo el periodo muestreado y estuvo dominado por *E. huxleyi* (65%).

La especie *F. profundavar.elongata* (mediana) presenta los mayores flujos en otoño-invierno, siendo más abundante en el 2007. Mientras que, *U. irregularis* muestra flujos significativos en primavera-verano, sin embargo, ambas especies no tuvieron el carácter de dominante ya que no rebasaron el 14% en ningún periodo. *G. oceanica* fue una de las especies que pudieron separarse en tres tamaños (chica, mediana y grande), de los cuales la forma mediana fue la más abundante principalmente en los meses de otoño-invierno, mientras que las formas pequeñas y grandes estuvieron presentes en baja proporción (10 y 13% respectivamente). A pesar de esta diferencia, se espera que la forma grande, por su tamaño y calcificación llegue a ser uno de los principales aportadores de $CaCO_3$ en esta cuenca.

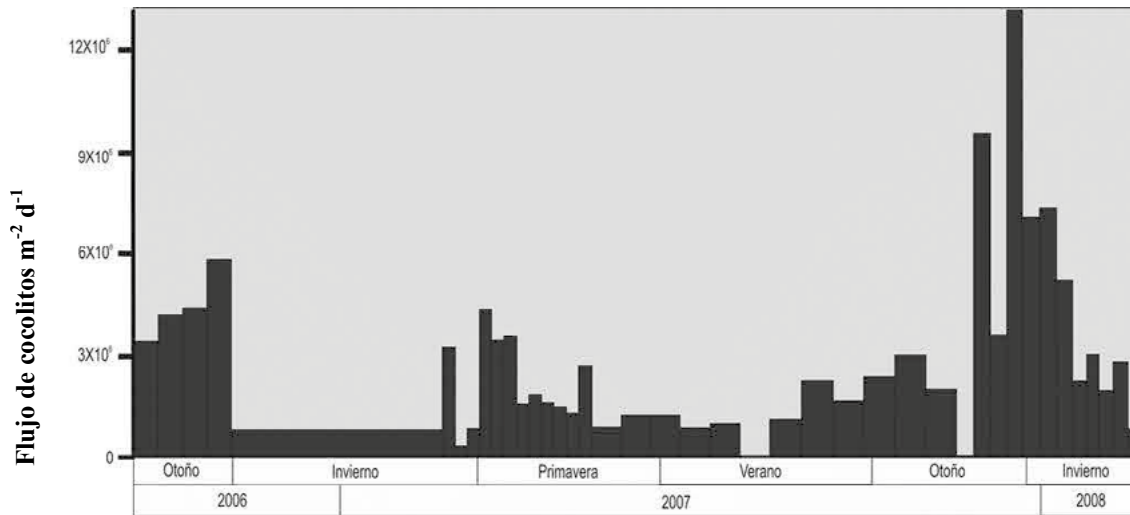


Figura 3. Variación del flujo de cocolitos totales ($\times 10^6$) m^{-2} -día en la Cuenca Alfonso para el periodo comprendido de septiembre 2006 a febrero 2008.

Ziveri y Thunell (2000) encontraron porcentajes similares de los flujos por especie. Ellos reportan que las especies *G. oceanica*, *E. huxleyi*, *Helicospheracarteri* y *F. profunda* constituyeron el 95 % del total del flujo de cocolitos encontrados en la Cuenca de Guaymas, Golfo de California, durante un estudio realizado de julio de 1990 a noviembre de 1992. Sin embargo, existe una clara diferencia ya que *H. carteri* no sobrepasa el 3% en Cuenca Alfonso, mientras que en Guaymas llega a tener hasta un 12%. Para la Cuenca Alfonso, Silverberg *et al.* (2007) reportaron una variación estacional de los flujos de cocolitos con máximos en otoño-invierno (2002-2003) lo cual coincide con lo encontrado en este trabajo, sin embargo, mientras que los flujos máximos parecen estar asociados al paso de huracanes, en este trabajo, no se observó claramente ese fenómeno, a pesar de que durante el periodo de muestreo también se vio influenciado por un evento de esta naturaleza (Urcádiz-Cázares, 2005).

Conclusiones

Se identificaron 67 especies de las cuales cuatro constituyen el 90 % de la flora total: *Emilianiahuxleyi*, *Gephyrocapsa oceanica*, *Florisphaera profunda* var. *elongata* y *Umbellosphaera irregularis*. El flujo total de cocolitos registra un patrón estacional con mínimos en primavera-verano y máximos en otoño-invierno. En el 2007 se registra el flujo máximo de $12,800 \times 10^6$ cocolitos $m^{-2} d^{-1}$ dominado por *E. huxleyi*. Aún queda por determinar la cantidad de $CaCO_3$ que es aportada por los cocolitos, identificar las especies que contribuyen mayormente a este flujo, así como también relacionar la variación de los flujos verticales de cocolitos respecto a las condiciones ambientales.

Referencias bibliográficas

- Aguirre-Bahena, F. 2007. Cambios temporales en los componentes y los flujos de la materia en hundimiento en Cuenca Alfonso, Bahía de La Paz, durante el periodo 2002-2005. Tesis de Doctorado. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias del Mar. 116 pp.
- Allredge, A. L., and M. Silver. 1988. Characteristics, dynamics and significance of marine snow. *Progress in Oceanography* 20: 41-82.
- Bairbakhish, A. N., J. Bollmann, C. Sprengel, and H. Thierstein. 1999. Disintegration of aggregates and coccospheres in sediment trap samples. *Marine Micropaleontology* 37: 219-223.
- Balch, W. M., P. Holligan, S. Ackleson, and K. Voss. 1991. Biological and optical properties of mesoscale coccolithophore blooms in the Gulf of Main. *Limnology and Oceanography* 36: 621-643.
- Berger, W. 1976. Biogenous deep-sea sediments: production, preservation and interpretation. *In: Riley, J. P., and Chester, R. (Eds.). Treatise on Chemical Oceanography. Academic Press, London. pp: 265-388.*
- Boeckel, B., and K. H. Baumann. 2004. Distribution of coccoliths in surface sediments of the south-eastern South Atlantic Ocean: ecology, preservation and carbonate contribution. *Marine Micropaleontology* 51 (3-4): 301-320.
- Bollmann, J. 1997. Morphology and biogeography of the genus *Gephyrocapsa coccoliths* in Holocene sediments. *Marine Micropaleontology* 29 (3-4): 319-350.
- Bollmann, J., M. Cortés, A. Haidar, B. Brabec, A. Close, R. Hofmann, S. Palma, L. Tupas, and H. Thierstein. 2002. Techniques for quantitative analyses of calcareous marine phytoplankton. *Marine Micropaleontology* 44 (3-4): 163-185.
- Brand, L. E. 1994. Physiological ecology of marine phytoplankton. *In: A. Winter, and W. Siesser (Eds.). Coccolithophores. Cambridge University Press, Cambridge. pp: 39-49.*
- Broerse, A. T. C., G. J. A. Brummer, and J. E. Van Hinte. 2000. Coccolithophore export production in response to monsoonal upwelling off Somalia (northwestern Indian Ocean). *Deep Sea Research* 47: 2179-2206.
- Brown, C. W., and J. A. Yoder. 1994. Coccolithophorid blooms in the global ocean. *Journal of Geophysical Research* 99: 7467-7482.
- Cortés, M. Y., J. Bollmann, and H. Thierstein. 2001. Coccolithophore ecology at the HOT station ALOHA, Hawaii. *Deep Sea Research* 48: 1957-1981.
- Cros, L., and J. Fortuño. 2002. Atlas of Northwestern Mediterranean coccolithophores. *Scientia Marina* 66 (1): 7-182.
- Cruz-Orozco, R., C. Martínez-Noriega, y A. Mendoza-Maravillas. 1996. Batimetría y sedimentos de Bahía de La Paz, B.C.S., México. *Oceánides* 11: 21-27.
- Fowler, S.W., and G. Knauer. 1986. Role of large particles in the transport of elements and organic compounds through the ocean water column. *Progress in Oceanography*. 16: 147-194.
- Hibberd, D. J. 1976. The ultrastructure and taxonomy of the Chrysophyceae and Prymnesiophyceae (Haptophyceae): a survey with some new observations on the

- ultrastructure of the Crysophyceae. *Botanical Journal of the Linnaean Society* 72: 55-80.
- Honjo, S. 1976. Coccoliths: Production, Transportation and Sedimentation. *Marine Micropaleontology* 1: 65-79.
- McIntyre, A., and A. Bé. 1967. Modern Coccolithophoridae of the Atlantic Ocean. Placoliths and cytoliths. *Deep Sea Research* 14: 561-597.
- McIntyre, A. and R. McIntyre. 1971. Coccolith concentrations and differential solution in oceanic sediments *In*: B. M. Funnell, and W. R. Riedel (Eds.). *The Micropalaeontology of Oceans*. Cambridge University Press. pp: 253-261.
- Nava-Sánchez, E. H., D. S. Gorsline, and A. Molina-Cruz. 2001. The Baja California península borderland: structural and sedimentological characteristic. *Sedimentary Geology* 144:63-82.
- Obeso-Nieblas, M., B. Shirasago, E. Perez-Lezama, J. Gaviño-Rodríguez, H. Obeso-Huerta, y A. Jiménez-Illescas. 2004. Variabilidad hidrográfica en Bahía de La Paz, Golfo de California, México (1995-2005). *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 43: 559-567.
- Okada, H., and S. Honjo. 1973. The distribution of oceanic coccolithophorids in the Pacific. *Deep Sea Research* 20: 55-374.
- Quinn, P., M. Cortés, and J. Bollman. 2004. Morphological variation in the deep ocean-dwelling coccolithophore *Florisphaera profunda* (Haptophyta). *European Journal of Phycology* 40: 123-133.
- Salinas-González, F., O. Zaytev, y V. Makarov. 2003. Formación de la estructura termohalina del agua en la Bahía de La Paz de verano a otoño. *Ciencias Marinas* 1: 51-65.
- Silverberg, N., A. Martínez, S. Aguíñiga, J. Carriquiry, N. Romero, E. Shumilin., and S. Cota. 2004. Contrasts in sedimentation flux below the southern California Current between late 1996 and during the El Niño event of 1997-98. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 59: 575-587.
- Silverberg, N., F. Aguirre, S. Aguíñiga, and N. Romero. 2006. Vertical flux of particulate matter in Alfonso Basin, La Paz Bay during 2002. *Ciencias Marinas* 31: 1-10.
- Silverberg, N., E. Shumilin, F. Aguirre-Bahena, A. Rodríguez-Castañeda, and D. Sapozhnikov. 2007. The impact of hurricanes on sedimenting particulate matter in the semi-arid Bahía de La Paz, Gulf of California. *Science Direct*. pp: 10.
- Urcádiz-Cázares, F. J. 2005. Flujos de cocolitos (cocolitóforos) y su aporte de CaCO₃ evaluado con trampa de sedimentos en la Cuenca Alfonso (Bahía de La Paz), Golfo de California, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California Sur. 62 p.
- Watabe, N., and K. Wilbur. 1966. Effects of temperature on growth, calcification, and coccolith form in *Coccolithus huxleyi* (Coccolithineae). *Limnology and Oceanography* 4: 567-575.
- Westbroek, P., J. van Hinte, G. J. Brummer, M. Veldhuis, C. Brownlee, J. Green, R. Harries, and B. Heimdal. 1994. *Emiliania huxleyi* as a key to biosphere-geosphere interactions. *In*: J. C. Green, and B. Leadbeater (Eds.). *The Haptophyte Algae*. Clarendon Press, Oxford. pp: 321-334.

- Westbroek, P., C.W. Brown, J. VanBleijswijk, C. Brownlee, G. J. Brummer, M. Conte, J. Egge, E. Fernandez, R. Jordan, M. Knappertsbusch, J. Stefels, M. Veldhuis, P. van der Wal, and J. Young. 1993. A model system approach to biological climate forcing: the example of *Emiliania huxleyi*. *Ocean carbon cycle and climate change* 8: 27-46.
- Winter, A., Z. Reiss, and B. Luz. 1979. Distribution of living coccolithophore assemblages in the Gulf of Elat (Aqaba). *Marine Micropaleontology* 4: 197-223.
- Winter, A., R. Jordan, and P. Roth. 1994. A classification system for living coccolithophores. *In: A. Winter, and W. Siesser (Eds.). Coccolithophores. Cambridge University Press. Reino Unido. pp: 179-199.*
- Young, J. R., M. Geisen, L. Cros, A. Kleijne, C. Sprengel, I. Probert, and J. Ostergaard. 2003. A guide to extant coccolithophore taxonomy. *Journal of Nannoplankton Research Special Issue* 1: 1-124.
- Ziveri, P., and R. Thunell. 2000. Coccolithophore export production in Guaymas Basin, Gulf of California: response to climate forcing. *Deep Sea Research* 47: 2073-2.

2.2

Almacenes de carbono en diferentes tipos ecológicos de manglares en un escenario cárstico

Caamal-Sosa Juan P.¹, Zaldívar Arturo¹, Adame -Vivanco Fernanda¹, Teutli Claudia¹, Andueza María T.¹, Pérez Rósela¹, Herrera-Silveira Jorge A.¹

¹CINVESTAV-IPN. Unidad Mérida, Km 6 Antigua Carretera a Progreso, Mérida, Yucatán. Autor para correspondencia: jpcaamal@mda.cinvestav.mx

Resumen

Ante el cambio climático global, la captura de carbono es una de las acciones en las que se han hecho énfasis para reducir la concentración del CO₂, un gas de efecto invernadero causante del calentamiento global. El ecosistema de los manglares ha sido estimado como uno de los mayores almacenes de carbono; sin embargo, las características hidrológicas, geomorfológicas y de sedimentos, determinan diferentes tipos ecológicos de manglares caracterizados por diferencias en su composición de especies, densidad, área basal y altura, por lo que presentan diferencias en su productividad y crecimiento entre otras variables. De acuerdo a lo anterior se plantea el problema de conocer si los distintos tipos ecológicos de manglar presentes en la laguna de Celestún presentan diferencias respecto a los distintos almacenes de carbono (árboles, hojarasca, mantillo, sedimentos, etc.), y así conocer cuál sería su contribución en la adaptación y mitigación de estos ecosistemas al cambio climático. Con este estudio se pretende contribuir a entender los factores que determinan el secuestro de carbono en los manglares y coadyuvar a las acciones de conservación y restauración de estos ecosistemas. Los resultados indican que en los manglares de Celestún se almacenan grandes cantidades de carbono que representan su capacidad de secuestro de la atmósfera, siendo el manglar de Peten el que mayor contribución tiene (1,041 Mg C ha⁻¹).

Palabras claves: Celestún, Peten, calentamiento global, gas invernadero.

Introducción

El carbono es uno de los elementos esenciales para la vida de los organismos de la tierra. Este elemento se mueve a través del ciclo del carbono. Entender este ciclo es crítico para predecir el futuro del clima de la tierra, debido a que es el principal factor que controla las pautas mundiales de la vegetación, su estructura, la productividad, y la mezcla de especies animales y vegetales.

El conocimiento sobre contenido de carbono (C), puede contribuir a las estimaciones recientes y futuras de la captura de este elemento por los ecosistemas tropicales. El carbono del suelo se controla primeramente mediante dos procesos: producción primaria (ingreso) y descomposición (egreso). Las mediciones del almacenamiento de C en un ecosistema por sí solas revelan poco acerca de cómo el C ha cambiado en el pasado o como cambiará en el futuro. El efecto del clima y/o el uso de la tierra pueden predecirse solamente a través del uso de modelos dinámicos precisos. La modelación se ha empleado como una metodología efectiva para analizar y predecir el efecto de las prácticas de manejo de la tierra sobre los niveles de C del suelo (UNEP, 2009).

Los manglares son uno de los ecosistemas con mayor capacidad en la captura de C para reducir los efectos que inducen la ruptura de la capa atmosférica de ozono y el efecto invernadero sobre el planeta (Moreno *et al.*, 2002). Si se considera la alta concentración de C almacenado en los suelos que se han acumulado durante milenios, el stock que representa puede rivalizar sin problemas con los ecosistemas terrestres. La cantidad de carbono almacenado en forma de biomasa y metano es importante sobre todo si se considera que cuando los suelos de estos bosques son drenados o expuestos a condiciones aeróbicas, pueden llegar a oxidarse y en el proceso liberar grandes cantidades de carbono en la atmósfera (Mitch y Gosselink, 2000; Moreno *et al.*, 2002).

Sin embargo, los procesos que ocurren en los manglares como la producción primaria, sedimentación, dinámica de hojarasca y de nutrientes varían entre los diferentes escenarios ambientales dependiendo sobre todo de su localización a lo largo de un gradiente de salinidad del cuerpo de agua hacia tierra adentro, estos escenarios ambientales están determinados por el transporte de sedimentos, la topografía, los procesos geofísicos y clima de la región (Chen y Twilley, 1999).

El objetivo de este estudio fue determinar el carbono almacenado en los compartimentos de diferentes tipos ecológicos (Franja, Cuenca, Chaparro, Peten) de manglares en la laguna de Celestún, y contribuir al conocimiento de estos ecosistemas y el papel que pueden tener en las estrategias de adaptación y mitigación al cambio climático, además cómo un elemento más para justificar las acciones de conservación y restauración de estos ecosistemas.

Materiales y métodos

El estudio se realizó en parcelas permanentes en la reserva de Celestún localizada en la parte noroeste de Yucatán. Se hicieron mediciones de diámetro y altura de árboles para poder estimar la biomasa con ecuaciones alométricas para cada tipo de manglar y convertir a carbono.

Para raíces se colectaron 4 núcleos en cada parcela para determinar la biomasa de raíces, así mismo se colectaron núcleos de sedimento para determinar la densidad, la concentración de carbono orgánico e inorgánico y se comprobó la profundidad de capa orgánica de cada parcela.

Para la necromasa se colectó muestras de hojas, tallos (< 0.6 diámetro) y miscela en dos tiempo de descomposición (T1= un mes de caída y T2= mayor de un mes) utilizando marcos de 50x50cm para determinar la biomasa por unidad de área. La determinación de C

en las muestras de, suelos, y necromasa se llevó a cabo usando un autoanalizador elemental (Flash EA 1112, UK).

Resultados y discusión

Se identificaron las características de estructura de cada tipo de manglar observándose mayor área basal en el manglar tipo Franja dominado por *Laguncularia racemosa*, ($23.8 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) siendo menor en el manglar tipo Chaparro ($9.14 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$), el cual presentó además mayor densidad de árboles ($15,600 \text{ árboles ha}^{-1}$). El sitio con árboles más grandes en área basal y altura (12.9 m) fue el manglar tipo Peten (Cuadro 1).

Cuadro 1. Características de estructura de los manglares de Celestún. Valores promedio

Tipo	Área Basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$)	Densidad (árboles ha^{-1})	Altura promedio (m)	Numero de especies
Petén	19.3	1825	12.9	2
Chaparro	9.14	15600	2	1
Cuenca	23.5	1367	7.6	3
Franja Boca	30.7	1700	6.0	3
Franja Media	23.8	1583	7.3	3
Franja interna	41.6	1183	11.5	3

Para estimar la biomasa aérea se usaron las ecuaciones de Smith *et al.* (1987) para cada especie, con un diámetro de 0-20 cm y para árboles mayores a 20 se usó la ecuación común de Chave *et al.*, 2005.

Para el manglar Chaparro se utilizó la ecuación de Coronado-Molina *et al.* (2004). El carbono almacenado en árboles (Figuras 1a y 2a) es mayor en el manglar tipo Peten ($253.5 \pm 21.4 \text{ Mg C ha}^{-1}$) seguido del manglar de Franja ($102.3 \pm 17.9 \text{ Mg C ha}^{-1}$) y la menor concentración se registró en el manglar Chaparro ($10.1 \pm 0.7 \text{ Mg C ha}^{-1}$); siendo menores a los que presenta Donato *et al.* (2011) de 159 a 435 Mg C ha^{-1} , pero ambas estimaciones son mayores a los que presento Bouillon *et al.* (2008) en su revisión global con $79.9 \text{ Mg C ha}^{-1}$. Estos resultados resaltan la importancia de los manglares al ser comparables con los árboles de bosques terrestres que presento Ordóñez *et al.* (2008) con estimaciones de 100 a $134.5 \text{ Mg C ha}^{-1}$.

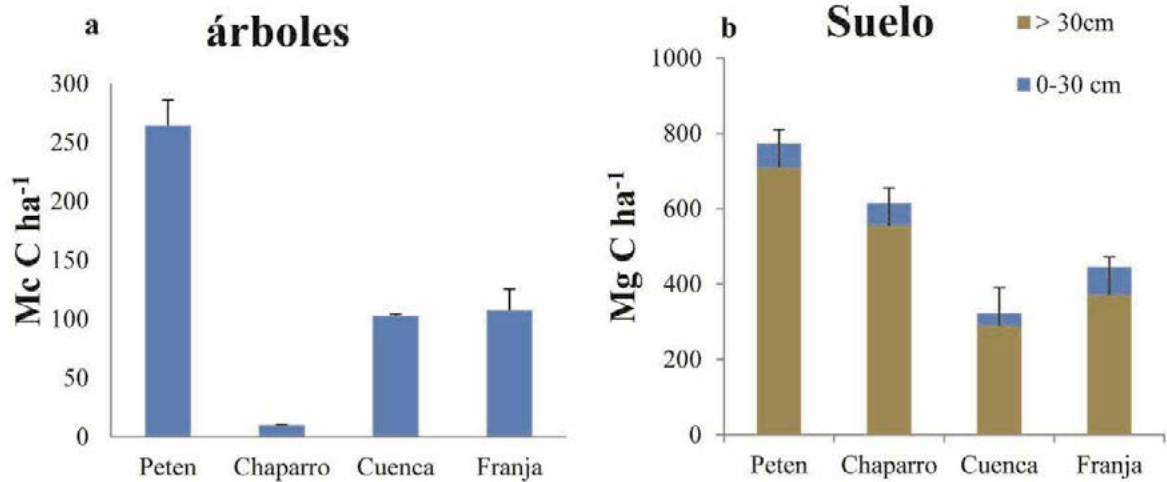


Figura 1. Mg de Carbono por ha^{-1} en a) árboles y b) Suelo, de los tipos de manglar de la laguna de Celestún.

En relación al C contenido en el suelo (Figuras 1b y 2b), se observa que hay una mayor concentración en el manglar tipo Peten ($773.2 \pm 195 \text{ Mg C ha}^{-1}$), seguido del manglar tipo Chaparro ($555 \pm 11.42 \text{ Mg C ha}^{-1}$) y menor el manglar de Cuenca ($323 \pm 145 \text{ Mg C ha}^{-1}$). La profundidad del sedimento orgánico varió de 2.55 a 3.30 m en el Peten y de 1.87 a 2.30 m en el manglar tipo cuenca respectivamente (Figura 3).

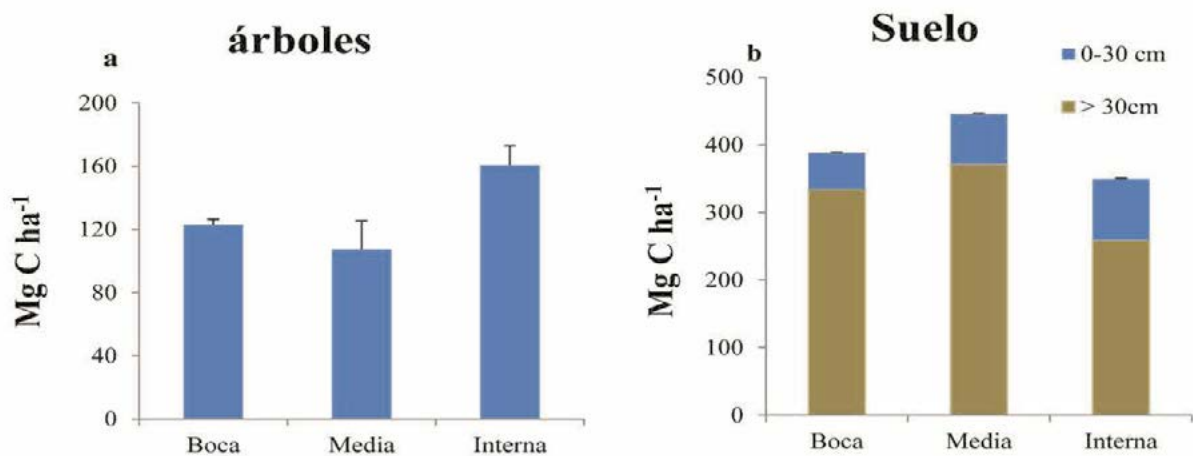


Figura 2. Mg de Carbono por ha^{-1} en a) árboles, b) Suelo, de los tipos de manglar de la laguna de Celestún.

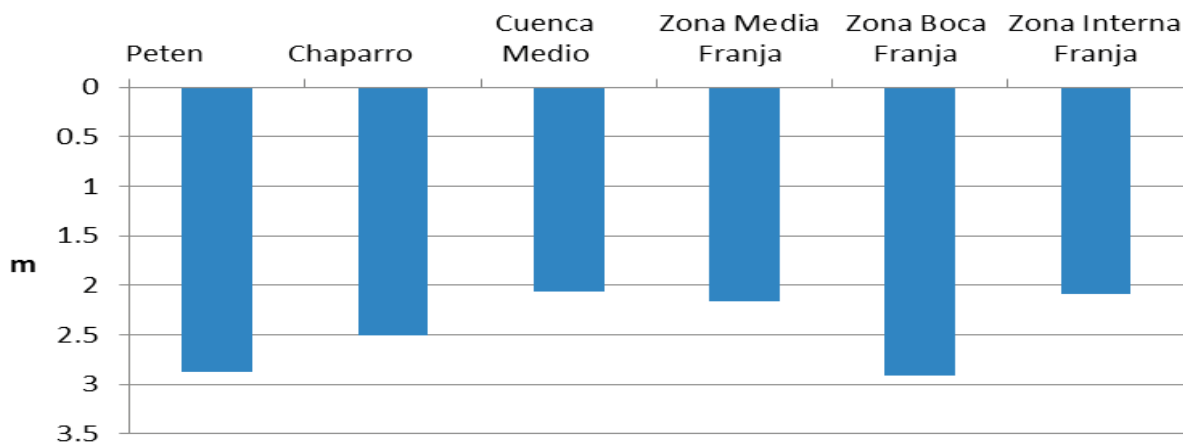


Figura 3. Profundidad promedio en cada tipo de manglar en los sitios de estudio de la Laguna de Celestún.

Respecto a la necromasa se observa que en el Peten hay mayor concentración de C de este componente ($3.39 \pm 0.42 \text{ Mg C ha}^{-1}$), disminuyendo hacia la franja (1.54 a $2.25 \text{ Mg C ha}^{-1}$).

En el T1 (Figuras 4a y 4b), la necromasa fue mayor en el manglar de Franja y de Cuenca (0.67 y $0.65 \text{ Mg C ha}^{-1}$).

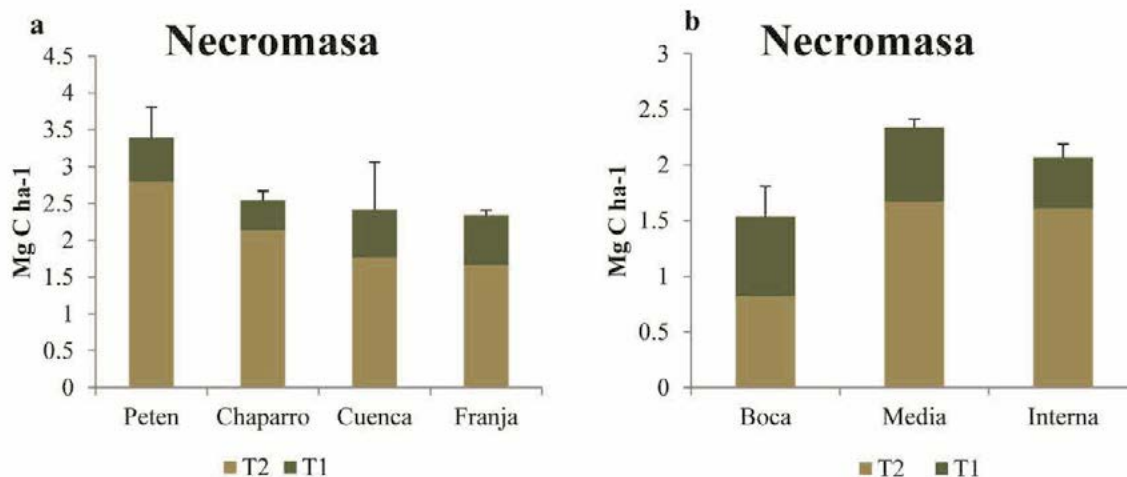


Figura 4. Mg de Carbono por ha^{-1} en Necromasa, en el gradiente a) de la Laguna hacia tierra dentro y b) en el gradiente de la Laguna.

En T2 (Figuras 4a y 4b) se presentó mayor concentración en el manglar de Peten ($2.8 \pm 0.39 \text{ Mg C ha}^{-1}$) disminuyendo hacia la franja (0.82 a $1.67 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Se observa un comportamiento diferente entre los dos tiempos de descomposición. Estas diferencias (que aunque no son estadísticamente significativas) se podrían deber a que en el manglar de franja presenta mayor interacción con el viento y marea que favorece la caída de hojas y la

exportación de este material hacia la laguna mientras que tierra dentro ambos factores son menos intensos permitiendo que el material permanezca en el sitio y por consiguiente al descomponerse entre a formar parte del suelo (Chen *et al.*, 1992). La medición de este componente es importante para las estimaciones de flujo de carbono que aporta la hojarasca al sedimento, ya que la tasa de descomposición influye directamente en la acumulación de materia orgánica (Mitch and Gosselink, 2007).

De acuerdo a lo anterior se puede observar que en el manglar de tipo Peten hay mayor concentración de C ($1,041 \text{ Mg C ha}^{-1}$), seguido por el Chaparro (626 Mg C ha^{-1}) y menor en el manglar de Cuenca (428 Mg C ha^{-1}). Los valores obtenidos en este estudio son comparables reportados por Donato *et al.*, (2011) en la región indo pacífico ($990- 1,074 \text{ Mg C ha}^{-1}$). De acuerdo a la revisión de la literatura, este es de los primeros estudios que cuantifican los diferentes compartimentos de almacén de C para diferentes tipos ecológicos de manglares.

Conclusiones

Para el estudio de manglares surge la necesidad de crear ecuaciones alométricas confiables y de un amplio rango de medidas, debido a que los manglares presentan una relación directa con la latitud en la que se encuentra y las características del escenario ambiental en el que se desarrollan.

Los resultados aquí presentados demuestran la importancia de los manglares como almacenadores de carbono y la contribución que pueden tener en el secuestro de carbono en áreas de restauración que fueron degradadas por cambio de uso de suelo.

El manglar tipo Chaparro, aunque no presenta la mayor concentración de almacén de C en el componente aéreo, si representa un importante almacén de C en el suelo, además de que sus áreas en el paisaje de manglar son de los mayores tanto en el sitio de estudio, como en otras localidades de la Península de Yucatán.

Referencias bibliográficas

- Bouillon, S., A.V. Borges, E. Castañeda-Moya, K. Diele, T. Dittmar, N. C. Duke, E. Kristensen, S. Y. Lee, C. Marchand, J.J Middelburg, V.H. Rivera-Monroy, T. J. Smith III, and R. R. Twilley. 2008. Mangrove production and carbon sinks: a revision of global budget estimates. *Global Biogeochemical Cycles* 22 (GB2013) doi:10.1029/2007GB003052.
- Chave, J., C. Andalo, S. Brown, M.A. Cairns, J.Q. Chambers, D. Eamus, H. Fölster, F. Fromard, N. Higuchi, T. Kira, J.-P. Lescure, B.W. Nelson, H. Ogawa, H. Puig, B. Riéra, and T. Yamakura, 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145 (1): 87-99.
- Chen, R., and R. R. Twilley. 1999. Patterns of mangrove forest structure associated with soil nutrient dynamics along the Shark River estuary. *Estuaries* 22 (4):1027-1042.
- Coronado-Molina, C., J. W. Day Jr., E. Reyes, and B. C. Pérez. 2004. Standing crop and aboveground biomass partitioning of a dwarf mangrove forest in Taylor River Slough, Florida. *Wetland Ecology and Management* 12 (3):157-164.



- Day Jr. J. W., W. H. Conner, F. Ley-Lou, R. H. Day, and A. Machado. 1987. The productivity and composition of mangrove forests, Laguna de Terminos, México. *Aquatic Botany* 27 (3): 267-284.
- Donato D. C., J. B. Kauffman, D. Mudiyarso, S. Kurnianto, M. Stidham, and M. Kanninen. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*. 4: 293-297.
- Mitsch, W. J., and G. Gosselink J. 2000. *Wetlands*. Van Nostrand Reinhold. New York. 699 p
- Mitsch, W. J., and G. Gosselink J. 2007. *Wetlands*. 4th Ed. Van Nostrand Reinhold. New York. 582 p.
- Moreno E., A. Guerrero, M. C. Gutiérrez, C. A. Ortiz, y D. J. Palma. 2002. Los Manglares de Tabasco, una reserva natural de Carbono. *Madera y Bosques*. 8 (1): 115-128.
- Ordóñez J. A. B., B. H. J. de Jong, F. García-Oliva, F. L. Aviña, J. V. Pérez, G. Guerrero, R. Martínez, and O. Masera. 2008. Carbon content in vegetation, litter, and soil under 10 different land-use and land-cover classes in the Central Highlands of Michoacán, Mexico. *Forest Ecology and Management* 255 (7): 2074–2084.
- Twilley, R. R., R. H. Chen, and T. Hargis. 1992. Carbon sinks in mangrove forests and their implications to the carbon budget of tropical coastal ecosystems, *Water Air Soil Pollution*. 64 (1-2): 265–288.
- UNEP-FAO and IOC-UNESCO. 2009. *Blue Carbon. The role of healthy oceans in binding carbon*. In: C. Nellemann, E. Corcoran, C. Duarte, L. Valdes, C. de Young, L. Fonseca, and G. Grimsditch. (Eds.). Birkeland Trykkeri AS. Norway. 80 p.

2.3

Estudios de la biogeoquímica marina durante la combinación de eventos interanuales y decadales en la región norte de las costas de Baja California

Cervantes-Díaz Gabriela Y.¹, Hernández-Ayón José M.², Camacho-Ibar Víctor², Durazo-Arvizu R.², Linacre-Rojas L.³, Delgadillo-Hinojosa Francisco², Siqueiros-Valencia Arturo².
Lara-Lara R.³

¹Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California, Apartado postal 453, Ensenada, CP 22800, Baja California, México. Autor para correspondencia: gabita23@gmail.com

²Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Apartado postal 453, Ensenada, CP 22800, Baja California, México.

³CICESE, Apartado postal 2732, Ensenada, Baja California, México

Resumen

Se ha descrito que la biogeoquímica del carbono en el océano tiene variaciones no solo estacionales, sino también interanuales asociadas principalmente a eventos como El Niño (EN) y La Niña (LN). Este tipo de eventos pueden generar forzamientos de carácter regional en las variables físicas, químicas y biológicas en el Pacífico nororiental, incluyendo el sistema de la corriente de California. En este trabajo se estudió la dinámica del carbono inorgánico disuelto (CID) asociado a los ciclos estacionales de surgencia, variación estacional e interanual con el fin de identificar los procesos más importantes que afectan su distribución en la columna de agua. Para dicho propósito, se iniciaron muestreos en un sitio de monitoreo costero en octubre del 2006 en la estación Ensenada. Dicho sitio se localiza a 3km de la costa de la Península de Baja California (BC), México y a 8km de la estación 100.30 del programa IMECOCAL (Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California). Para ello, se realizaron cruceros bimensuales y en algunos casos cuatrimestrales de las variables de alcalinidad total, pH, oxígeno disuelto, CID, nutrientes, temperatura y salinidad. Los resultados mostraron además de una clara variabilidad estacional con pulsos de carbono en primavera verano, la presencia de condiciones interanuales: 1) la primera asociada a la presencia de un mayor volumen de agua subártica en el 2006, 2) posteriormente en el 2007, el inicio de un periodo anómalo asociado con la transición a una condición LN, la cual se presentó de manera más intensa en el 2008, 3) seguido por la en presencia de EN a finales del 2009 con características de un EN débil y 4) finalmente la condición LN detectándose a finales del 2010 y principios del 2011. Los monitoreos de las aguas costeras, no sólo permite contribuir con una base de datos más completa, sino que, permitirá ser utilizada para el desarrollo de modelos biogeoquímicos.



Palabras clave: subsaturación, eventos interanuales y decadales, variaciones del pH, CID, nutrientes.

Introducción

Estudios recientes hidrográficos y de modelación han confirmado que la absorción de CO₂ antropogénico en los océanos (127±18 millones de toneladas métricas) se ha traducido en una disminución del pH del agua de mar, en alrededor de 0.1 desde el inicio de la revolución industrial (Feely *et al.*, 2008). Este fenómeno, que comúnmente se llama la acidificación del océano, podría afectar a algunos de los procesos biológicos y geoquímicos fundamentales en el mar en las próximas décadas, lo cual podría alterar la estructura fundamentalmente de los ecosistemas pelágicos y bentónicos (Kleypas *et al.*, 2006).

En este contexto, los océanos juegan un rol importante en los ciclos biogeoquímicos, los cuales están controlados principalmente por procesos físicos. Adicionalmente, se ha descrito que la biogeoquímica del carbono y nitrógeno en el océano, tiene variaciones no solo estacionales sino también interanuales como El Niño (EN) y La Niña (LN). Estos eventos se originan en el Pacífico tropical, con eventos inusuales de calentamiento (EN) y enfriamiento (LN), que se repiten aproximadamente cada 3-7 años. Se considera que esta serie de eventos fríos y cálidos podrían generar cambios en los procesos biogeoquímicos modificando de manera importante el ciclo del carbono, donde al presentarse un evento cálido (EN) este podría formar un tapón en la columna de agua provocando el hundiendo de la nutriclina y termoclina, provocando un equilibrio del CO₂ entre el océano y la atmósfera debido a la poca productividad primaria. Caso contrario ocurre durante (LN), durante el cual la nutriclina es más somera lo cual provoca florecimientos microalgales, pero adicionalmente se detectan aguas ricas en carbono inorgánico disuelto (CID) muy cerca de la superficie lo cual produciría un flujo de CO₂ hacia la atmósfera.

Particularmente, se han detectado eventos como EN/LN caracterizados por presentar periodos cálidos, fríos y/o salinos a lo largo de la costa de Baja California (BC), los cuales están modulados por fluctuaciones de largo periodo en los patrones de viento los cuales han sido descritos por Durazo (2009) durante los primeros 13 años de estudio, encontrando cinco eventos de variabilidad interanual suscitados en la región IMECOCAL: 1) EN 97-98 y 2003, 2) LN 99-2000, 3) el agua subártica (ASA) 2002-2006, y finalmente dos periodos alternos 4) de EN-LN 2007-2008 y 5) 2009-2010.

Al respecto, también se han reportado efectos en el ecosistema pelágico para la región sur del SCC, en respuesta a las fluctuaciones de gran escala de los forzamientos atmosféricos (Gaxiola *et al.*, 2008). Estos efectos se han evidenciado en los cambios de las especies que componen la comunidad del zooplancton (Lavaniegos *et al.*, 2002). Adicionalmente, los sistemas de surgencias costeros a lo largo de la costa oeste de América del Norte, también están fuertemente influenciadas por EN y LN y se desconoce los efectos que puedan causar estos fenómenos sobre la dinámica del enriquecimiento de nutrientes y CO₂ desde el océano hacia los ecosistemas costeros someros CO₂.

Particularmente para la región de Baja California, los estudios relacionados con las variables del sistema de CO₂, son los generados por Juárez-Colunga (2010) y Feely *et al.*, (2008), siendo este último la base oceanográfica en relación a la presencia de aguas

corrosivas en la plataforma continental, con valores $\Omega_{aragonita} < 1$. Adicional a estos estudios se encuentra el realizado por Cervantes (2010), llevado a cabo en la estación Ensenada donde también se cuenta con una boya que realiza mediciones de la presión parcial de CO_2 entre el océano y la atmósfera, cada 3 horas. En la EE se encontró un efecto sobre las variables del sistema del CO_2 bajo dos condiciones oceanográficas particulares: 1) la primera se asoció a la presencia de un mayor volumen de ASA durante el 2006, en la cual reportó valores de $\text{pH} \sim 7.75$, $\text{CID} \sim 2175 \mu\text{mol kg}^{-1}$ y $\text{pCO}_2 \sim 840 \mu\text{atm}$ ($\sim 80\text{m}$), mientras que el oxígeno disuelto (OD) se detectó a una profundidad de $\sim 70\text{m}$ con valores de $\sim 120 \mu\text{M}$ y finalmente la presencia de aguas subsaturadas en omega de aragonita ($\Omega_{arag} < 1$) (90m), 2), posteriormente en el 2007 se detectó una combinación con una serie de anomalías positivas en los eventos de surgencias, siendo estas más intensas que en el 2006 lo que favoreció un ascenso de aguas enriquecidas en CID ($\sim 2175 \mu\text{mol kg}^{-1}$) hacia las capas superficiales con valores de pCO_2 más altos ($\sim 940 \mu\text{atm}$), con bajo pH (~ 7.7), aguas subsaturadas en CaCO_3 ($\Omega_{arag} < 1$) y bajas concentraciones de oxígeno ($\sim 120 \mu\text{M}$) cerca de la plataforma ($\sim 30\text{m}$).

Área de Estudio

La zona norte de la región IMECOCAL frente a las costas de Baja California, México, se localiza al norte de Punta Eugenia, 28°N y hasta 31°N (Figura 1), está caracterizada por la influencia de agua del Subártico y por presentar en la línea de costa un clima seco y árido, con pocos aportes de agua dulce la época de lluvias durante el invierno (Durazo, 2009). En el límite norteño de la zona antes descrita y en dirección a la línea 100, se encuentra ubicada la estación de monitoreo Ensenada (EE), en las coordenadas $31^\circ 40.105' \text{N} - 116^\circ 41.596' \text{W}$ (Cervantes, 2010). Tanto la zona norte de la región IMECOCAL como la estación de monitoreo Ensenada, están influenciadas por el SCC y se ha descrito que la región costera frente a las costas de BC presenta un ciclo estacional y/o temporal que está asociado a cambios climáticos estacionales (Linacre *et al.*, 2010).

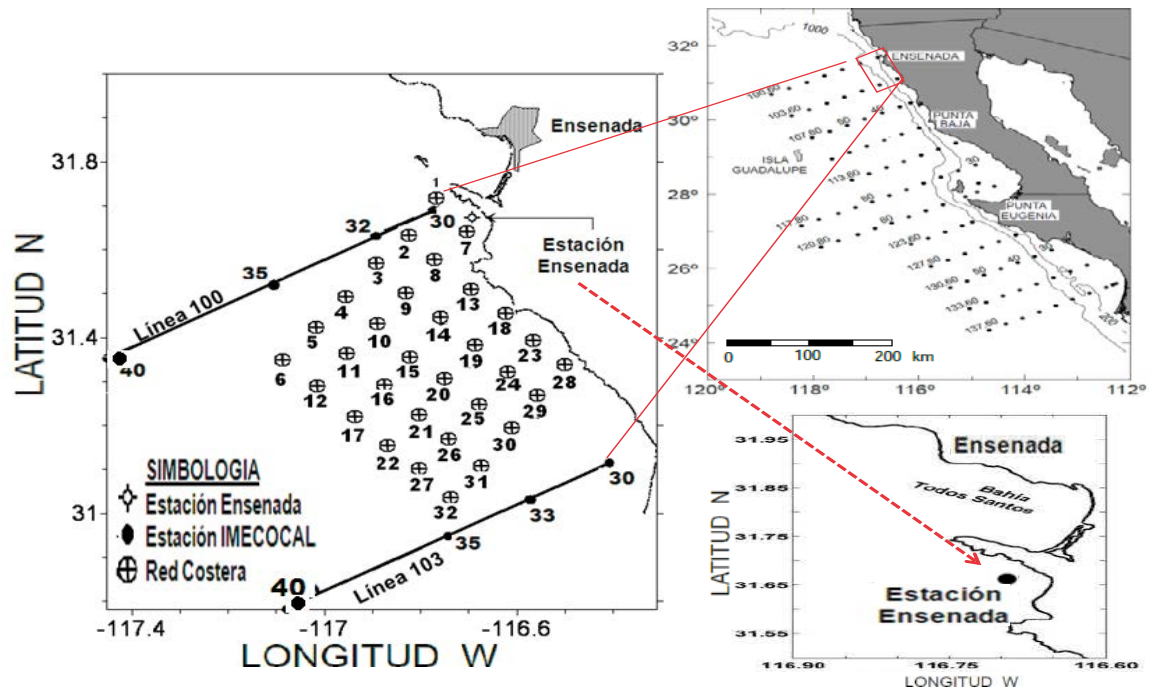


Figura 1.- Localización de la estación Ensenada frente a la costa norte de Baja California, también se muestra la malla de muestreo correspondiente a la Red Costera que forma parte del programa IMECOCAL (el rectángulo muestra el área de muestreo de la Red Costera dentro de la malla de muestreo de la red IMECOCAL, los círculos representan las estaciones donde se colectan muestras discretas).

Hipótesis

La combinación de eventos interanuales con decadales modificarán la química del agua en la zona costera de manera distinta. En base a lo anterior, se podrían presentar diferentes escenarios de biogeoquímica de la columna de agua: 1) condiciones en los que se esperan cambios máximos con PDO negativo y LN ó PDO positivo y EN; 2) condiciones intermedias como PDO negativo y EN ó PDO positivo y LN. Lo anterior influirá en la variación estacional y espacial de la profundidad de subsaturación de Ω aragonita y calcita.

Objetivo

Estudiar la variación temporal de las variables del CO_2 en la región norte frente a la Península de Baja California específicamente en la estación Ensenada (EE) durante el periodo del 2007-2012. Adicionalmente, se estudiara la variación estacional y espacial en una Red Costera (RC) aledaña a la EE durante el 2011-2012. Planteando además los siguientes objetivos específicos:

- Analizar la distribución espacial y temporal de las variables hidrológicas de los transectos verticales de la línea 100 de la red IMECOCAL, para los años

- en los que se detectaron eventos interanuales en la serie de tiempo de la EE entre el 2007 y el 2012
- Analizar la serie de tiempo de cada tres horas de los datos superficiales de temperatura, salinidad y $p\text{CO}_2$ derivados de la boya entre el 2008 y 2012. Además, se estimaran las variables pH *in situ*, CID y Ω de aragonita calculados a partir de mediciones de $p\text{CO}_2$ y un valor promedio de alcalinidad total (AT).
 - Identificar la variación estacional de masas de agua en la EE mediante el análisis de diagramas T-S y T-S-CID en los muestreos realizados durante el 2007 al 2012.
 - Analizar la variación temporal y espacial de la profundidad de subsaturación del Ω *aragonita*, Ω *calcita*, los nutrientes y el oxígeno disuelto en la EE y una RC.

Material y métodos

Se realizó un análisis de las variables físicas y químicas en la columna de agua a siete profundidades en la estación de monitoreo Ensenada ubicada cerca de la Bahía Todos Santos (Figura 1). En la EE se analizaron las variables del sistema del CO_2 : pH por potenciometría, alcalinidad total (AT) por titulación potenciométrica, carbono inorgánico disuelto (CID) por coulometría (UIC, 4014), nutrientes (NO_3 , NO_2 , NH_4 , SiO_4 y PO_4) por medio de un auto analizador SKALAR, oxígeno disuelto (OD) por microwinkler, Clorofilas, Salinidad y Temperatura mediante un CTD SB19. Adicionalmente, se analizó los datos de la región norte (línea 100) del programa IMECOCAL correspondientes a los cruceros oceanográficos realizados en los períodos del 2007-2011. En la EE se realizan muestreos bimensuales/trimestrales incrementando de esta forma la base de datos iniciada a finales del 2006. Además, se realizó muestreos estacionales en una red costera (RC) que se localiza entre el cuadrante de las líneas 100.40-100.30 y 103.40-103.30 correspondientes a la zona norte de la red IMECOCAL, esta red consta de un total de 32 estaciones, de las cuales se toman las variables hidrológicas. Adicionalmente, se colectaron las variables del sistema del CO_2 y OD solo en 16 estaciones (Figura 1). En la Red Costera se realizan cuatro muestreos estacionales durante el 2011 y 2012.

Con las mediciones obtenidas de CID y AT, junto con fosfatos y silicatos, se estimó la $p\text{CO}_2$, pH *in situ* y omega de saturación de aragonita (Ω *arag*) y calcita (Ω *cal*), utilizando el programa CO_2 Sys.xls. Para el análisis y visualización, los datos se graficaron con ayuda de los programas Ocean Data View (ODV) y Sigma Plot.

Resultados y discusión

Durante el periodo de muestreo se detectó la señal final del periodo de baja salinidad asociado al ASA (2006), con un incremento de la temperatura y disminución en la salinidad, para el 2007 se presentó una serie de anomalías en salinidad acompañadas con bajas temperaturas. En el 2008 se detectó el evento de La Niña (LN) con aguas más frías y

salinas, algo similar se observó para el 2010, este evento del 2008 se vio asociado también con una serie de anomalías positivas en surgencias lo que provocó que fueran más notorios estos efectos en temperatura y salinidad (Figura 3). Finalmente el 2009 se observó El Niño (EN), con un aumento de la temperatura y baja salinidad, datos de diagramas T-S muestran que estas condiciones están asociadas al ASA (no mostrados).

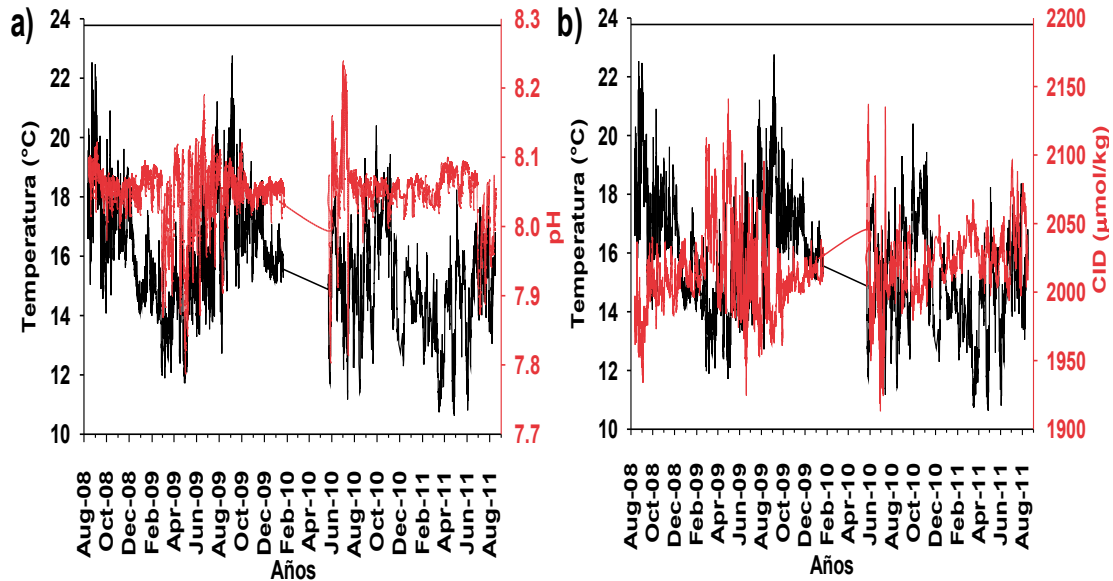


Figura 2. Serie de tiempo en la estación Ensenada (a) pH vs temperatura y (b) CID vs temperatura, durante agosto del 2008 a agosto del 2011.

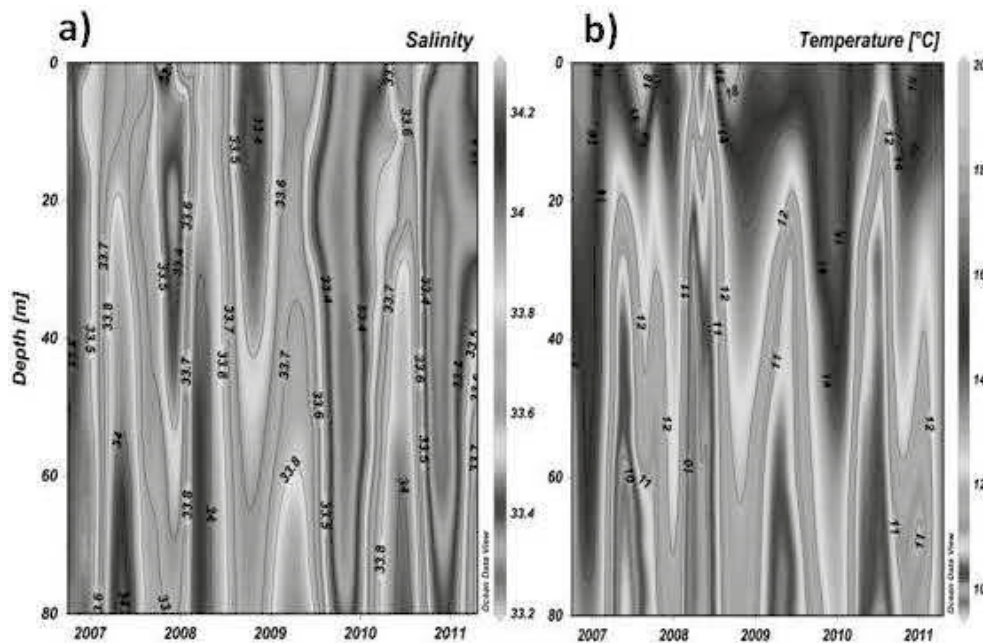


Figura 2. Series de tiempo en la estación Ensenada de (a) salinidad y (b) temperatura (°C) correspondientes al periodo de octubre del 2006 a junio de 2011.

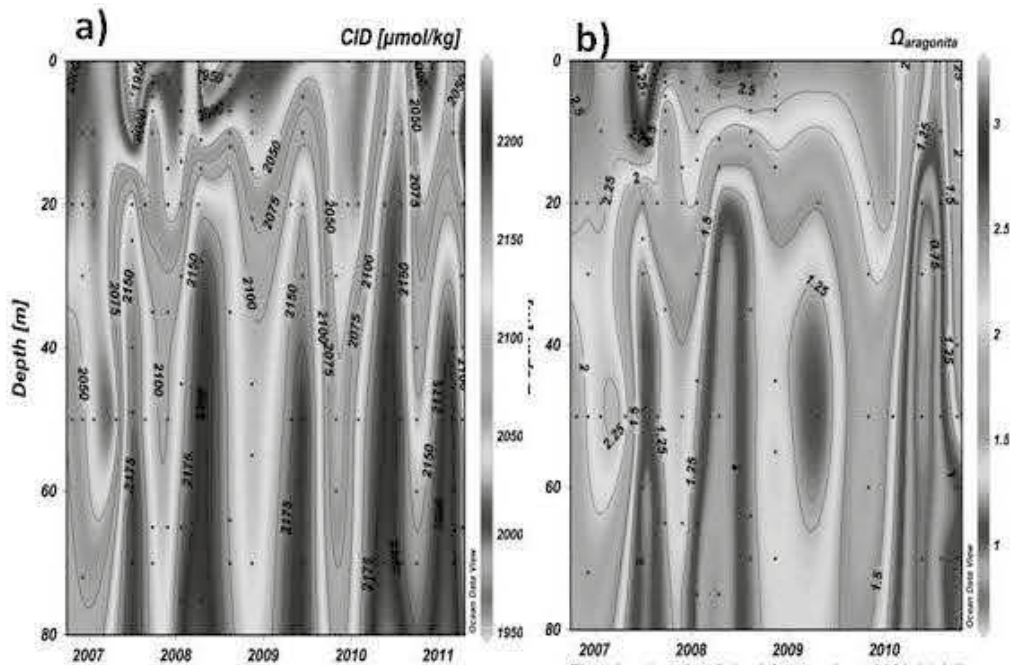


Figura 3. Series de tiempo en la estación Ensenada de (a) carbono inorgánico disuelto ($\mu\text{mol kg}^{-1}$), durante el periodo de octubre del 2006 a abril del 2011 (b) Ω Aragonita en el periodo de octubre del 2006 a junio de 2010.

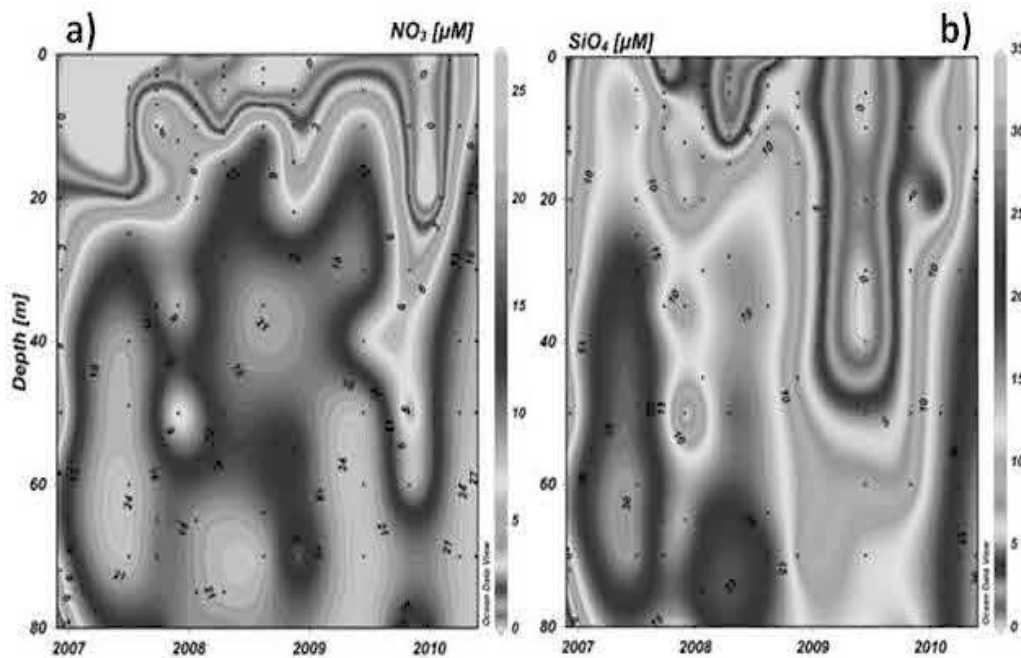


Figura 4.- Series de tiempo en la estación ensenada de (a) nitratos (μM) y (b) silicatos correspondientes al periodo de octubre del 2006 a mayo del 2010.

Por otro lado, la química de la columna de agua respondió a estos eventos tanto interanuales como estacionales. Donde se encontró un enriquecimiento a lo largo de la columna en nutrientes y CID hacia la zona eufótica durante el 2008, 2010 y 2011, además, con una columna agua baja en concentraciones de carbonatos ($\Omega_{ara} < 1$; ~ 40m) (Figuras 4 y 5). En contraste con lo observado para finales del 2009, donde se presentó una disminución del CID, nutrientes a lo largo de la columna y con un incremento en el estado de saturación de aragonita ($\Omega_{ara} > 1$), esto asociado a El Niño y/o al ASA (Figuras 4 y 5).

Estas anomalías observadas coinciden con lo reportado por Gaxiola-Castro *et al.* (2008) y Durazo (2009) quienes mencionan la presencia anómala de volúmenes mayores de ASA a lo largo de las costas de California durante el 2006. Para el 2007 y 2008 los datos mostraron la presencia del efecto de LN en los meses de enero a mayo. Este patrón fue reflejado principalmente en la temperatura, salinidad y sigma-t en la capa superficial (0-50 m) durante el período del 2008 (Figura 3).

Linacre *et al.* (2010) reportaron hasta inicios del verano del 2008, la presencia de anomalías negativas de temperatura de alrededor -1.2°C , anomalías positivas de salinidad de > 0.2 para la estación Ensenada y del índice de surgencias mayores a los reportados para el 2007, esto favoreció al ascenso de aguas enriquecidas en CID y nutrientes hacia la superficie, pero subsaturada en CaCO_3 ($\Omega_{ara} < 1$) (Figuras 4 y 5). Finalmente, para el periodo del 2009-2010, se reportó para la región sur de IMECOCAL un aumento en las anomalías de salinidad (~ 0.5 que se generaron cerca de la costa en octubre del 2009). Estas anomalías de salinidad se desarrollaron principalmente entre los periodos de abril a octubre del 2009, las cuales posteriormente cambiaron hacia anomalías negativas en abril del 2010 ($\Delta S \sim -0.1$ a -0.5).) (Figuras 2, 3 y 4). Eso cambios se dieron principalmente a la presencia de estructuras complejas de remolinos en toda la región IMECOCAL en octubre de 2009, que incluyen como características fuertes anomalías de salinidad cerca de la costa, producto de un mayor transporte de agua más salina desde el sur de la región IMECOCAL (Bjorkstedt *et al.*, 2010). Estos flujos difieren de los patrones de circulación observados durante EN de 1997-1998, durante el cual las aguas de características tropicales y subtropicales se detectaron cerca de la costa, hacia el norte de Punta Eugenia con dirección hacia el polo (Durazo y Baumgartner, 2002). En contraste, con los patrones de circulación geostrofica detectados en abril de 2009 y abril de 2010 los cuales fueron dominados por los flujos de meandros con dirección hacia el ecuador (Bjorkstedt *et al.*, 2010). Estas condiciones oceanográficas reportadas para la región no solo se desarrollaron bajo la influencia de condiciones interanuales, sino que también de manera simultánea durante eventos de enfriamiento o calentamiento del mar relacionados con la oscilación decadal del Pacífico descrita en inglés como PDO, el cual pueden haber favorecido aún más el transporte agua profunda hacia la superficie.

Por otro lado, los datos superficiales nos muestran principalmente el efecto de la variación estacional, donde en periodos de surgencia el pH, CID y la temperatura llegan a valores de ~ 7.8 , $2140 \mu\text{mol kg}^{-1}$ y 11.8°C , mientras que en periodos de no surgencia hay una disminución superficial de CID ($\sim 1930 \mu\text{mol/Kg.}$) pero con pH en equilibrio (~ 8.05) (Figura 2).

Se observó la presencia de eventos relacionados con La Niña durante los periodos 2008, 2010 y principios del 2011, con características de aguas más frías. En contraste con el 2009,

donde se detectó la presencia de un EN débil, con una disminución en la salinidad y aumento en la temperatura. Finalmente durante el 2006 se observó aguas anómalamente menos salinas en la estación Ensenada (EE) como lo reporta Durazo (2009) para toda la región IMECOCAL. Es importante resalta que en la EE se detectó solamente ASA mediante diagramas T-S (no mostrados), sin embargo la combinación de LN y eventos de surgencia enriquecieron la columna de agua con altas concentraciones de nutrientes, CID y bajas concentraciones de pH, oxígeno (no mostrados) y aguas subsaturadas en Ω *arag* para el 2008, 2010 y 2011, mientras que en el 2009 hubo una disminución en las concentraciones de nutrientes y CID.

En general se observó que durante el periodo de La Niña (08, 10 y 11) el océano presento altas concentraciones de CID y nutrientes cerca de la superficie. Además, se observó que el NO₃ fue el nutriente limitante para todos los muestreos, sin embargo el SiO₄ fue el limitante para el 2009.

Referencias bibliográficas

- Bjorkstedt, E. P., G. Gaxiola-Castro, Y. Xue, R. Goericke, F. Chávez, J. T. Pennington, W.J. Sydeman, S. Thompson, J. A. Santora, et al. 2010. State of the California Current 2009-2010: Regional variation persists through transition from La Niña to El Niño. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations* 51: 39-69.
- Cervantes-Díaz, G. Y. 2010. Dinámica de la química del carbono durante eventos estacionales e interanuales en un observatorio de monitoreo costero en las costas de Baja California. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Marinas, UABC. 66 p.
- Durazo, R., and T. R. Baumgartner. 2002. Evolution of oceanographic conditions of Baja California: 1997-1999. *Progress in Oceanography* 54 (1-2): 7–31.
- Durazo, R. 2009. Climate and upper ocean variability of Baja California, Mexico: 1997-2008. *Progress in Oceanography* 83 (1-4): 361-368.
- Feely, R. A., L. C. Sabine, M. Hernández-Ayón, D. Ianson and B. Hales 2008. Evidence for Upwelling of Corrosive Acidified Water. *Science* 320 (5882): 1490-1492.
- Gaxiola-Castro, G., R. Durazo, B. Lavaniegos, M. E. de la Cruz-Orozco, R. Millán-Núñez, L. Soto-Mardones, and J. Cepeda-Morales. 2008. Pelagic ecosystem response to interannual variability of Baja California. *Ciencias Marinas* 34 (2): 263-270.
- Juárez-Colunga, M. C. 2010. Variación espacial y temporal del pH en las costas de Baja California. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Marinas e Instituto de Investigaciones Oceanológicas. UABC. 68 p.
- Kleypas, J. A. 2006. Impacts of Increasing Ocean Acidification on Coral Reefs and Other Marine Calcifiers: A Guide for Future Research. *In: Report of a workshop held. 18–20 April 2005, St. Petersburg, FL.* 90 p.
- Linacre, L., R. Durazo, J. M. Hernández-Ayón, F. Delgadillo-Hinojosa, G. Cervantes-Díaz, J. R. Lara-Lara, V. Camacho-Ibar, A. Siqueiros-Valencia, and C. Bazán-Guzmán. 2010. Temporal variability of the physical and chemical water characteristics at a coastal monitoring observatory: Station Ensenada. *Continental Shelf Research* 30 (16): 1730-1742.



Lavaniegos, B. E., L. C. Jiménez-Pérez, and G. Gaxiola-Castro. 2002. Plankton response to El Niño 1997–1998 and La Niña 1999 in the southern region of the California current. *Progress in Oceanography* 54 (1-4): 33–58.

2.4

Distribución y abundancia del fitoplancton en la región costera de Baja California en invierno, primavera y verano de 2006

Villalvazo-Serafin Carolina Fabiola¹, Lara-Lara José Rubén²

¹Universidad de Guadalajara. Av. Juárez 975, CP 44100, Guadalajara, Jalisco, México. Autor para correspondencia: carofavs@hotmail.com

²Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada. Carretera Ensenada-Tijuana 3918, Zona Playitas, C.P. 22860. Ensenada, B.C, México.

Resumen

La comunidad de fitoplancton se encuentra formando parte de los ecosistemas de surgencia, sostiene una gran cantidad de biomasa de diversos niveles tróficos, ya que es un gran productor de materia orgánica del océano, y a su vez, sirve de alimento directo para los organismos del zooplancton (Cifuentes *et al.*, 1997). Debido a la gran importancia que se ha señalado en sobre el fitoplancton tanto por su diversidad, abundancia y sobre todo por el papel de productor primario que desempeña, y añadiendo las particularidades tan características de la zona como parte de una surgencia costera, es necesario conocer la variabilidad de la abundancia y los organismos específicos que forman parte de él en ésta zona. Es por eso que, a partir de lo reportado en las diversas investigaciones realizadas con anterioridad, se observó la necesidad de conocer la variabilidad de la abundancia del fitoplancton, tanto en tiempo como en espacio; y así conocer la importancia de los organismos en las diferentes épocas del año, y de ésta manera observar si en la época de surgencia (primavera) se encuentra la mayor abundancia y diversidad. Identificar la variación espacial y temporal de la abundancia de los grupos taxonómicos del fitoplancton marino, y la respuesta que presentan a la variabilidad ambiental en las aguas costeras de la zona occidental de la Península de Baja California, México. La comunidad de fitoplancton vario a los largo de las tres épocas de muestro tanto en número de taxones como en la abundancia que presentan, así como en los agrupamientos que presentan las estaciones y profundidades observados a través de los dendogramas obtenidos (coeficiente de Jaccard). Tanto espacial como temporalmente, la comunidad de la zona presento variaciones en abundancia y organismos fitoplanctónicos presentes, dicha variación se vio influida por el entorno fisicoquímico de la zona. Esto, indudablemente que influirá en el presupuesto de carbono de la región.

Palabras claves: especies, grupos taxonómicos, surgencia, abundancia.



Introducción

La estructura y abundancia del fitoplancton de las aguas adyacentes a la Península de Baja California ha sido objeto de estudio en diversas investigaciones (Smayda, 1975; Estrada y Blasco, 1979; Hernández- Becerril, 1985; Millán-Núñez y Loya-Salinas, 1993; Rivas-Lozano y Millán-Núñez, 1991; Gaxiola-Castro *et al.*, 1987; entre otros). Los grupos taxonómicos que han recibido mayor atención han sido las diatomeas y los dinoflagelados tecados (Balech, 1960; Hernández-Becerril, 1998). Sin embargo, la mayoría de estas investigaciones han sido en una sola época y/o en regiones muy localizadas; así, por primera ocasión en esta investigación se estudió una secuencia espacial y estacional de invierno a verano en las aguas costeras de Baja California.

Las comunidades de fitoplancton que se encuentran formando parte de las costas de Baja California han sido objeto de diversos estudios científicos, en su mayoría sobre las tasas de producción (Lara-Lara *et al.*, 2003) y sobre la estructura y composición de la comunidad (Gaxiola-Castro *et al.*, 1987; Estrada *et al.*, 1979; Venrick, 1998). Los estudios que se han realizado proveen información sobre la estructura del fitoplancton, pero de manera separada, con poca integración con las condiciones de su medio ambiente.

Materiales y métodos

Las muestras para la realización de este trabajo se colectaron en la región de investigación del programa IMECOCAL (Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California (<http://imecocal.cicese.mx>), el cual comprende las costas del océano Pacífico en Baja California y parte de Baja California Sur. En el Figura 1 se observa la red de las estaciones en las cuales se llevan a cabo los muestreos que utiliza IMECOCAL para sus investigaciones, y consta de líneas perpendiculares a la costa, las cuales se identifican mediante números que van del 100 al 137 y varias estaciones por línea comenzando desde el número 30 al 60 en su mayoría; a excepción de las líneas 117 y 120 que llegan hasta el número 80. La manera de identificar cada estación es mediante un número específico por línea y uno por estación que se separan mediante un punto. Por ejemplo, para nombra la estación 45 de la línea 110, se escribe de la siguiente manera: 110.45.

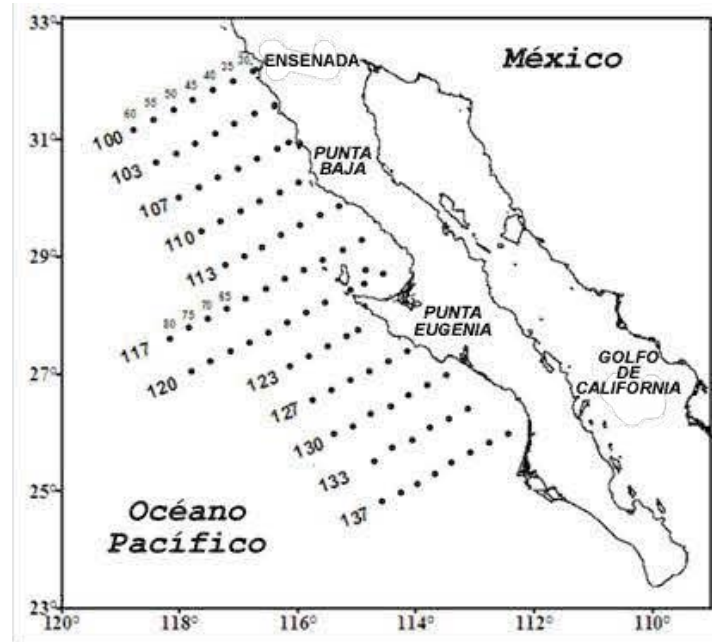


Figura 1. Red de estaciones IMECOCAL

Para poder desarrollar los objetivos de esta tesis, las muestras que se utilizaron se colectaron en las estaciones X.35 y en el caso de la última línea en X.45 siendo X el número de línea que va desde la 100 hasta la 120, la distribución de las estaciones que forman parte del muestreo de este trabajo se observan en la Figura 2.

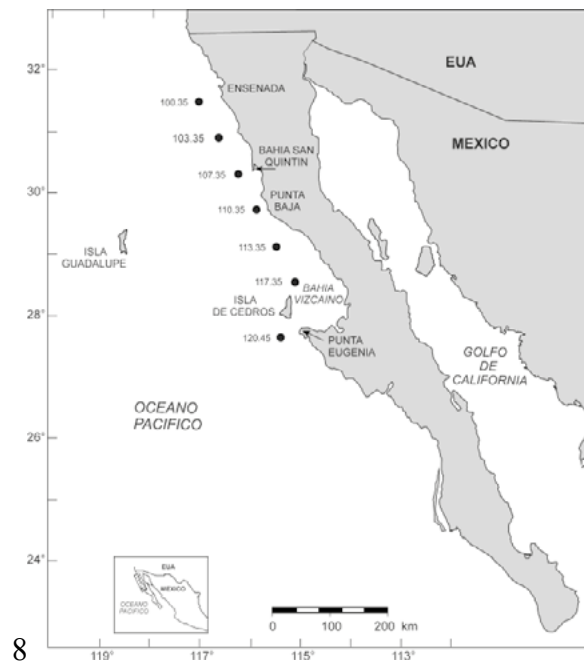


Figura 2. Red de estaciones de muestreo del presente trabajo

Las muestras fueron tomadas dentro de los cruceros realizados por el programa de monitoreo oceánico: Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California (IMECOCAL), los cuales se realizan a bordo del B/O Francisco de Ulloa. Estos cruceros se llevaron a cabo en la época de invierno del 09 al 25 de febrero al cual se le asignaron las siglas IM0602, donde IM se refiere al programa IMECOCAL, 06 al año en que se efectuó el crucero y 02 al mes en que se realizó. El muestreo correspondiente a la época de primavera se efectuó del 19 de Abril al 02 de Mayo (IM0604) y en la época de verano del 07 al 25 de julio de 2006 (IM0607).

Para mejor referencia se puede observar el Cuadro 1, haciendo notar que los campos sombreados nos indica la toma de muestras en dicha estación durante esa época en particular, y la ausencia de sombreado indica que no se pudo coleccionar en esa estación muestras de fitoplancton debido principalmente a factores ambientales (viento, marea y mal clima). Las profundidades a las cuales se coleccionaron las muestras para cada crucero fueron: 0, 20 y 50 metros.

Las muestras fueron coleccionadas mediante lances hidrográficos, por medio de botellas Niskin de 5 litros montadas en una roseta General Oceanics. Posteriormente se depositó parte de la muestra en botellas de polietileno (plástico) oscuras de 250 ml. y se fijaron agregándoles 1 ml de lugol. En total se obtuvieron 57 muestras de las tres temporadas y a las tres profundidades especificadas.

Cuadro 1. Estaciones de muestreo para Invierno, Primavera y Verano de 200. Se señala la hora del muestreo en formato de 24 horas.

Estaciones	Invierno (IMECOCAL 0602)	Hora de Muestreo	Primavera (IMECOCAL 0604)	Hora de Muestreo	Verano (IMECOCAL 0607)	Hora de Muestreo
100.35		12:45		06:24		01:36
103.35		14:53		05:56		05:29
107.35		07:50		17:20		19:42
110.35		11:29		16:54		21:28
113.35		07:43				09:28
117.35		12:57		03:59		
120.45		09:33		12:02		14:12

Antes del análisis en microscopio se les agregó a todas las muestras 1 ml de lugol adicional al que ya tenían para garantizar la conservación de las células, ya que con el paso del tiempo el fijador se evapora. El procedimiento antes de montar la muestra en el microscopio es: homogeneizar la misma agitándola lentamente invirtiendo la botella aproximadamente 100 veces, posteriormente se ponen a sedimentar en cámaras de 50 centímetros cúbicos (cc) durante 24 horas. Ya que se tiene la muestra, se procede a realizar el conteo de los organismos en el microscopio óptico invertido. El conteo de los organismos se realizó por medio de un microscopio invertido Meiji Techno TC 5400 y en 5 ocasiones con un microscopio invertido Carl Zeiss Axiovert 25, utilizando los objetivos de

20x y 40x. Mediante el objetivo 20x se observó y contabilizó toda la cámara y con el objetivo 40x sólo un transecto horizontal a lo largo de la misma, tomando como base el método Uthermöhl (1958), descrito por Hasle (1978).

Así mismo, por medio del objetivo 20x se identificaron y contaron los organismos cuyas células eran de mayor tamaño como el grupo de los dinoflagelados, diatomeas, silicoflagelados y algunos flagelados. Mientras que por medio del objetivo de 40x se identificaron y contabilizaron las células de menor tamaño pertenecientes a las criptofitas, rafidoficeas y flagelados pequeños. Para la identificación de los grupos de fitoplancton y de las especies se utilizaron las claves descritas por Thronsen y Heimdal (1993) y Tomas (1997).

Para poder observar la similitud/diferencia entre las estaciones del estudio tanto en tiempo como en espacio, se realizó un análisis de cluster, el cual es un análisis estadístico de un grupo de datos de muestras para organizarlos en grupos homogéneos (http://www.ugr.es/~bioestad/_private/cpfund7.pdf). Éste análisis cualitativo de la comunidad se realiza a través del cálculo del coeficiente de Jaccard en el programa estadístico Multivariate Statistical Package (MVSP).

Resultados y discusión

Se identificó la presencia de seis grupos taxonómicos: diatomeas, dinoflagelados, flagelados, silicoflagelados, rafidoficeas y criptofitas (Figura 3). Además, dentro del grupo de flagelados, se agrupó a las células pigmentadas flageladas que no se pudieron distinguir por este método. Dentro de esos 6 grupos taxonómicos se identificaron 144 especies, de las cuales 70 pertenecen al grupo de las diatomeas, 66 al grupo de dinoflagelados, 3 a los flagelados y 5 a los silicoflagelados.

De manera general se observó que la abundancia de los grupos con organismos de mayor talla (diatomeas y dinoflagelados) fue menor a la abundancia de unos grupos fitoplanctónicos con organismos de tamaño pequeño (flagelados y criptofitas). Como podemos observar en la figura 3 la estación 103.35 en primavera fue la más abundante, enseguida se encuentran la estación 100.35 en verano, 117.35 en invierno y 100.35 en invierno.

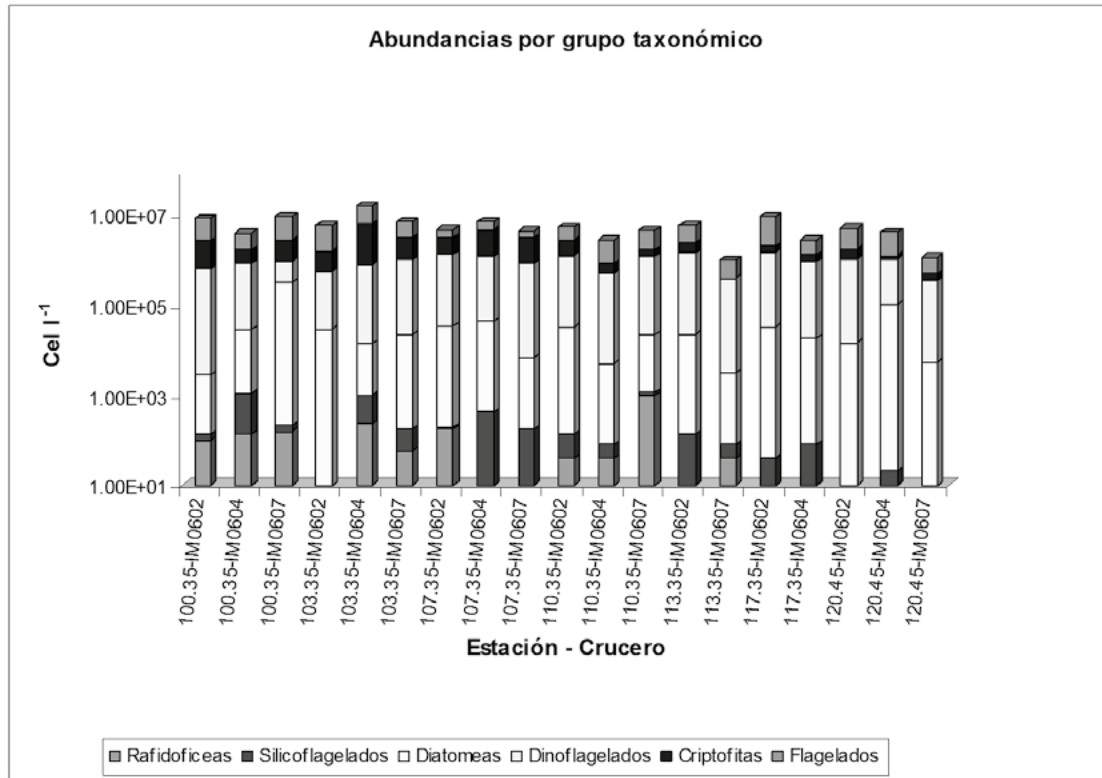


Figura 3. Abundancias totales por grupos en cada estación.

A los 0 metros encontramos un total de 49 tipos de dinoflagelados distintos, 59 diatomeas, 3 flagelados, 4 silicoflagelados y el grupo general de las rafidofíceas y criptofitas. En los 20 metros encontramos 53 diferentes tipos de dinoflagelados, 56 diatomeas, 3 flagelados, 4 silicoflagelados, rafidofíceas y criptofitas. Y en el caso de los 50 metros, encontramos 40 distintos dinoflagelados, 52 diatomeas, 3 flagelados, 5 silicoflagelados, rafidofíceas y criptofitas. Mientras que la cantidad de taxa por crucero se encontraron de la siguiente manera: en invierno (IM0602) se observaron 45 diferentes dinoflagelados, 54 diatomeas, 3 flagelados, 4 silicoflagelados, rafidofíceas y criptofitas. Durante primavera (IM0604) 57 distintos dinoflagelados, 57 diatomeas, 3 flagelados, 5 silicoflagelados, rafidofíceas y criptofitas; y, en verano (IM0607) 45 dinoflagelados, 53 diatomeas, 3 flagelados, 1 silicoflagelado, rafidofíceas y criptofitas.

La imagen obtenida de la aplicación del coeficiente de Jaccard a las muestras son dendogramas (Figura 4), los cuales permiten observar el nivel de similitud entre cada estación de muestreo. Se muestran los resultados por época de muestreo (invierno, primavera y verano). La similitud según las especies en la época de invierno se puede distinguir en dos grupos grandes, el primer grupo corresponde a las estaciones del centro y sur de la zona de muestreo (107.35, 110.35, 113.35, 117.35 y 120.45) y el segundo grupo corresponde a las estaciones más al norte, cerca de Ensenada, B.C. (100.35 y 103.35). Aunque se aprecian estos dos grupos, la similitud entre ellos no es tan alta, tienen un valor

entre 0.2 y 0.36. Y las dos muestras más similares con respecto a las especies que presentaron son las que se tomaron en la estación 117.35 a las profundidades de 0 y 20 metros, con un valor de coeficiente entre 0.52 y 0.68 (Figura 4). La similitud en la época de primavera es un poco más marcada, pero a su vez existe una muestra que se salió del dendograma, es decir, parece no tener alguna similitud con las demás muestras (100.35 a 50 metros). La primera agrupación se observó entre los valores de coeficiente de 0.2 y 0.36, agrupando de la siguiente manera: primer grupo: 100.35 a 0 metros y 107.35 a 50 metros; segundo grupo: 120.45, 117.35, 110.35 y 103.35 a las tres profundidades, 100.35 a 20 metros, 107.35 a 0 y 20 metros; tercer grupo: la muestra de la estación 100.35 a 50 metros.

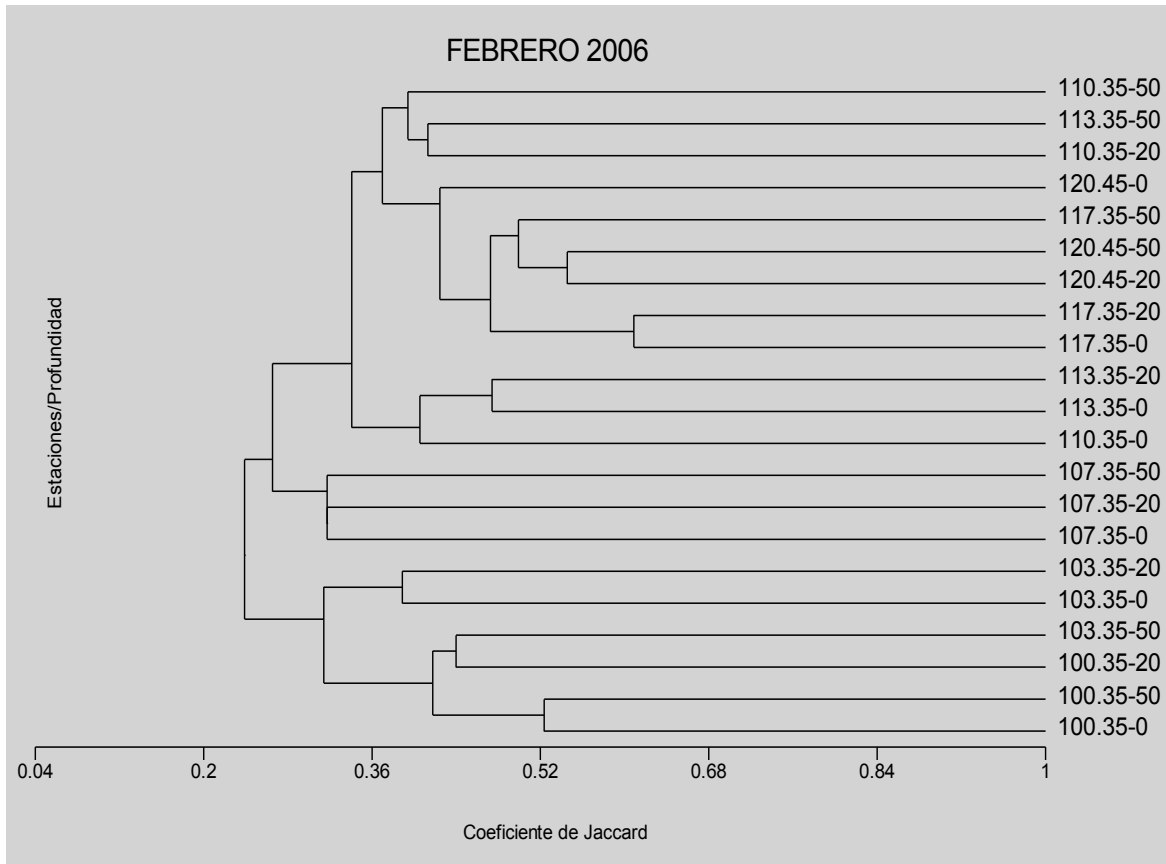


Figura 4. Dendrograma de la época de invierno (febrero) entre las muestras por estación obtenidas.

A su vez, del grupo más amplio, se observaron dos agrupaciones más, una agrupación es de muestra de estaciones al centro de la zona de estudio (103.35 y 107.35) y otra de las estaciones al sur (110.35, 117.35 y 120.45) (Figura 5).

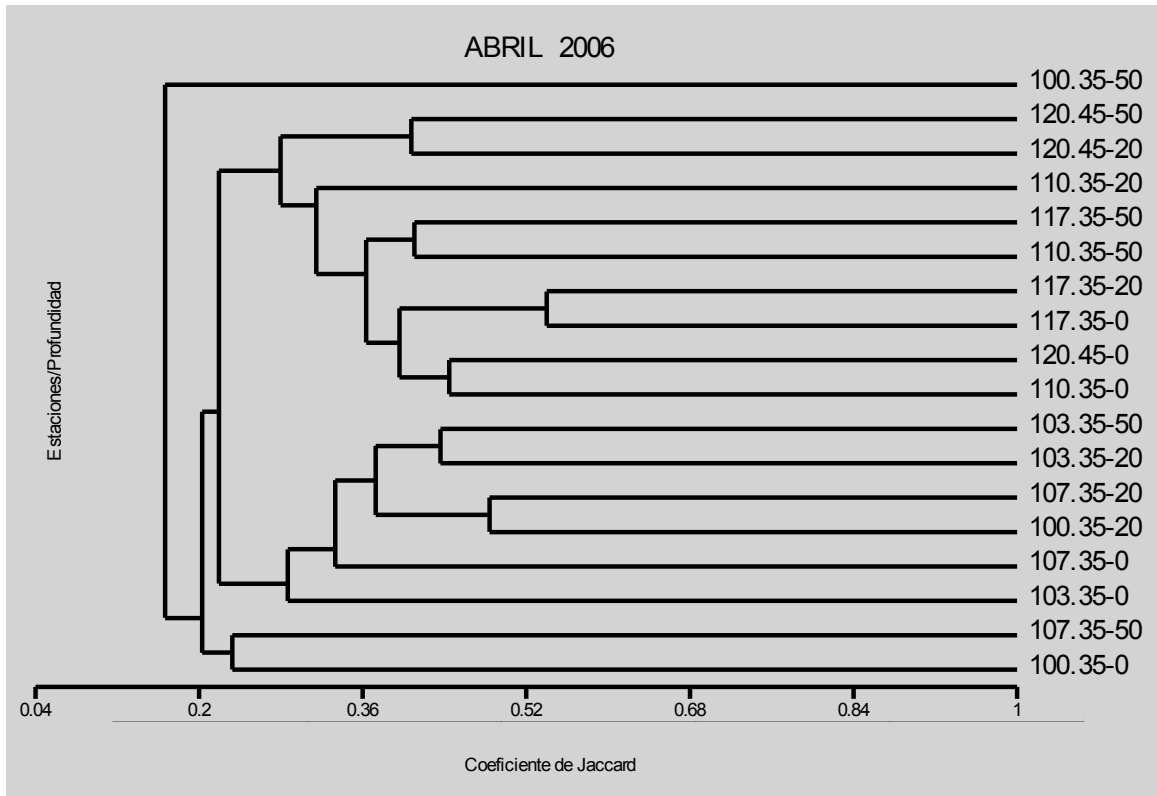


Figura 5. Dendrograma de la época de primavera (abril) entre las muestras por estación obtenidas.

En comparación de las épocas anteriores, en verano las similitudes entre las muestras de las estaciones son más dispersas por que se observan muchas agrupaciones entre pocas muestras. El mayor grupo observado incluye a todas las muestras de las estaciones 100.35, 103.35, 107.35, 110.35, 113.35 y 120.45 a sus tres profundidades (0, 20 y 50 metros); a excepción de la muestra de la estación 103.35 a 50 metros que se sale del grupo y no presenta similitud con otra muestra.

Tomando las similitudes del mayor grupo que abarca casi todas las muestras, se observa una separación en dos grupos: el primero corresponde a las tres muestras de la estación 120.45, y el segundo corresponde a las muestras de las estaciones 100.35, 103.35, 107.35, 110.35 y 113.35. Lo cual nos indica que las especies de la estación 120.45 son características y no similares con las de las demás estaciones de la zona de estudio, en verano (Figura 6).

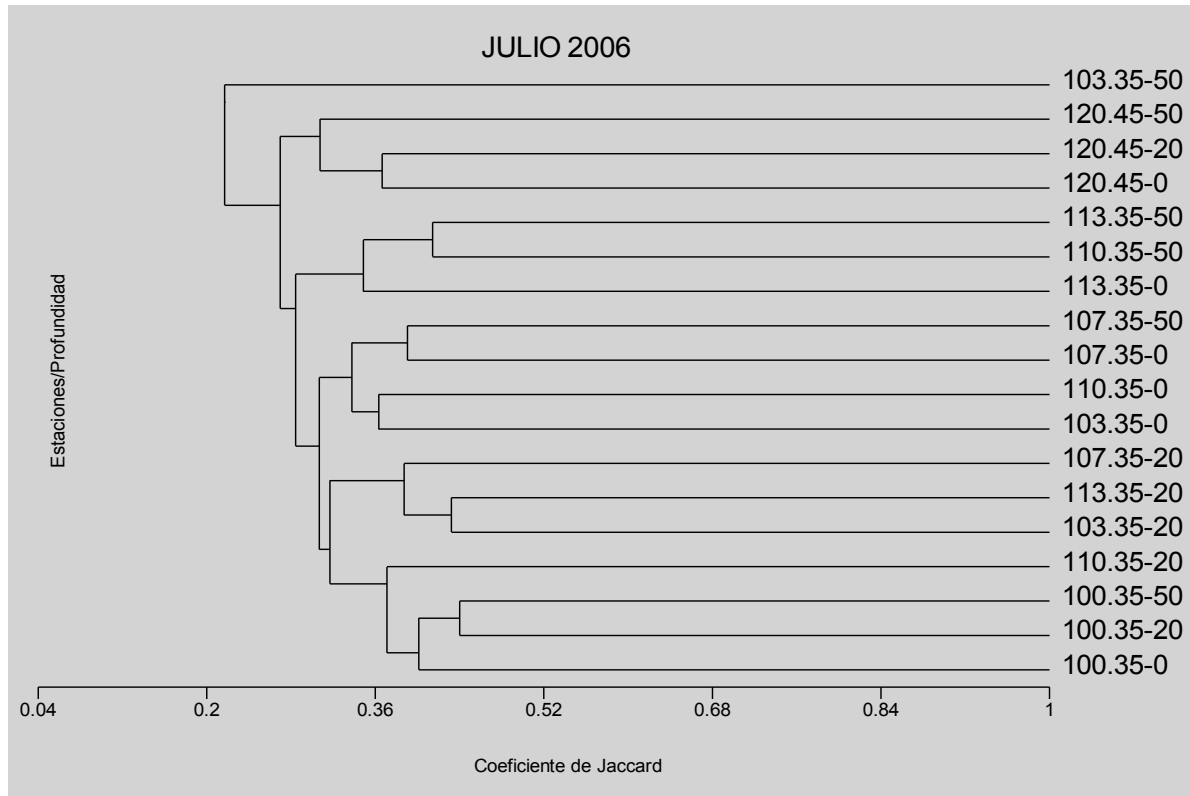


Figura 6. Dendrograma de la época de verano (julio) entre las muestras por estación obtenidas.

Conclusiones

La comunidad de fitoplancton varía a lo largo de las 3 épocas de muestro tanto en número de taxones como en la abundancia que presentan, así como en los agrupamientos que presentan las estaciones y profundidades observados a través de los dendogramas obtenidos (coeficiente de Jaccard). Tanto espacial como temporalmente, la comunidad de la zona presenta variaciones en abundancia y organismos fitoplanctónicos presentes, dicha variación se ve influida por el entorno físicoquímico que tienen. Esto indudablemente que influirá en el presupuesto de carbono de la región.

Referencias bibliográficas

- Balech, E. 1960. The changes in the phytoplankton population off the California coast. California Cooperative Oceanic Fisheries Investigation Report 7: 127-132.
- Cifuentes-Lemus, J. L., P. Torres-García, y M. Frías-Mondragón. 1997. El Océano y sus Recursos: V. Plancton. Fondo de Cultura Económica. D.F., México.
- Estrada, M., and D. Blasco. 1979. Two phases of the phytoplankton community in the Baja California upwelling. *Limnology and Oceanography* 24 (6): 1065-1080.



- Gaxiola-Castro, G., S. Nájera-de-Muñoz, y S. Álvarez-Borrego. 1987. Fitoplancton de invierno del océano Pacífico Mexicano. *Ciencias Marinas* 13: 129-135.
- Hasle, G. R. 1978. Using the Inverted Microscope. *In*: A. Sournia. (ed). *Phytoplankton manual*. UNESCO. Monographs in Oceanographic Methodology 6: 191-196.
- Hernández-Becerril, D. U. 1985. Dinoflagelados en el fitoplancton del puerto de El Sauzal, Baja California. *Ciencias Marinas* 11: 65-91.
- Lara-Lara, J. R., E. Millán-Núñez, R. Millán-Núñez, y C. Bazán-Guzmán. 2003. Producción primaria del fitoplancton en el pacífico mexicano (1992-200). *En*: M. T. Barreiro-Güemes, J. A. Meave-del-Castillo, M. Signoret-Poillon, y M. G. Figueroa-Torres (eds). *Planctología Mexicana*. Sociedad Mexicana de Planctología, A.C. 300p.
- Millán-Núñez, E., y D. H. Loya-Salinas. 1993. Variabilidad temporal del fitoplancton en una zona costera del noreste de Baja California. *Ciencias Marinas* 19: 61-74.
- Rivas-Lozano, A. M., y R. Millán-Núñez. 1991. Distribución y abundancia del fitoplancton en la Bahía de Todos los Santos (Mayo, 1983). *Ciencias Marinas* 17:13-24.
- Smayda, T. 1975. Net phytoplankton and the greater than 20 micron phytoplankton size fraction in upwelling waters off Baja California. *Fishery Bulletin* 73: 38-50.
- Thronsdon, J., and B. R. Heimdahl. 1993. Marine Phytoplankton: a guide to naked flagellates and coccolithophorids. *In*: R. T. Carmelo (ed). Academic Press, Inc. San Diego, California. USA. 263 p.
- Tomas, C. R. 1997. *Identifying Marine Phytoplankton*. Academic Press. San Diego, California. USA. 858 p.
- Venrick, E. L. 1998. Spring in the California Current: the distribution of phytoplankton species, April 1993 and April 1995. *Marine Ecology Progress Series* 167: 73-88.

2.5

Efectos de la Acidificación del Océano en una Laguna de tipo Mediterráneo

J. Martín Hernández-Ayón¹, Richard A. Feely³, Simone R. Alin³, Víctor Camacho-Ibar¹, Reginaldo Durazo-Arvizu², Mariana Ribas-Ribas¹, Alejandra Lara-Espinosa², Andrew G. Dickson⁴, Arturo Siqueiros-Valencia¹.

¹Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, México. Carr. Tijuana-Ensenada Km. 10, Ensenad B.C, C.P. 22890.

²Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California, México.

³Pacific Marine Environmental Laboratory/NOAA, 7600 Sand Point Way NE, Seattle, WA 98115-6349, USA.

⁴Scripps Institution of Oceanography, UC San Diego, 9500 Gilman Drive, La Jolla, CA 92093, USA

Resumen

Bahía San Quintín (BSQ) es una laguna costera que juega un papel importante en la regulación de los procesos biogeoquímicos. En el presente estudio se midieron variables físicas y fenómenos asociados a eventos de surgencia con el fin de caracterizar las variaciones de alcalinidad total (At). En Mayo del 2004 y junio del 2005 se realizaron 10 y 14 muestreos en 30 localidades desde la boca respectivamente hasta los dos extremos internos de la bahía. De acuerdo a este estudio se hallaron tres escenarios biogeoquímicos como resultado de distintos mecanismos: 1) transporte de agua debido a eventos de surgencia, 2) mareas, 3) evaporación 4) actividad biológica de pastos marinos y 5) presencia de bases adicionales. La Boca envolvió las localidades mayormente cercanas a la plataforma y los pulsos de bases inorgánicas ocurrieron entre los $\sim 2,295$ - $2,354 \mu\text{M kg}^{-1}$ con los valores más altos de carbono inorgánico disuelto, los valores más bajos de pH y las concentraciones más altas de pCO_2 . Los valores de Omega aragonita indicadores de aguas pobres en carbonato (detectados a valores mayores a $2,150 \mu\text{M Kg}^{-1}$ y pH menor a ~ 7.7) se detectaron solo en esta localidad debido a la cercanía donde ocurren las surgencias. En Bahía Falsa (BF), sitio donde se realizan la actividad del cultivo de ostión, la alcalinidad total (At) fluctuó entre los $2,295$ - $2,354 \mu\text{M kg}^{-1}$ y los valores de pH se incrementan \sim de 8.0 con valores más bajos pCO_2 en comparación a los estimados en la boca de la bahía. Sin embargo en la región más interna de BSQ, Brazo San Quintín (Brazo SQ), donde se localizan las altas densidades de pastos marinos (*Zostera marina*), se encuentra geográficamente más lejana al océano adyacente y por tanto en esta región fue hallada la fluctuación mínima en los valores de At ($2,266$ - $2,449 \mu\text{M kg}^{-1}$). La combinación marea viva – surgencia, indicó ser, en la Boca y BF, la mejor combinación para que se diera el intercambio de propiedades químicas entre la BSQ y el océano adyacente; sin embargo, en Brazo SQ, existen procesos distintos que de alguna forma están modificando la química de las variables del sistema del CO_2 . El 80% de la variabilidad de las bases inorgánicas en esas dos regiones fue debida a la evaporación, ambos factores indicaron que en la Boca y

BF la física del sistema juega un papel importante. En Brazo SQ sólo las primeras dos localidades mostraron variaciones de At debidas a la evaporación, pero los claros descensos hacia su extremo mostraron que las actividades biológicas de incorporación de HCO_3^- pudieran estar influyendo sobre los valores de At. El 20% de la variabilidad de At en la Boca y BF se pudo haber debido a la influencia de bases de origen fitoplanctónico que participan en las mediciones de alcalinidad en cuerpos costeros semicerrados. Se analiza el papel del océano como bomba de aguas corrosivas usando un modelo empírico para calcular los pulsos de aguas corrosivas a partir de datos hidrográficos.

Palabras clave: Bahía San Quintín (BSQ), HCO_3^-

Introducción

La zona costera juega un papel fundamental en los ciclos del carbono, nitrógeno, fósforo y otros elementos. Los flujos de carbono son más grandes que los observados en zonas oceánicas (Hansell y Carlson, 2001). No obstante su importancia global, son pocos los estudios donde se reconoce la contribución de las zonas costeras a los flujos de carbono y nutrientes (Smith y Hollibaugh, 1993). Se ha sugerido que los cuerpos de aguas son de gran importancia en los ciclos biogeoquímicos (Smith y Hollibaugh, 1993). Sin embargo, se han realizado pocos estudios con el fin de entender el enriquecimiento de nutrientes y CO_2 desde el océano hacia ecosistemas costeros someros, particularmente en zonas donde el mar está influenciado por eventos de surgencias y procesos de mezcla. Las aguas de surgencia generalmente tienen altos valores de concentración de carbono inorgánico total (Ct) por lo que es posible observar pulsos de aguas ricas en carbono hacia el interior de BSQ por períodos cortos; sin embargo, esto se desconoce. En consecuencia, el objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la surgencia y los fenómenos asociados a las mareas sobre el Ct, pH, nitratos y clorofila *a* en BSQ. Se discuten los mecanismos de transporte del carbono inorgánico disuelto hacia el interior de BSQ en respuesta a la relación que existe entre la fase de marea y las surgencias

Materiales y métodos

Se recolectaron muestras discretas superficiales para evaluar salinidad, temperatura, nitratos, clorofila *a*, pH y Ct durante un evento de surgencia en junio de 2002 sobre una red fija de 15 localidades de BSQ (Figura 1). El muestreo comprendió períodos de mareas muertas (19 y 20 de junio, M1), mareas post muertas (22 y 23 de junio, M2), mareas vivas (25 y 26 Junio, M3) y mareas post vivas (28 y 29 de junio, M4). Las localidades fueron recorridas en una embarcación desde el océano hasta la zona interna (Bahía San Quintín) de la laguna costera con marea en flujo. Las muestras de nitratos fueron colocadas en hielo y transportadas hasta el laboratorio en la zona de estudio. Los nitratos fueron determinados usando un autoanalizador Skalar San Plus previamente calibrado. Las mediciones de Ct y pH fueron realizados en el campo usando la técnica descrita por Hernández-Ayón *et al.* (1999). La salinidad se determinó por conductividad mediante un Autosal Guildline. La omega aragonita se calculo usando el programa CO2sys. Se filtraron muestras de 200 mL

con filtros Whatman GF/C, se refrigeraron dentro de bolsas de aluminio y se transportaron al laboratorio. En el laboratorio se mantuvieron a -20°C hasta su análisis. La clorofila *a* se extrajo con acetona al 80% y se cuantificó por espectrofotometría de acuerdo con Porra (1989). La temperatura del agua superficial se evaluó en las localidades 1, 7 y 15 utilizando termógrafos digitales (HOBO, Onset Computers, EUA) programados para muestrear cada 15 minutos a lo largo del período de estudio. El índice de surgencia se obtuvo de valores promedio por día para una localidad de la zona oceánica adyacente a BSQ (<http://upwell.pfeg.noaa.gov>). La altura de marea se obtuvo utilizando el programa de pronóstico de marea para San Quintín desarrollado por CICESE (MAR. V.6.0).

Resultados

El índice de surgencia fluctuó durante junio y julio; sin embargo, los mayores valores $\sim 130 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} (100 \text{ m})^{-1}$ se presentaron durante los períodos de muestreo (Figura 1). A partir del 29 de junio, el índice de surgencia fue menor a $90 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} (100 \text{ m})^{-1}$ con la excepción de un período entre el 5 y el 9 de julio. Durante los períodos de colecta de muestras el índice de surgencia fue mayor a $90 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} (100 \text{ m})^{-1}$. Como se ha reportado con anterioridad, se observaron diferencias en la temperatura superficial del agua entre la zona oceánica, la zona media y la cabeza de BSQ (Figura 1). Las temperaturas en la zona oceánica fueron aproximadamente 4° y 7°C más bajas que la zona media y la cabeza de BSQ, respectivamente. En general se observó un descenso de la temperatura a lo largo del período de muestreo (19 al 29 de junio) en todo BSQ que coincidió con los valores más altos del índice de surgencia. Los altos índices de surgencia, aunados al descenso de la temperatura del agua superficial, fueron indicativos de un evento de surgencia persistente durante el periodo de muestreo. Los registros de temperatura del 22 al 29 de junio mostraron que con el flujo y reflujos durante mareas vivas, el agua más fría del océano logró incursionar hasta la cabeza de BSQ provocando una disminución en la temperatura (Figura 2c). A partir del 30 al 7 de julio se presentó un período de mareas muertas en las que se observó una clara diferenciación de temperaturas entre el océano, la boca y la cabeza como resultado del menor intercambio de agua con el océano y por la relajación de surgencias. Entre el 7 y 14 de julio se presentaron de nuevo condiciones de mareas vivas; sin embargo, el índice de surgencia fue muy bajo. Además, se observó que las temperaturas del océano continuaron incrementándose de 15 a $\sim 17^{\circ}\text{C}$ y durante flujo y reflujos de mareas el agua del océano logró mezclarse hasta la localidad siete. Mientras que en la cabeza se observaron variaciones de temperatura entre 21 y $\sim 24^{\circ}\text{C}$.

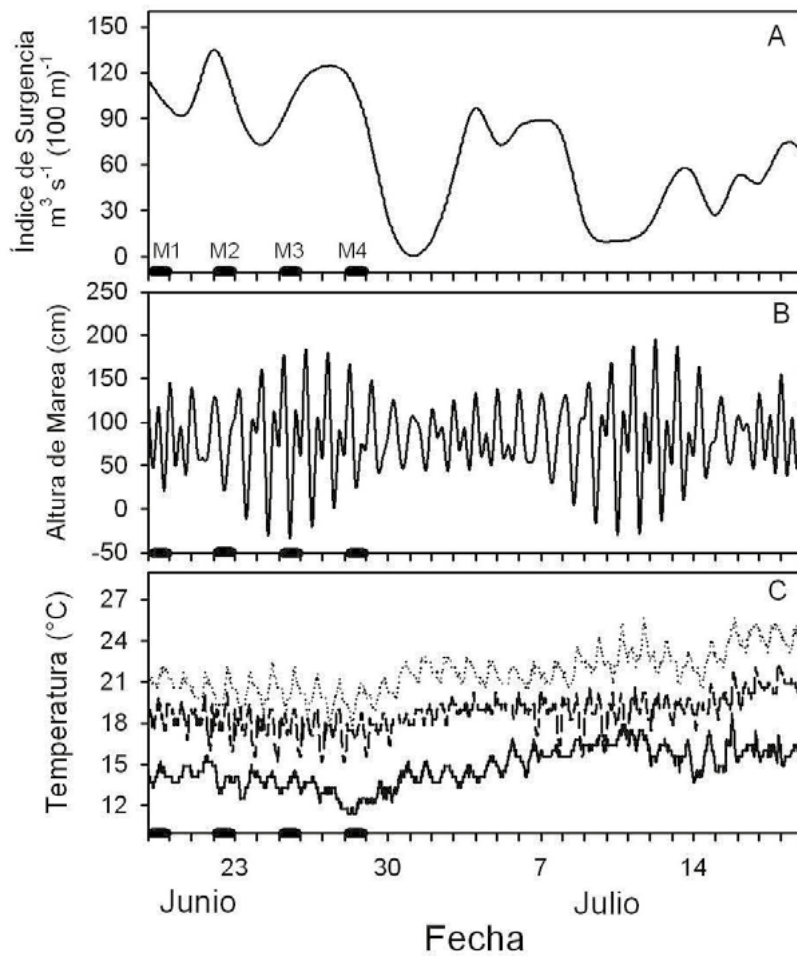


Figura 1. (a) Índice de surgencia ($\text{m}^3 \text{s}^{-1} (100 \text{ m})^{-1}$) y (b) altura de marea (cm) en la zona costera de Bahía San Quintín. (c) Serie de tiempo de temperatura superficial en la boca (línea sólida), en la zona media (guiones) y la cabeza (línea punteada) de Bahía San Quintín. Barras oscuras en el eje x, indican períodos de muestreo.

Se observó una variación de Ct, pH y clorofila *a* en el agua desde el océano hasta la cabeza de BSQ (Figura 2). Durante las mareas muertas se observaron valores de Ct de hasta $\sim 80 \mu\text{mol kg}^{-1}$ más bajos que con mareas post muertas en las siete localidades más cercanas a la boca. Con mareas post muertas el Ct se incrementó hasta $\sim 2,220 \mu\text{mol kg}^{-1}$ en las mismas localidades en respuesta al pulso de aguas de surgencia. Durante mareas vivas los valores de Ct se mantuvieron en promedio por arriba de los $2,100 \mu\text{mol kg}^{-1}$ en las mismas localidades. Sin embargo, las concentraciones en las localidades cercanas a la cabeza fueron hasta $200 \mu\text{mol kg}^{-1}$ más bajas durante mareas muertas que durante mareas vivas. De manera contraria, durante las mareas muertas (M1) el pH mostró valores más altos en hasta 0.3 unidades de pH en las siete localidades más cercanas a la boca que durante mareas post muertas y mareas vivas. Al igual que en las variables anteriores,

durante las mareas post muertas se observaron valores bajos de pH solo en las localidades cercanas a la boca en respuesta a los pulsos de CO_2 , mientras que en las localidades cercanas a la cabeza los valores de pH en todos los casos se incrementaron de manera gradual entre 0.2 a 0.3 unidades en mareas vivas y en hasta ~ 0.5 unidades en mareas muertas. Los niveles de clorofila *a* en las siete localidades cercanas a la cabeza tuvieron concentraciones menores a $\sim 4 \text{ mg m}^{-3}$ durante mareas vivas y muertas. Por el contrario, las localidades más cercanas a la boca mostraron los valores más altos (hasta $\sim 10 \text{ mg m}^{-3}$). Durante mareas muertas y post muertas los valores en promedio fueron de $\sim 5 \text{ mg m}^{-3}$, mientras que durante mareas vivas se midieron valores máximos de hasta $\sim 10 \text{ mg m}^{-3}$. Posteriormente los valores disminuyeron a $\sim 4 \text{ mg m}^{-3}$ en mareas post vivas.

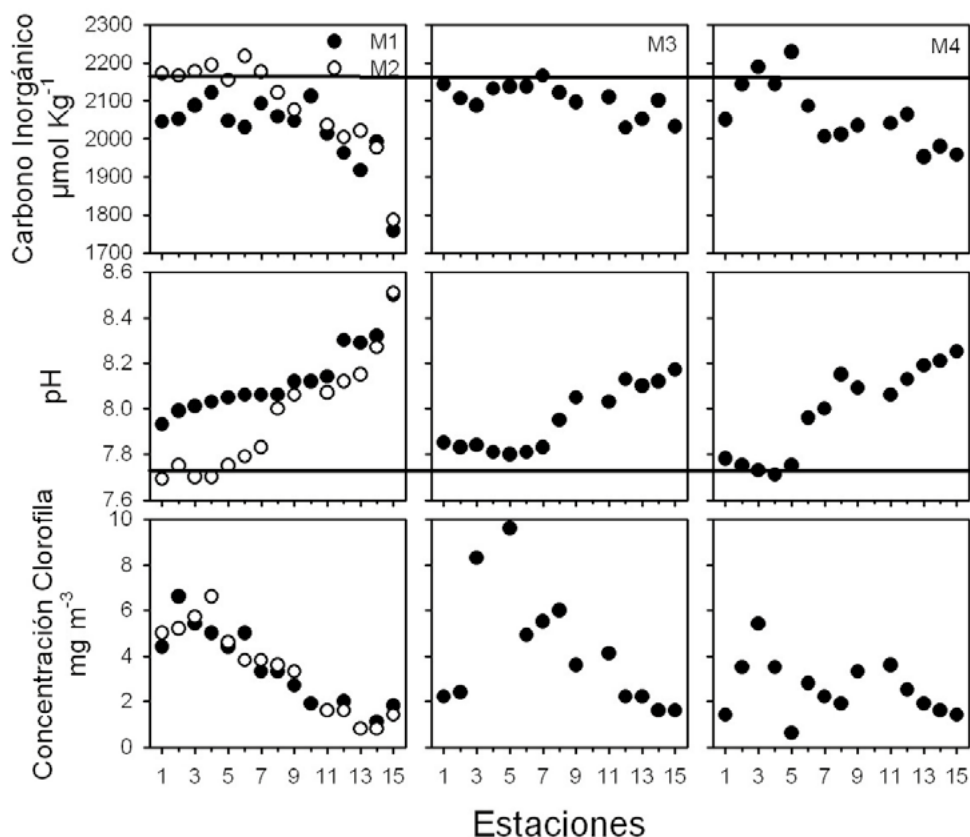


Figura 2. Distribución superficial de Ct , pH y clorofila *a* durante mareas muertas (M1), mareas post muertas (M2), mareas vivas (M3) y mareas post vivas (M4). La línea continua en el panel superior del carbono inorgánico disuelto y el panel del pH representan el Ct y pH al valor del omega de saturación de aragonita.

Se calculó la pCO_2 para los muestreos de mareas muertas y mareas vivas con la finalidad de identificar los posibles procesos que pudieran estar participando en la distribución de Ct en BSQ (Figura 3).

Los valores de $p\text{CO}_2$ por arriba del valor en equilibrio sugieren que existe sobresaturación de CO_2 y por lo tanto el pH sería más bajo al igual que la cantidad de carbonato disponible. Mientras que los valores por debajo del valor en equilibrio indicarían remoción de carbono por fotosíntesis o por pérdida por desgasificación. Se observó en general que los valores de $p\text{CO}_2$ fueron mayores en las localidades cercanas a la boca y con una tendencia a disminuir gradualmente hacia la cabeza, pero en todos los muestreos los valores indicaron que existió sobresaturación de CO_2 en las primeras 11 localidades, con valores mayores a $600 \mu\text{atm}$. Sin embargo, se puede notar que existieron diferencias claras entre los valores calculados durante mareas muertas y el resto de los muestreos. Por ejemplo, durante mareas muertas se observaron valores de $p\text{CO}_2$ menores a $\sim 650 \mu\text{atm}$, mientras que de M2 a M3 los valores fueron mayores a $700 \mu\text{atm}$. Por otro lado, a partir de la estación 11 hasta la cabeza de BSQ se infiere remoción de carbono y la posibilidad de absorción de carbono del aire al agua durante mareas muertas y mareas post vivas con valores de $p\text{CO}_2$ mínimos de hasta $\sim 125 \mu\text{atm}$. Cabe resaltar que durante mareas vivas toda la bahía estuvo saturada de CO_2 con excepción de la localidad 15, la cual presentó valores en equilibrio. Sin embargo, tres días después, durante el muestreo los valores de $p\text{CO}_2$ de las localidades 12 a la 15 se encontraron nuevamente por debajo del valor en equilibrio.

Como era de esperarse, se encontró una reducción en los tiempos de residencia del agua estimados para BSQ durante mareas vivas con respecto a los estimados en mareas muertas considerando toda la bahía como una caja. Las estimaciones utilizando la salinidad como trazador en mareas muertas fueron de 24 días, mientras que durante mareas vivas estas se redujeron a 16 días. Cabe señalar que considerando como una caja de la estación uno a las siete el tiempo de residencia es menor a cinco días.

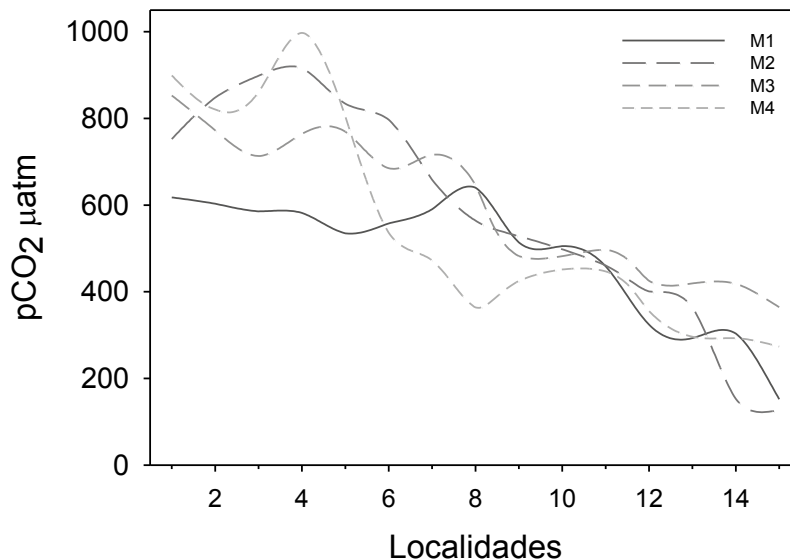


Figura 3. Distribución superficial de $p\text{CO}_2$ durante mareas muertas (M1), mareas postmuertas (M2), mareas vivas (M3) y mareas postvivas (M4). La línea segmentada representa el valor de $p\text{CO}_2$ en equilibrio con la atmósfera de $372 \mu\text{atm}$ (<http://gaw.kishou.go.jp/wdceg.html>). Valores mayores a $800 \mu\text{atm}$ representan valores de subsaturación del omega aragonita.

Discusión

En este trabajo se encontraron diferentes escenarios biogeoquímicos, y esto fue el resultado de la combinación de la fase de marea presente y la surgencia. En estudios realizados en BSQ en la década de los setentas, se reportó que las surgencias intensas se propagaban hasta los extremos más internos de la bahía (Farfán y Álvarez-Borrego, 1983; Álvarez-Borrego y Álvarez-Borrego, 1982; Millán-Núñez *et al.*, 1982). Lo anterior coincide con los resultados de este trabajo; sin embargo, nuestros registros continuos de temperatura en conjunto con las mediciones de Ct y pH, indicaron que la propagación de agua rica en Ct hasta la parte más interna, dependió del acoplamiento del evento de surgencia con períodos de mareas vivas.

Los escenarios biogeoquímicos contrastantes encontrados en este estudio ocurrieron en los muestreos realizados durante mareas muertas y mareas vivas. Por un lado, durante el muestreo de mareas muertas se obtuvieron los valores más altos de salinidad, temperatura, de omega aragonita y pH, pero también las concentraciones más bajas de Ct nitratos, y las estimaciones más bajas de pCO₂. Mientras que en el muestreo realizado en mareas vivas, se determinaron las concentraciones más altas de Ct, las mayores pCO₂ y los valores más bajos de salinidad, pH, de omega aragonita y temperatura en toda la bahía. Lo anterior ocurrió como resultado de la incursión de aguas de surgencia transportadas por las mareas. Este pulso de agua se vio favorecido por la combinación surgencia-mareas vivas, y resultó en un incremento del Ct de hasta ~250 μmol kg⁻¹ en la región más interna de brazo San Quintín. Durante mareas post vivas, se encontraron características muy similares a las encontradas en el muestreo realizado durante mareas vivas; sin embargo, en la región interior de la cabeza se observaron bajas concentraciones de Ct similar a la observada en mareas muertas. Además, durante este periodo, se observó incremento de temperatura, disminución de pCO₂ y aumento de pH, como resultado de la fotosíntesis y de la disminución gradual del bombeo por mareas.

El desequilibrio entre el CO₂ atmosférico y del agua indican el grado de saturación del CO₂ en el mar con relación a la atmósfera. En este estudio se encontró que en todos los muestreos realizados en la mayor parte de BSQ hubo sobresaturación de CO₂ y por lo tanto un gradiente de CO₂ de océano a atmósfera. Los valores de pCO₂ fueron máximos en las localidades más cercanas a la boca al igual que el Ct, nitratos y la clorofila *a*. Por el contrario, valores de subsaturación de CO₂ se midieron en la cabeza de BSQ en donde se localizan las grandes extensiones de pastos. Sin embargo, durante mareas vivas fue la excepción ya que los valores se encontraron ligeramente por arriba del valor en equilibrio como resultado de la incursión de agua de surgencia rica en CO₂.

En general, en este trabajo se observaron dos procesos que modificaron las concentraciones de carbono a lo largo de la bahía durante eventos de surgencia: 1) enriquecimiento de Ct mediante bombeo por mareas en las localidades de mayor influencia oceánica y 2) utilización de carbono por fotosíntesis, en las localidades internas del brazo San Quintín. Desde el punto de vista de los procesos físicos, es claro que la Ct en las localidades de mayor influencia oceánica (1–7) está controlada por la interacción con el océano. Lo anterior es evidente por la homogeneidad de los valores de salinidad a lo largo de estas localidades en todas las fases de marea. Nuestras observaciones de salinidad, pH,

pCO₂, Ct y temperatura respecto al tiempo indican que el intercambio de agua entre el océano y las localidades más cercanas a la boca se dio en aproximadamente tres días. Lo anterior concuerda con el cálculo del tiempo de residencia estimado usando la salinidad como trazador entre el océano y la boca de BSQ que fue de 2 días (Camacho-Ibar *et al.*, 1999). En este trabajo no se presentan resultados de Bahía Falsa (el otro brazo de BSQ); sin embargo, las concentraciones de Ct para dicha zona también indican que los pulsos de agua de surgencia durante mareas vivas controlan de forma importante la distribución de Ct de forma similar a la encontrada en las primeras siete localidades de BSQ. Bahía Falsa y el área comprendida por las siete primeras localidades representan aproximadamente 64% del área total de BSQ, por lo que el bombeo por mareas juega un papel importante en el control de la Ct en esta laguna costera durante eventos de surgencia.

Desde el punto de vista de la remoción de CO₂ o HCO₃ por procesos biológicos, en la región interna de BSQ se localizan grandes praderas del pasto marino *Zostera marina* (Ward *et al.*, 2004) que es capaz de utilizar el ion HCO₃⁻ así como el CO_{2(ac)} durante los procesos fotosintéticos (Beer y Rehnberg, 1997). Por lo anterior, es probable que los valores bajos de Ct (<2,000 μmol kg⁻¹), pCO₂ y los altos valores de pH (~8.5) determinados en esta zona, sean el resultado de procesos fotosintéticos realizados por las praderas de *Z. marina*. No obstante que procesos de calcificación realizados por algas coralinas y moluscos pueden utilizar carbono inorgánico disuelto del agua, éstos quedan descartados ante su ausencia en esta zona.

Los resultados de este estudio demuestran que los eventos de surgencia y las mareas vivas tienen una influencia crítica en Ct, el pH y el omega aragonita desde la boca hasta los extremos internos de BSQ. Sin embargo, en las zonas cercanas a la boca los procesos físicos son dominantes sobre los procesos biológicos. Por el contrario, la abundancia de pastos marinos y el prolongado tiempo de residencia en la cabeza de BSQ hacen que la concentración de Ct, la pCO₂ y el pH esté controlada por procesos biológicos.

Referencias bibliográficas

- Álvarez-Borrego, J., and S. Álvarez-Borrego. 1982. Temporal and spatial variability of temperature in two coastal lagoons. *CalCOFI Reports XXIII*. pp: 188-197.
- Beer, S., and J. Rehnberg. 1997. The acquisition of inorganic carbon by the seagrass *Zostera marina*. *Aquatic Botany* 56 (3): 277-283.
- Camacho-Ibar, V. F., D. Carriquiry, and S. Smith. 1997. Bahía San Quintín, Baja California (a Teaching Example). *In*: Smith, S. V., S. Ibarra-Obando, P. Boudreau, and V. F. Camacho-Ibar (eds). *Comparison of Carbon, Nitrogen and Phosphate Fluxes in Mexican Coastal Lagoons*. LOICZ Report and Studies No. 10. Netherlands Institute of Sea Research, Texel. The Netherlands. pp: 9-15.
- Camacho-Ibar, V. F., D. Carriquiry, and S. V. Smith. 1999. Bahía San Quintín, Baja California: N/P budgets within compartments in a coastal lagoon. *In*: *Mexican and Central American Coastal Lagoon Systems: Carbon, Nitrogen and Phosphorus Fluxes*. LOICZ Reports and Studies No. 13, LOICZ, Texel. The Netherlands. pp: 65-78.

- Camacho-Ibar, V. F., D. Carriquiry, and S. V. Smith. 2003. Non-conservative P and N Fluxes and Net Ecosystem Production in San Quintin Bay, Mexico. *Estuaries* 26 (5): 1220-1237.
- Farfán, B. C., and S. Álvarez-Borrego. 1983. Variability and fluxes of nitrogen and organic carbon at the mouth of a coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 17 (6): 599-612.
- Hansell, D. A., and A. Carlson. 2001. Marine dissolved organic matter and carbon cycle. *Oceanography* 14 (4): 41-49.
- Millán-Núñez, R., S. Álvarez-Borrego, and D. M. Nelson. 1982. Effects of physical phenomena on the distribution of nutrients and phytoplankton productivity in a coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 15 (3): 317-335.
- Smith, S. V., and J. T. Hollibaugh. 1997. Annual cycle and interannual variability of ecosystem metabolism in a temperate climate embayment. *Ecological Monographs* 67 (4): 509-533.
- Ward, D. H., T. Tibbitts, A. Morton, E. Carrera-Gonzalez, and R. Kempka. 2004. Use of digital multispectral videography to assess seagrass distribution in San Quintin Bay, Baja California, Mexico. *Ciencias Marinas* 30 (1A): 47-60.

2.6

Contenidos de carbono en sedimento y agua en afluentes del río Amecameca y su relación con el cambio de uso de suelo

Guerra Hernández E. A¹., Cortés Guerrero A. L.¹, Vega Martínez K. L.¹, Cruz Flores G.¹ y Etchevers J.²

¹Laboratorios de Calidad del agua y Ecohidrología y Laboratorio de Edafología y Fisiología de la Nutrición Vegetal, Batalla 5 de Mayo esq. Fuertes de Loreto s/n. Col. Ejército de Oriente. Del. Iztapalapa. CP. 09230

Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM. Autores para correspondencia: eloisaaguerrah@gmail.com

²Colegio de Postgraduados, Km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, Mexico.

Resumen

El río Amecameca, que desciende del occidente del Iztaccíhuatl hacia la cuenca del Valle de México a lo largo de 30 km del cauce, coexiste con diversos tipos de vegetación y usos de suelo que influyen en la calidad del agua. La modificación de la vocación forestal del suelo, ha generado una degradación ambiental de los sistemas ribereños de montaña afectando las concentraciones y exportación del carbono (C) en los ríos. La información sobre los cambios en contenido de C de los afluentes de los sistemas ribereños es escasa aun cuando el ciclo de éste y el de otros elementos, son afectados por las reacciones geoquímicas que ocurren en la interfase agua-sedimento. La investigación tuvo como objetivo observar estos cambios en agua y sedimento para sistemas adyacentes a bosques templados con diferente estado de conservación. De octubre de 2010 hasta julio del 2011, se determinaron mensualmente carbono orgánico particulado (COP), alcalinidad, dureza de calcio y total, pH, temperatura y sólidos totales disueltos (STD) del agua y en sedimentos, el carbono orgánico y pH activo. Los sitios seleccionados para este estudio a lo largo del gradiente altitudinal (2,460-3,685 m) abarcaron zonas de manantial, asociación bosques pino-oyamel, zonas de uso agrícola y pecuario y de actividad urbana. La alcalinidad registró un intervalo de 11.55 a 163.4 mg l⁻¹ de CaCO₃, con las mayores concentraciones en sitios de baja altitud resultado de mayor actividad humana. La dureza mostró el mismo comportamiento, con presencia de aguas blandas en zonas forestales y duras en la zona de interacción antropogénica. El C orgánico en el sedimento mostró mayor porcentaje promedio a menor altitud (6.75% MO) a diferencia de las áreas de mayor altitud (3.1% MO) en el área de manantiales. El contenido de COP fue superior a mayor altitud con 300 mg l⁻¹.

Palabras claves: Iztaccíhuatl, bosques templados, sistemas ribereños, composición física y química del agua.

Introducción

Con orientación de oeste a este, el río Amecameca que nace en las faldas del Iztaccíhuatl, atraviesa por una región boscosa donde predominan comunidades de diversas especies de Pino y Oyamel (Legorreta, 2009). El agua que nutre este río proviene de diversas barrancas y pequeños ríos donde la accidentada topografía expone principalmente rocas andesítico-dacíticas y riolita que por su contenido de sílice tienen tendencia ácida e intermedia en escala de pH, además de toba basáltica y ceniza de pómez (Macías, 2005).

La cuenca del Valle de México, receptora de este río es una región densamente poblada que ha propiciado en las partes media y alta de la cuenca una disminución de cobertura forestal por tala inmoderada, pastoreo extensivo de ganado bovino, incidencia de incendios forestales y explotación de especies de flora y fauna nativa que influyen en la pérdida de biodiversidad. Grave también, es la pérdida de cubierta forestal ante el avance de las áreas destinadas para uso agrícola y desarrollo urbano e industrial a expensas de los terrenos de bosque y en áreas circunvecinas (CONANP, 2010). La atracción natural de los ríos, los rápidos y cascadas de agua y la necesidad que tienen los pueblos y ciudades del recurso agua para consumo humano y un sinfín de diversas actividades productivas, aumenta la presión sobre los sistemas ribereños de la alta y media montaña provocando su deterioro y consecuente disminución de la cantidad y calidad del agua. Las alteraciones producidas por el hombre dentro de las cuencas, parecen afectar a las concentraciones y a la exportación del carbono orgánico disuelto (COD) en los ríos y el acumulado en sedimento y suelos adyacentes al caudal del agua (González, 1995).

Los bosques son los almacenes de carbono (C) más importantes del mundo, y son responsables de la mayor parte de sus flujos. Aproximadamente el 90% de la biomasa acumulada en la tierra se encuentra en los bosques en diferentes formas, una de ellas es la materia orgánica. Los ciclos de varios elementos químicos, particularmente del carbono, nitrógeno, fósforo y azufre, son afectados por las reacciones geoquímicas llevadas a cabo en la interfase agua-sedimento, como el intercambio y la difusión de iones disueltos o adsorbidos, diversos compuestos o gases (Kennish, 1986).

Los sedimentos son un factor muy importante en el control de las lagunas costeras y ríos, ya que generalmente presentan concentraciones considerables de elementos traza, nutrientes y materia orgánica. En los ecosistemas fluviales, la materia orgánica representa la fracción mayoritaria en el transporte río abajo constituyendo un importante componente de las vías heterotróficas. Aunque la mayor parte de este material lo constituyen los compuestos refractarios como ácidos húmicos y fúlvicos, la fracción lábil (carbohidratos y aminoácidos) juega un importante papel como fuente de energía para los microorganismos, nivel trófico esencial en numerosos procesos de los sistemas lóticos (González, 1995).

Uno de los problemas más serios que enfrenta este parque es la disminución de cobertura forestal y la pérdida de su biodiversidad. Cambios en sus orígenes, como la disminución de las entradas de material particulado al río tras la retirada de la vegetación riparia, un incremento de la producción primaria, menor tiempo de residencia del agua en el suelo, o entradas adicionales de carbono orgánico procedente de vertidos urbanos, son solo algunos ejemplos de cómo las modificaciones producidas por el hombre alteran las dinámicas naturales de la materia orgánica.

Con el objetivo de evaluar, los contenidos de carbono del agua y sedimento en dos afluentes del Río Amecameca, en función del cambio de uso de suelo, se realizó esta investigación en los sistemas Amalacaxco-Zoyatzingo y San José-Zoyatzingo dentro del Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl y terrenos de bienes comunales de Amecameca y Santa Isabel Chalma.

Materiales y métodos

El trabajo de campo se realizó de Octubre 2010 a Junio 2011 en diez estaciones de muestreo a lo largo de dos afluentes del Río Amecameca (Sistemas Amalacaxco y Sistema San José) que convergen en las afueras de la zona urbana de Amecameca, México. Con base en el cambio de uso del suelo, se estudiaron seis estaciones en el sistema Amalacaxco y cinco en el de San José (Figura 1).

Para el Sistema Amalacaxco, la zona de mayor altitud (3,800 m) presentó bosque conservado de *Pinus hartwegii* en asociación con zacatonal; entre 3,000 y 3,400 m se tuvo el segundo uso de suelo (bosque de pino y oyamel con baja perturbación); en el piso altitudinal de 2,500 a 2,700 m se presenta uso pecuario (vacuno y porcino) y agrícola; finalmente a 2,400 m aproximadamente, la zona de contacto con actividad urbana donde las descargas domésticas y contaminación de basura afectan notablemente al sistema hídrico.

Para el sistema San José, la zona de manantial se ubicó a 3,200 m presentando bosque conservado de pino; cerca de 3,000 m se encontró el ecotono entre bosque pino-oyamel con baja perturbación, un piso altitudinal inferior mostró una zona con vegetación forestal con cierto grado de perturbación donde se realiza la captación de agua en cajas-tanque y en los 2,400 m la unión de los dos afluentes con actividad urbana.

Se realizó la caracterización de sitios en campo indicando: uso de suelo, tipo de roca, exposición, vegetación dominante, estratos vegetales, coordenadas geográficas y porcentaje de nubosidad.

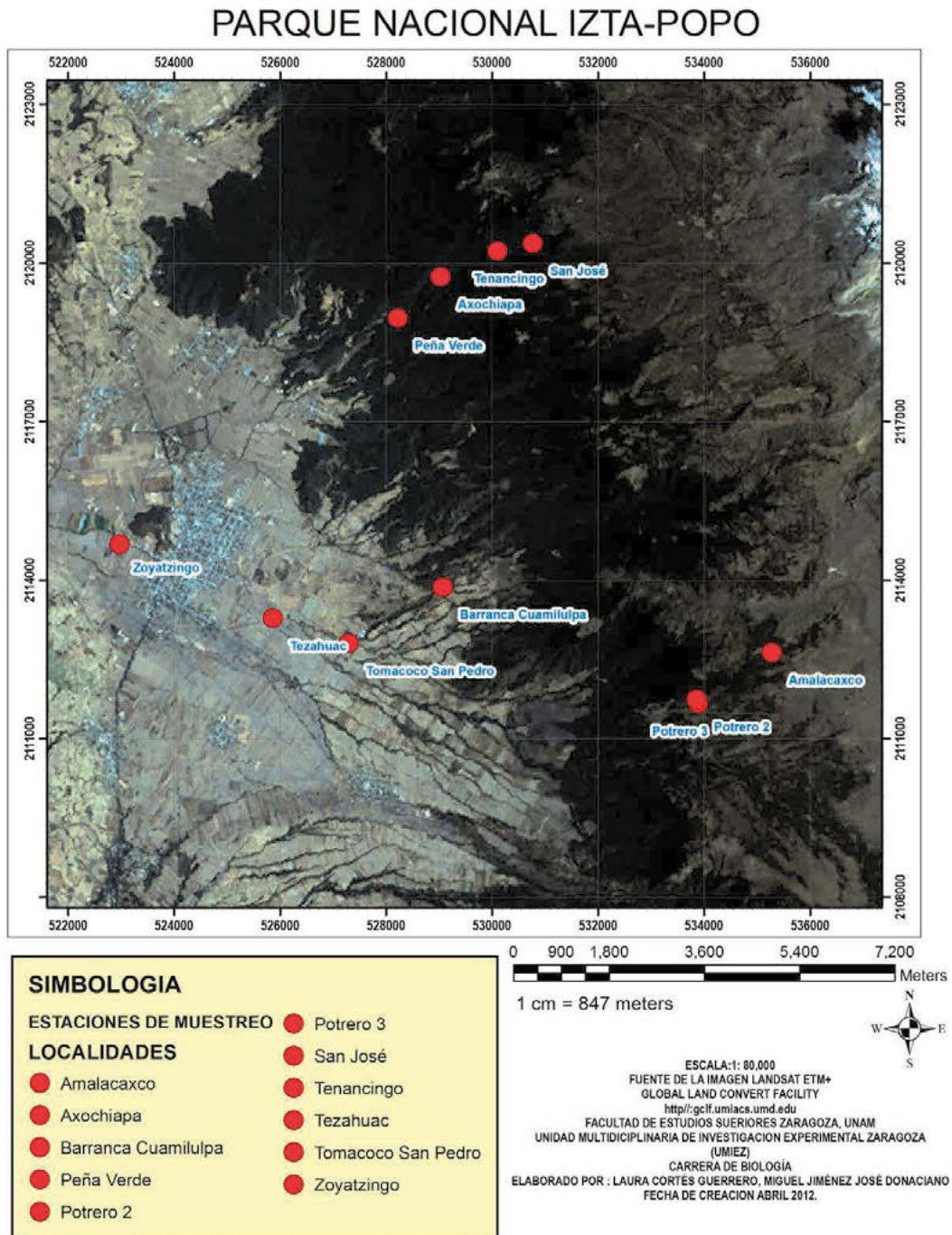


Figura 1. Imagen satelital de las estaciones de muestreo.

Se colectaron muestras compuestas de sedimento en transectos de 30 m, tomando las muestras simples al inicio (0 m), en medio (15 m) y al final (30 m), se trasladaron a

laboratorio donde se secaron a temperatura ambiente, tamizaron (malla 2 mm) y almacenaron en frascos de plástico etiquetados con el sitio y fecha de colecta.

Previo a la toma de muestras de agua, se registró temperatura ambiente y del agua con termómetro de mercurio de inmersión total de -20° a 180°C . Se determinó *in situ* el pH con potenciómetro de campo (Hanna modelo HI 98107), conductividad y STD con equipo portátil (Combo Hanna modelo HI 98129), velocidad del caudal con un flotador y perfil batimétrico. La toma de muestra se llevó a cabo manualmente a nivel superficial en botellas de plástico opacas de 1 l, de 500 ml fijadas con 5 gotas de ácido sulfúrico y de 250 ml, para determinar, antes de 24 h, alcalinidad (método volumétrico dos indicadores), dureza de calcio y total (método complejométrico) y en el caso del oxígeno disuelto, la muestra se colectó en botellas *ad hoc* y se determinó *in situ* por el método de Winkler de acuerdo con APHA-AWWA-WPCF (1992). Las muestras fueron conservadas a 4°C en una hielera, para su posterior análisis en laboratorio, donde se les determinó sólidos totales sedimentables (cono de Imhoff), carbono orgánico particulado y DBO_5 (NMX-AA-028-SCFI-1981). Entre las propiedades físicas y químicas determinadas para sedimento se utilizaron algunos métodos propuestos en la NOM-021-RECNAT-2000: pH potencial 1:2, conductividad eléctrica 1:5, temperatura y materia orgánica (método AS-07 de la NOM-021-RECNAT-2000).

Resultados y discusión

Un buen indicador de afectación de la calidad del agua por cambio de uso de suelo, fue la conductividad del agua (Figura 2), que en los sitios de mayor influencia antrópica (Zoyatzingo) fue veinte veces mayor ($910\ \mu\text{S}$) que la observada ($43\ \mu\text{S}$) en la estación Amalacaxco, cercana a los manantiales (Cuadro 1). De manera similar a la tendencia de la conductividad eléctrica, se observó la de los STD (Figura 3). Otro parámetro importante fue el pH del agua (Figura 1) que se encontró dentro de los límites establecidos por la NMX-AA-008-SCFI-2000 (6.5 a 8.5), es decir entre neutra y ligeramente alcalina. Los valores más altos se encontraron en Tomacoco-San Pedro (Cuadro 1) que es una zona agropecuaria cercana al sistema hídrico, al cual se vierten los desechos fecales y residuos de alimento del ganado o abonos y fertilizantes que se utilizan en el cultivo de maíz, avena y cebada.

Con respecto al contenido de C-inorgánico en el agua de los afluentes de los dos sistemas (figuras 4 y 5), fue obtenido a partir de la alcalinidad, se registraron niveles de 2 a $6\ \text{mg l}^{-1}$ en zonas con prevalencia de bosques, mientras que en los sitios de uso agrícola y urbano la cantidad de C-inorgánico aumentó hasta valores que oscilan en $20\ \text{mg l}^{-1}$ (Cuadro 1 y 2).

En los sedimentos se observó que los valores de pH (1:2) fue más ácido (5.9) (Figura 1) en sitios con mayor influencia antrópica en comparación a sitios conservados donde los valores de pH fueron mayores, de igual manera la conductividad presenta tendencia a disminuir conforme se acerca los sitios de actividad pecuaria y agrícola, sin embargo en la zona de actividad urbana esta aumento más de cinco veces ($365\ \mu\text{S}$) al valor más alto encontrado en los sitios cercanos a los manantiales ($61\ \mu\text{S}$).

El C en el sedimento tiende a aumentar conforme disminuye el gradiente altitudinal, esto debido al arrastre de compuestos orgánicos a lo largo del cauce (figuras 6 y 7).

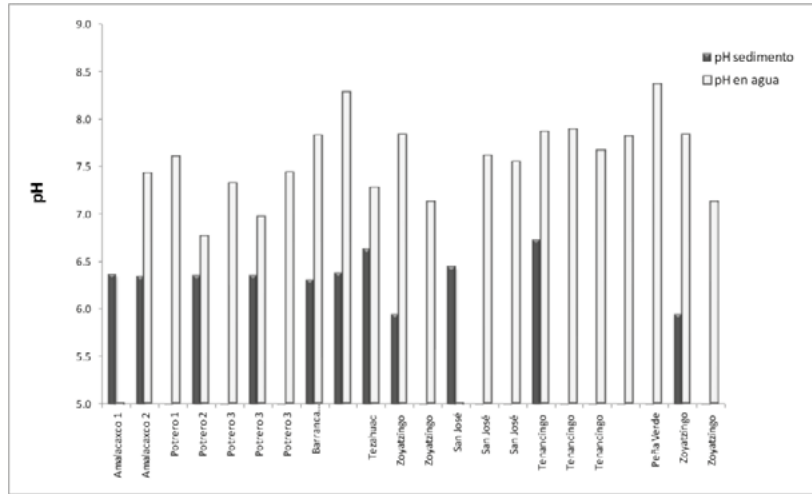


Figura 1. pH en agua y sedimento, para ambos sistemas

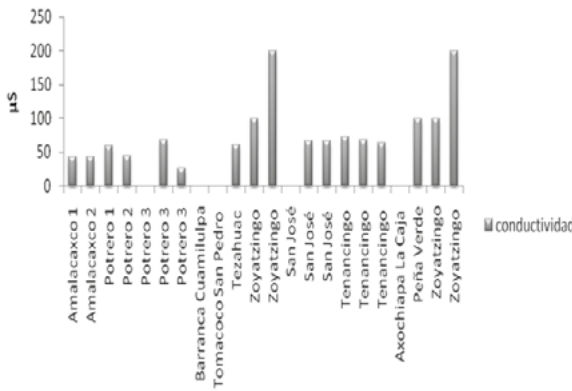


Figura 2. Conductividad del agua en el sistema Sta. Isabel Chalma.

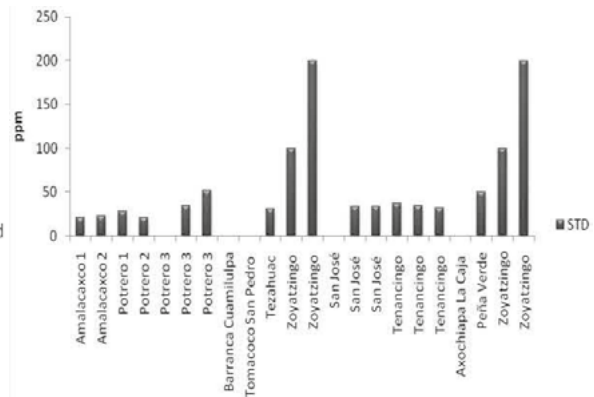


Figura 3. Sólidos totales disueltos del agua en el sistema Sta. Isabel Chalma.

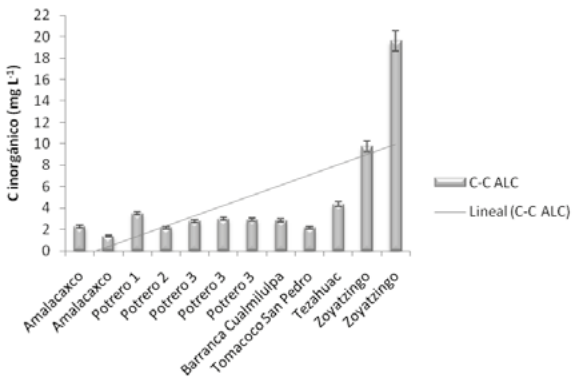


Figura 4. Carbono inorgánico del agua en el sistema Amalacaxco.

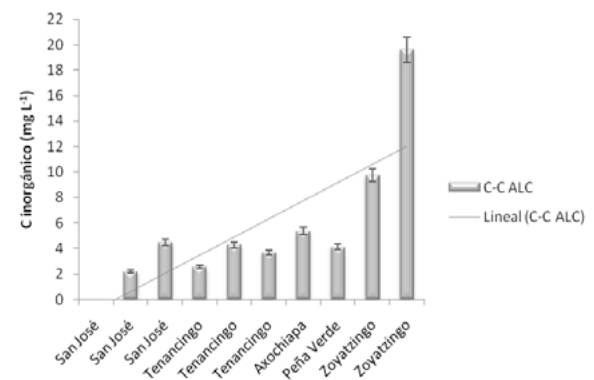


Figura 5. Carbono inorgánico del agua en el sistema Sta. Isabel Chalma.

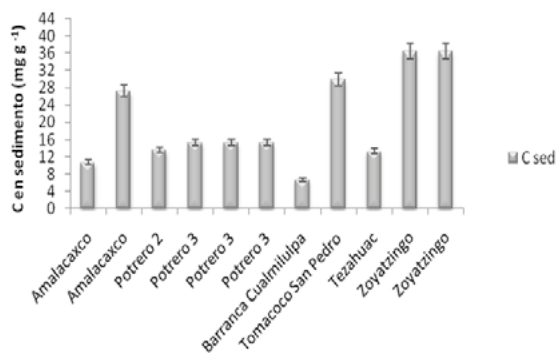
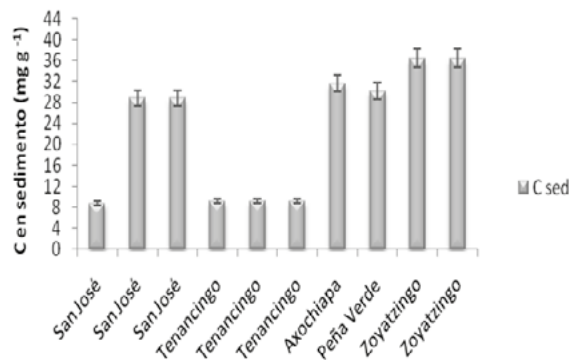


Figura 6. Carbono en sedimento en el sistema Amalacaxco.



Figur 7. Carbono en sedimento en el sistema Sta. Isabel Chalma.

Conclusiones

La calidad del agua a nivel físico y químico sufre deterioro paulatino conforme cambia el uso de suelo, factor que influye en la vulnerabilidad del recurso, consecuencia de la incorporación de residuos de fertilizantes utilizados en los cultivos, basura, materia orgánica y presencia de heces provenientes del ganado.

Cuadro 1. Parámetros promedios registrados en el afluente de Amalacaxco ordenados conforme desciende el gradiente altitudinal.

Fecha	Localidad	Altitud m	Uso de suelo	T° agua °C	pH agua	Sólidos totales disueltos ppm	C en alcalinidad mg L ⁻¹	C en sedimento mg g ⁻¹ Sed
1 Oct 10	Amalacaxco	3651	Pino-zacatonal	11	7.39	21	2.26	10.7
27 Nov 10	Amalacaxco	3651	Pino-zacatonal	4	7.42	22	1.39	27.2
18 Jun 11	Potrero 1	.	Pino-oyamel	6	7.6	28	3.50	.
01 Oct 10	Potrero 2	3368	Pino-oyamel	9	6.76	21	2.16	13.6
22 Oct 10	Potrero 3	3347	Pino-oyamel	7	7.32	.	2.77	15.3
11 Mar 11	Potrero 3	3347	Pino-oyamel	5	6.97	34	3.00	15.3
18 Jun 11	Potrero 3	3347	Pino-oyamel	7	7.43	52	2.93	15.3
23 Oct 10	Barranca Cuamilulpa	2684	Agrícola-pecuario	9	7.82	.	2.82	6.7
23 Oct 10	Tomacoco San Pedro	2545	Agrícola-pecuario	11	8.28	.	2.16	29.9
6 Nov 10	Tezahuac	2518	Agrícola-pecuario	5.7	7.27	31	4.37	13.3
6 Nov 10	Zoyatzingo	2463	Urbano	14	7.83	457	9.76	36.4
17 Jun 11	Zoyatzingo	2463	Urbano	18	7.12	477	19.61	36.4

Cuadro 2. Parámetros promedios registrados en el afluente San José ordenados conforme desciende el gradiente altitudinal.

Fecha	Localidad	Altitud m	Uso de suelo	T° agua °C	pH agua	Sólidos totales disueltos ppm	C en alcalinidad mg L ⁻¹	C en sedimento mg C g ⁻¹ Sed
5 Nov 10	San José	.	Pino-oyamel	8.8
26 Nov 10	San José	.	Pino-oyamel	9.8	7.61	33	2.21	28.9
3 Feb 11	San José	.	Pino-oyamel	9	7.54	33	4.49	28.9
5 Nov 10	Tenancingo	3028	Pino-oyamel	6	7.86	73	2.57	9.2
3 Feb 11	Tenancingo	3028	Pino-oyamel	7	7.89	34	4.30	9.2
17 Jun 11	Tenancingo	3028	Pino-oyamel	9.5	7.66	32	3.70	9.2
12 Mar 11	Axochiapan	.	Pino-oyamel	7	7.81	.	5.37	31.7
14 Jul 11	Peña Verde	.	Pino-oyamel	10	8.36	50	4.13	30.2
6 Nov 10	Zoyatzingo	2463	Urbano	14	7.83	457	9.76	36.4
17 Jun 11	Zoyatzingo	2463	Urbano	18	7.12	477	19.61	36.4

La modificación de la vocación forestal ha generado una degradación ambiental de los sistemas ribereños de montaña afectando las concentraciones y exportación del carbono en los ríos.

El carbono inorgánico tiende a incrementarse conforme el uso de suelo cambia a agrícola, pecuario o urbano, mientras que el carbono orgánico en sedimento no manifestó un comportamiento específico.

Referencias bibliográficas

- APHA-AWWA-WPCF. 1992. Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales. Editorial Díaz Santos. Washington. 1995 p.
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2010. (<www.conanp.gob.mx>, consultado en septiembre del 2010)
- González, E., y J. Pozo. 1995. El carbono orgánico disuelto en el río Agüera (Norte de España) en condiciones de estabilidad hidrológica. *Limnética* 11 (2): 57-62.
- Kennish, M. J. 1986. Ecology of Estuaries. Physical and Chemical Aspects. Press, Inc. USA. 254 p.
- Legorreta, J. 2009. Ríos, Lagos y Manantiales del Valle de México. Universidad Autónoma Metropolitana. México, D. F. 365 p.
- Macías, J. L. 2005. Geología e historia eruptiva de algunos de los grandes volcanes activos de México. *Boletín de la Sociedad Geológica de México. Temas Selectos de la Geología Mexicana* LVII (3): 379-424.



- Norma Mexicana-AA-008. NMX-AA-008-SCFI-2000. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. Septiembre de 2000. México.
- Norma Mexicana-AA- 028.NMX-AA-SCFI-2008. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación 8 de septiembre de 2009. México.
- Norma Oficial Mexicana 021. NOM-021-RECNAT 2000. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México. Diario Oficial. 31 de diciembre del 2002. México.
- Parson, T., M. Yoshiaki, and C. Lalli. 1984. A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis. Editorial Pergamon Press. Great Britain. 173 p.
- Rodríguez, R., J. Jiménez, y O. Aguirre. 2006. Estimación del carbono almacenado en un bosque de niebla en Tamaulipas, México. Ciencia UANL IX (2): 179-188.

2.7

Rutas del Carbono en arrecifes coralinos de México

Reyes Bonilla, Héctor ¹

¹ Universidad Autónoma de Baja California Sur. Departamento Académico de Biología Marina. Apartado postal 19-B. CP 23080. La Paz, B.C.S. Correo electrónico: hreyes@uabcs.mx

Resumen

Los arrecifes de coral son ecosistemas reconocidos porque su estructura física está formada fundamentalmente de carbonato de calcio (aragonita). Dicho mineral ha sido depositado gracias a una serie de procesos que inician con el origen de fragmentos carbonatados provenientes de corales, algas y múltiples invertebrados, y que terminan en la cementación de los cristales de aragonita por procesos inorgánicos a una tasa de unos cuantos milímetros al año. De manera paralela, este mecanismo de construcción se ve balanceado por la acción de mecanismos biológicos (básicamente la bioerosión) y químicos (acidificación) que van eliminando gradualmente un cierto porcentaje del mineral, y dan como resultado un debilitamiento de la estructura. Paralelamente a la fijación de carbonatos en esqueletos y en la matriz arrecifal, la fotosíntesis efectuada por corales, micro y macroalgas y algunos invertebrados, genera el carbono orgánico que entra a la red trófica, representa la base para el funcionamiento del ecosistema, y eventualmente se traduce en recursos alimenticios para la sociedad. En la presente plática se describirán los eventos citados dentro del marco de los arrecifes coralinos de México, presentando además resultados de estudios realizados en la última década en todo el país.

Palabras clave: Calcificación, fotosíntesis, zooxantelas, red trófica.

Introducción

Los arrecifes coralinos son ecosistemas tropicales, bien conocidos por la alta diversidad y riqueza de especies que albergan (Sheppard *et al.*, 2009). Gracias a esa condición ofrecen gran variedad de servicios ambientales que representan millones de dólares para las comunidades humanas que viven en sus alrededores (Spalding, 2004). Sin embargo, la situación actual de los arrecifes dista de ser adecuada; las actividades humanas y sus impactos directos (pesca, turismo, sedimentación) e indirectos (escurrimiento de nutrientes provenientes de tierras altas, aumento de susceptibilidad a enfermedades) están afectando de manera irreversible a estos sistemas (Harvell *et al.*, 2007; Carpenter *et al.*, 2008). En adición, el calentamiento global ha llamado la atención de los investigadores y hay especial interés en el efecto que puede tener el aumento de acidificación del océano sobre la calcificación de los corales (Veron *et al.*, 2009), y las consecuencias de la elevación de la

temperatura sobre la composición de especies, y paralelamente sobre las redes tróficas (Arias González *et al.*, 2011). Considerando los fenómenos citados, el objetivo de este trabajo es presentar un resumen de los principales procesos de entrada y salida del carbono en los arrecifes de coral, dando énfasis en la información que se tiene disponible para las costas de México. Como se ve, los datos aún son escasos, pero nos permiten tener una primera aproximación a la situación nacional en la actualidad.

Materiales y métodos

El presente documento es una compilación general de la información disponible sobre el tema del flujo del carbono en arrecifes de coral, la cual ha aparecido en los últimos 25 años. Para dar una mejor perspectiva se consultaron documentos de diversa índole (artículos, capítulos de libros arbitrados, libros técnicos y de texto), y se seleccionaron aspectos clave. Finalmente, se incluye un apartado dedicado a resumir la información disponible sobre el tema, y que se relaciona directamente con los arrecifes coralinos de las costas de México.

Resultados y discusión

Los arrecifes de México

En nuestro país, los arrecifes se encuentran distribuidos en todas las costas; en el sur del Golfo de México existen sistemas frente a Tuxpan, el Puerto de Veracruz y Antón Lizardo, los cuales han sido estudiados desde hace décadas, y ofrecido sus servicios ambientales al país desde hace más de cinco siglos (Liddell y Tunnell, 2011). Moviéndose al este, en el Banco de Campeche y el norte de Yucatán se tiene una serie de bajos y arrecifes emergidos (Cayo Arcas, Cayo Arenas, Triángulos y Alacranes), famosos por su alta diversidad de especies, y por el hecho de que han sido impactados por las actividades de extracción petrolera (Horta-Puga, 2007). En el Caribe mexicano, los arrecifes de coral están muy bien desarrollados y aparecen prácticamente a todo lo largo de la costa del estado de Quintana Roo (Jordán-Dahlgren y Rodríguez-Martínez, 2003). Su presencia aporta múltiples beneficios que sostienen la enorme actividad hotelera del estado, y representan la entrada de cientos de millones de pesos anualmente por concepto de visitas (Bezaury-Creel, 2010).

Los sistemas anteriormente citados son los más reconocibles por el público, pero en la costa occidental de México también pueden encontrarse arrecifes coralinos, aunque mucho más simples biológicamente y de menor extensión. Los mejores ejemplos aparecen en los alrededores de Huatulco, Oaxaca y en Zihuatanejo, Guerrero (López Pérez *et al.*, en prensa), aunque también hay sistemas importantes al sur de Manzanillo, Colima, en las Islas Mariás y la playa de Tenacatita, Jalisco, y en el Parque Nacional Cabo Pulmo, de gran fama actual (Reyes Bonilla, 2003; Aburto Oropeza *et al.*, 2011).

Los arrecifes del occidente quizá no hayan sido muy valorados desde la perspectiva turística, pero representan eslabones clave para sostener el alto nivel de pesca artesanal que distingue a la región (Cisneros-Mata, 2010).

Fuentes de carbono inorgánico en los arrecifes coralinos

La característica distintiva de un arrecife de coral es su estructura física. En un sistema típico, los corales vivos representan solo la parte superficial expuesta, la cual crece a relativamente alta velocidad (hasta 10 cm año^{-1} ; Glynn, 1997) sobre una matriz de roca caliza (“matriz arrecifal”) que ha sido depositada por procesos de biomineralización, de forma muy gradual (menos de 1.5 cm año^{-1} ; Sheppard *et al.*, 2009) y a lo largo de cientos o incluso miles de años (Hubbard, 1997). Aún en los sitios donde la cobertura de coral sobre el fondo es alta, la matriz no está compuesta únicamente de esqueletos de celenterados y sus fragmentos, ya que los corales representan solo la parte primaria de la producción de carbonatos y funcionan como los “castillos” del edificio. Los “ladrillos” y el “mortero” lo forman los restos de múltiples otros organismos con esqueletos de aragonita o carbonato de magnesio (algas coralinas, algas frondosas como *Halimeda* spp., bivalvos, caracoles, briozoarios, esponjas, etc.), los cuales se cementan por una serie de reacciones químicas y por procesos de empaquetamiento de los granos dentro de las cavidades que deja la caliza (Allemand *et al.*, 2011).

La cantidad de carbonato de calcio que es depositado por los corales depende de las condiciones ambientales, ya que en aguas cálidas, poco productivas y muy iluminadas los esqueletos crecen más rápido que en sus opuestos, y pueden tener una mayor densidad (Sheppard *et al.*, 2009). Además también son relevantes los aspectos filogenéticos, ya que especies de morfología ramificada (géneros *Acropora*, *Pocillopora*) crecen entre 4 y 10 cm al año, mientras que los corales masivos (*Porites*, *Monstaraea*) lo hacen lentamente. Las evaluaciones realizadas sobre la cantidad de carbonato que entra a los arrecifes por crecimiento coralino (Ware *et al.*, 1991; Lough y Cooper, 2011) indican que aunque hay sitios donde se generan hasta $10 \text{ kg CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, la mediana del valor es de aproximadamente $4\text{-}5 \text{ kg CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$. Además, si se toma en cuenta el arrecife en su totalidad (incluyendo zonas arenosas), lo normal es una cifra de apenas $1.5 \text{ Kg. CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, la cual se traduciría a un total bruto de 15 toneladas de aragonita fija en la estructura arrecifal por hectárea al año, y a 2.3 toneladas de carbono retirado de la atmósfera.

Fuentes de carbono orgánico

Si bien el carbono depositado en los esqueletos de coral puede alcanzar volúmenes significantes, existe otra fuente de entrada neta al sistema de mayor relevancia: el aporte de compuestos orgánicos producto de la fotosíntesis, proceso que llevan a cabo diversos grupos animales y vegetales en el arrecife. Los típicos productores primarios son las diatomeas, dinoflagelados y otros protistas residentes de la columna de agua, los cuales sostienen la producción pesquera del planeta (Pauly y Christensen, 1995); sin embargo, en el caso de los arrecifes de coral se ha denotado la relevancia de las algas filamentosas (cianofitas) y coralinas (Sheppard *et al.*, 2009), y de hecho la medición directa de la productividad orgánica en los arrecifes de coral normalmente se hace solo para la parte béntica (Littler y Littler, 2006). Trabajos de revisión (Kinsey, 1983) muestran que el promedio de producción por algas en un arrecife equivale a $2.9 \text{ kg C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, y es 6 veces superior a la cantidad depositada por crecimiento de corales. Las cifras reales de

productividad generada en el bentos son muy superiores debido a la influencia de las zooxantelas simbiotas. Estos dinoflagelados aportan del 80% al 130% del carbono de la fotosíntesis a sus hospederos, los cuales emplean apenas la mitad de esa energía (Sheppard *et al.*, 2009). El resto se expulsa en forma de mucus rico en carbohidratos, el cual es consumido por los invertebrados y peces residentes de las cabezas de coral, que eventualmente son la base de la producción secundaria del sistema (McClanahan *et al.*, 2011).

Paralelamente a los trabajos experimentales, los modelos de redes tróficas han ofrecido una visión más holística, aunque indirecta, de las cantidades de carbono que son integradas en los ecosistemas coralinos. Existen numerosos estudios sobre el tema luego que se publicó el primer modelo para los arrecifes de Hawaii (Polovina, 1984), pero uno de los más completos en el sentido que incluye todos los tipos de productores primarios se llevó a cabo en Puerto Rico (Guenette y Hill, 2009). La publicación señala que la biomasa algal (250 t km^{-2}), es cuatro veces superior a la coralina (67 t km^{-2}) y casi 10 veces más que la del fitoplancton (35 t km^{-2}); no obstante ello, la producción anual en la columna de agua (70 t km^{-2}) es 6 veces superior a la que realizan las algas, y 70 veces más que la de los corales. Esto se debe a la notable diferencia en tasas de recambio de biomasa entre grupos.

Salida del carbón

El carbono que ha sido incorporado ya sea por fotosíntesis o calcificación al arrecife, puede perderse del sistema de diversas maneras. En el caso de las redes tróficas, los arrecifes son exportadores netos de energía hacia ecosistemas adyacentes, y se ha demostrado su íntima relación con bosques de manglar, playas arenosas y pastos marinos (Mumby *et al.*, 2004). Además, el sistema presenta “acoplamiento bento-pelágico” que significa que muchos organismos que habitan el fondo o cerca del mismo (invertebrados o peces demersales) pueden ser consumidos por depredadores móviles como los tiburones dorados y otros, y ese carbono ser llevado a regiones alejadas de donde fue originado (Arias- González *et al.*, 2011). En el caso del carbonato depositado en esqueletos o en la matriz arrecifal misma, este se puede perder por raspado de peces loro (familia Scaridae), cochitos (familia Balistidae) y otros, que lo erosionan al alimentarse de algas (Glynn, 1997). Además, el efecto destructivo adicional causado por esponjas, sipuncúlidos, quitones, poliquetos y otros grupos, también es elevado (Glynn y Enochs, 2011). Finalmente, Ware *et al.* (1991) demostraron que el crecimiento coralino genera 0.6 moles de C por cada mol de CaCO_3 depositado, es decir, bajo la perspectiva biogeoquímica, estos ecosistemas son fuentes, no sumideros de carbono. Sin embargo, hay que recordar que las cifras de fijación de este elemento por fotosíntesis señaladas en secciones previas de este texto, indican inequívocamente que tomando toda la información en consideración, los arrecifes son depósitos netos de carbono atmosférico.

La mayor preocupación actual relativa a la pérdida de carbonatos en arrecifes es la acidificación de los océanos. El fenómeno comenzó a llamar la atención en la década pasada una vez que fue denotado por los modelos de cambio climático (Doney *et al.*, 2009), y se ha visto que el bajo pH afecta a los corales de formas distintas como evitando el reclutamiento de sus larvas, afectando su éxito reproductivo, deteniendo su crecimiento y

debilitando la matriz arrecifal, la cual se hace susceptible a ser destruida por agentes antropogénicos y naturales (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007).

La NOAA (<http://coralreefwatch.noaa.gov/satellite/oa/index.html>) presenta mapas sobre la condición mensual de diversas variables oceanográficas como el estado de saturación de la aragonita, la alcalinidad total, el CO₂ total, y la concentración de iones carbonato y bicarbonato, en una serie de tiempo iniciada en enero de 1988. La información muestra como en a fines de los 1980s, el valor de omega aragonita superaba el 4.0 en promedio a lo largo del Caribe, Bahamas y el sur de Florida, y tenía cifras bajas en el norte del Golfo de México y las Bermudas. En contraste, para 2011 el valor de omega era inferior a 4.0 en toda la región, e incluso en el norte del Golfo de México y la península de Florida llega a ser de 3.0, lo que según Kleypas *et al.* (1999), está por debajo del mínimo aceptable para el desarrollo arrecifal. No existen datos finos para ninguna otra región del mundo, pero se sabe que en áreas como el Pacífico oriental, donde imperan condiciones de alta productividad, el nivel de saturación de aragonita es apenas superior a 3.0, lo cual hace complejo que en esta región se desarrollen estructuras arrecifales de gran calado (Manzello *et al.*, 2008).

Datos sobre el flujo de carbono en arrecifes mexicanos

Durante las últimas dos décadas el conocimiento sobre los flujos de carbono en arrecifes de nuestro país se ha acrecentado, en buena parte con el fin de conocer la situación actual de estos ecosistemas, y evaluar potenciales efectos del cambio global. Uno de los estudios más detallados es el de Calderón Aguilera *et al.* (2007) quienes presentan un análisis de la producción bruta de carbonatos en varias zonas del Pacífico. Los autores calcularon la densidad de los esqueletos de las especies y géneros coralinos más comunes en esa región (*Pocillopora* spp., *Pavona* spp., *Porites panamensis*), y con base en su tasa de crecimiento y su abundancia, estimaron la cantidad anual depositada de carbonato de calcio. Se observa que la tasa de depósito de carbonatos en el arrecife de Cabo Pulmo (23.5°N, en el Golfo de California) bajó de 15 kg m⁻² año⁻¹ en 1987 a menos de 5 kg/m²/año en 2006, mientras que en La Entrega (Bahías de Huatulco, Oax.), la reducción fue de 15 kg/m²/año a 8 kg m⁻² año⁻¹ entre 1997 y 2003. Estos cambios drásticos se debieron a la pérdida de cobertura coralina resultante de los eventos de blanqueamiento de coral en 1987 y 1997, causados por El Niño. Al mismo tiempo, los arrecifes de Tenacatita, Jal. (20°N) permanecieron casi estables en 2002 y 2003 (entre 14 y 16 kg m⁻² año⁻¹), ya que la zona presentó menores anomalías de temperatura (Reyes Bonilla, 2003). Finalmente, si tomamos los datos presentados por Calderón Aguilera *et al.* (2007), y usando la regla presentada por Ware *et al.* (1991) de que por cada 1.5 kg CaCO₃⁻¹ m⁻² año⁻¹ se generan 168 g CO₂ m⁻² año⁻¹, podemos estimar que en el caso de Cabo Pulmo y La Entrega (ambos sitios con ca. 5 kg CaCO₃ m⁻² año⁻¹) en 2003 se estaban produciendo alrededor de 560 g C m⁻² año⁻¹, o 1.5 g m⁻² día⁻¹. El volumen en la zona de Tenacatita debe ser unas tres veces mayor, dada su alta cobertura coralina.

Sobre los efectos actuales y futuros de la acidificación en arrecifes de México hay poca información aún. Los mapas de NOAA indican que la saturación de aragonita en el Golfo de México ha ido a la baja mucho más rápidamente que lo que se ha visto en el Caribe

mexicano, aunque en todos lados la disminución es patente como resultado de la acidificación. Sin embargo, las cifras están lejos del valor de 1 en omega, indicativo de que los carbonatos entran a disolución en el agua y se convierten en CO_2 (Silverman *et al.*, 2009). Por otro lado, López Pérez *et al.* (en prensa) analizaron el estado actual del omega de aragonita en cuatro arrecifes del suroeste del Golfo de California, y desde superficie hasta -50 m (Figura 1). Se vio que los sistemas de la Región de Los Cabos (22°N) presentan condiciones aceptables para el crecimiento coralino en verano y otoño, aunque solo a profundidades máximas de 20 m. Por otra parte, entre Cabo Pulmo (23.5°N) y Loreto (25°N) el valor promedio de Ω aragonita es superior a 3.2, y puede pasar 3.6 durante septiembre, mientras que las condiciones aptas para el desarrollo del coral llegan a los -30 m (Figura 1). No obstante ello, los autores concluyen que al comparar la situación de estos arrecifes y la de otros en zonas más tropicales del país, los del golfo están en condiciones marginales, quizá debido a que esta zona es altamente productiva.

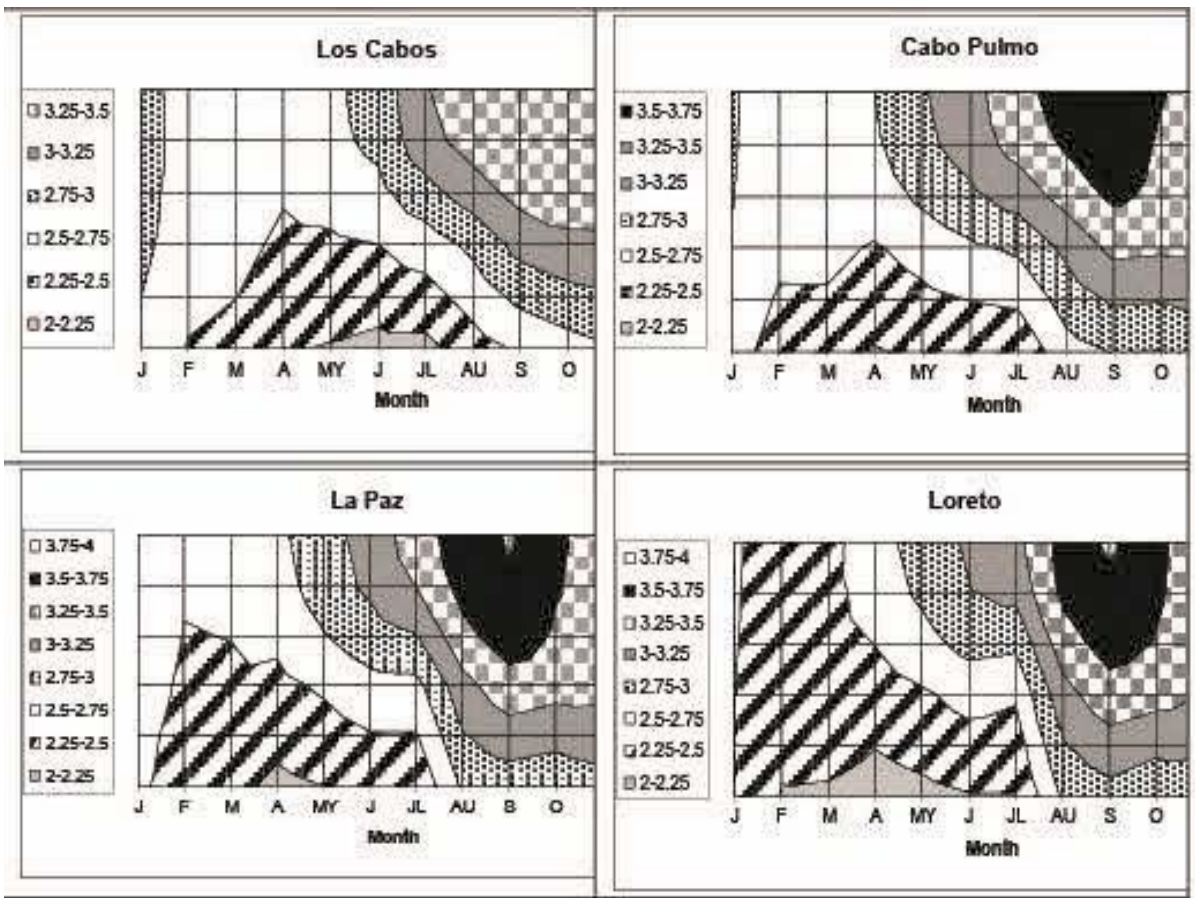


Figura 1. Valores de saturación de aragonita (Ω ar) en cuatro zonas arrecifales del suroeste del Golfo de California. El límite inferior aceptado para el buen desarrollo coralino es de 3.0 a 3.2 (Kleypas *et al.*, 1999; López Pérez *et al.*, en prensa).

Conclusiones

Aunque ya se tiene un conocimiento adecuado de las principales rutas de entrada y salida del carbono en los arrecifes coralinos, aún falta mucho por saberse. Es particularmente necesario llevar a cabo estudios que conjunten información sobre la captura de carbono de forma inorgánica y por medio de las redes tróficas. En el caso de México los datos aún son escasos y ello llama a la necesidad de redoblar esfuerzos, dado que los arrecifes son el primer ecosistema marino donde el efecto del calentamiento del planeta se está manifestando de forma inequívoca.

Referencias bibliográficas

- Aburto-Oropeza, O., B. Erisman, G. Gallant, I. Mascareñas-Osorio, E. Sala, and E. Ezcurra. 2011. Large recovery of fish biomass in a no-take marine reserve. *PLoS ONE* 6.
- Allemand, D., E. Tambutté, D. Zoccola and S. Tambutté. 2011. Coral Calcification: Cells to Reefs. *In: Dubinsky, Z. and E. Stambler (eds). Coral Reefs: An Ecosystem in Transition. Springer. Berlin. pp: 122-150.*
- Arias-González, J. E., C. Johnson, R. Seymour, P. Pérez, and P. Aliño. 2011. Scaling up Models of the Dynamics of Coral Reef Ecosystems: an Approach for Science-based Management of Global Change. *In: Dubinsky, Z. and E. Stambler (eds). Coral Reefs: an Ecosystem in Transition. Springer. Berlin. pp: 370-388.*
- Bezaury-Creel, J. 2010. El Valor de los Bienes y Servicios que las Áreas Naturales Protegidas Proveen a los Mexicanos. The Nature Conservancy. México. 36 p.
- Calderón-Aguilera, L. E., H. Reyes-Bonilla, y J. D. Carriquiry. 2007. El papel de los arrecifes coralinos en el flujo de carbono en el océano: estudios en el Pacífico mexicano. *In: Hernández de la Torre, B., y G. Gaxiola-Castro (eds). Carbono en Ecosistemas Acuáticos de México. Instituto Nacional de Ecología, México, D.F. pp: 215-226.*
- Carpenter, K. E. *et al.* 2008. One-third of reef-building corals face elevated extinction risk from climate change and local impacts. *Science* 321 (5888): 560-563.
- Cisneros-Mata, M. A. 2010. The Importance of Fisheries in the Gulf of California and Ecosystem-Based Sustainable co-management for Conservation. *In: Brusca, R. C. (ed). The Gulf of California: Biodiversity and Conservation. University of Arizona Press. Tucson. pp: 119-134.*
- Doney, S. C., V. Fabry, R. Feeley, and J. Kleypas. 2009. Ocean acidification: the other CO₂ problem. *Annual Review of Marine Science* 1: 169-192.
- Glynn, P. W. 1997. Bioerosion and Coral Growth: a Dynamic Balance. *In: Birkeland, C. (ed). Life and Death in Coral Reefs. Academic Press. San Diego. pp: 68-95.*
- Glynn, P. W., and I. Enochs. 2011. Invertebrates and their Roles in Coral Reef Ecosystems. *In: Dubinsky, Z. and E. Stambler (eds). Coral Reefs: An Ecosystem in Transition. Springer. Berlin. pp: 273-326.*
- Guenette, S., and R. Hill. 2009. A trophic model of the coral reef ecosystem of La Parguera, Puerto Rico: synthesizing fisheries and ecological data. *Caribbean Journal of Science* 45 (2-3): 317-337.



- Harvell, D., E. Jordán-Dahlgren, S. Merkel, E. Rosenberg, L. Raymundo, G. Smith, E. Weil, and B. Willis. 2007. Coral disease, environmental drivers, and the balance between coral and microbial associates. *Oceanography* 20 (1): 172-195.
- Hoegh-Guldberg, O.P. J. Mumby, A. J. Hooten, R. S. Steneck, P. Greenfield, E. Gomez, C. D. Harvell, P. F. Sale, A. J. Edwards, K. Caldeira, N. Knowlton, C. M. Eakin, R. Iglesias-Prieto, N. Muthiga, R. H. Bradbury, A. Dubi, and M. E. Hatziolos. 2007. Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science* 318 (5857): 1737-1742.
- Horta-Puga, G. 2009. Environmental Impacts. *In*: Tunnell, J. W., E. A. Chávez, and K. Withers (eds). *Coral Reefs of the Southern Gulf of Mexico*. Texas A&M University Press. Corpus Christi. pp: 126-141.
- Hubbard, D. K. 1997. Reefs as Dynamic Systems. *In*: C. Birkeland (ed). *Life and Death in Coral Reefs*. Academic Press. San Diego. pp: 43-67.
- Jordán-Dahlgren, E., and R. E. Rodríguez-Martínez. 2003. The Atlantic Coral Reefs of Mexico. *In*: J. Cortés (ed). *Latin American Coral Reefs*. Elsevier. Amsterdam. pp: 131-158.
- Kinsey, D. W. 1983. Standards of Performance in Primary Production and Carbon Turnover. *In*: D. J. Barnes (ed). *Perspectives on Coral Reefs*. AIMS, Townsville. pp: 209-220.
- Kleypas, J. W., J. McManus, and L. Meñez. 1999. Environmental limits to coral reef development; where do we draw the line? *American Zoologist* 39: 146-159.
- Liddell, W. D., and J. W. Tunnell. 2011. Mexican Coral Reefs. *In*: N. A. Buster, and C. W. Holmes. (eds). *Gulf of Mexico: Origins, Water and Biota*. Texas A&M University Press. Corpus Christi. pp: 341-354.
- Littler, M. M., and D. L. Littler. 2006. Assessment of coral reefs using herbivory/nutrient assays and indicator groups of benthic primary producers: a critical synthesis, proposed protocols, and critique of management strategies. *Aquatic Conservation* 17 (2): 195-215.
- López-Pérez, R. A., H. Reyes-Bonilla, and L. E. Calderón-Aguilera. En prensa. Coral reefs. *In*: Álvarez-Borrego E. S., R. Lara-Lara, and E. Wehncke (eds). *Environmental Status of Ecosystems of Northwestern Mexico*. E. Fulcrum Press. Colorado.
- López-Pérez, R. A., L. E. Calderón-Aguilera, H. Reyes-Bonilla, P. Medina-Rosas, A. L. Cupul Magaña, M. D. Herrero-Pérezrul, H. A. Hernández-Ramírez, M. A. Ahumada-Sempoal, and B. M. Luna-Salguero 2012. Coral communities and reefs from Guerrero, southern Mexican Pacific. *Marine Ecology* 33: 1-12.
- Lough, J. M., and T. Cooper. 2011. New insights from coral growth band studies in an era of rapid environmental change. *Earth Science Reviews* 108: 170-184.
- Manzello, D. P., J. W. Kleypas, A. F. Budd, M. C. Eakin, P. W. Glynn, and C. Langdon. 2008. Poorly cemented coral reefs of the eastern tropical Pacific: possible insights into reef development in a high CO₂ world. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105: 10450-10455.
- McClanahan, T., N. Graham, M. McNeil, N. Muthiga, J. Cinner, J. Bruggemann, and S. Wilson. 2011. Critical thresholds and tangible targets for ecosystem-based

- management of coral reef fisheries. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108 (41): 17230-17233.
- Mumby, P. J. 2004. Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. *Nature* 427 (6974): 533-536.
- Pauly, D., and V. Christensen. 1995. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature* 376: 279-281.
- Polovina, J. J. 1984. Model of a coral reef ecosystem. *Coral Reefs* 3 (8474): 1-11.
- Reyes-Bonilla, H. 2003. Corals and Coral Reefs of the Pacific Coast of Mexico. *In: Cortés, J. (ed). Latin American Coral Reefs. Elsevier. Amsterdam. pp: 301-333.*
- Sheppard, C. R., S. Davy, and G. Pilling. 2009. *The Biology of Coral Reefs. Oxford University Press. Oxford.*
- Silverman, J., B. Lazar, L. Cao, K. Caldeira, and J. Erez. 2009. Coral reefs may start dissolving when atmospheric CO₂ doubles. *Geophysical Research Letters* 36: L05636.
- Spalding, M. D. 2004. *A Guide to the Coral Reefs of the Caribbean. University of California Press. Berkeley. 256 p.*
- Veron, J. E. N., O. Hoegh-Guldberg, T. M. Lenton, J. Lough, D. O. Obura, P. Pearce-Kelly, C. R. C. Sheppard, M. D. Spalding, M. G. Stafford-Smith, and A. D. Rogers. 2009. The coral reef crisis: The critical importance of < 350 ppm CO₂. *Marine Pollution Bulletin* 58 (10): 1428-1436.
- Ware, J. R., S. Smith, and M. Reaka-Kudla. 1991. Coral reefs: sources or sinks of atmospheric CO₂? *Coral Reefs* 11 (3): 127-130.



2.8

Aporte del zooplancton migrante al flujo vertical de carbono frente a Baja California

Lavaniegos Bertha E.¹ y José L. Cadena-Ramírez¹

¹Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada, Departamento de Oceanografía Biológica, Carretera Ensenada-Tijuana No. 3918 Zona Playitas, C.P. 22860 Ensenada, Baja California, México.

Resumen

El programa IMECOCAL ha monitoreado en forma sistemática una extensa región del Ecosistema de la Corriente de California desde septiembre 1997. Se presenta una síntesis de la variabilidad en biomasa de zooplancton durante el periodo 1997–2010 y una estimación preliminar de su contribución al flujo de carbono en la columna de agua. Este ha sido un periodo de notables cambios climáticos. Sin embargo, la concentración de zooplancton en estratos superiores del mar fluctúa a lo largo del día por migración vertical de numerosas especies de invertebrados planctónicos. Al comparar los muestreos diurnos y nocturnos se encontró una diferencia significativa que comprende un excedente de 43% en la biomasa nocturna respecto a la diurna. En base a la literatura se efectuó una conversión para estimar el promedio anual y estacional de la “biomasa migrante” en términos de carbono. Los copépodos y eufáusidos son los grupos de zooplancton que ejercen la mayor de pastoreo sobre el fitoplancton. Estos dos grupos presentaron las máximas diferencias entre abundancia diurna y nocturna, indicando que no solo son responsables de la remoción de una porción del nano y microfitoplancton en la superficie del océano sino también de su transferencia a estratos más profundos. Otros grupos de pastoreadores, como los tunicados pelágicos, presentaron una biomasa similar independientemente de la hora del día. Sin embargo, en el caso de las salpas debe tenerse en cuenta su aporte al flujo vertical de carbono por el efecto de empaquetamiento de materia orgánica en sus pesadas heces fecales las cuales descienden pasiva pero rápidamente hacia el fondo del océano. Es necesario desarrollar estudios conducentes a medir el contenido de carbono por grupos y especies de zooplancton y estimar tasas de descenso de los organismos y sus desechos para avanzar en la caracterización de los flujos verticales de carbono.

Palabras clave: Corriente de California, migración vertical, biomasa, copépodos, eufáusidos

Introducción

El zooplancton juega un papel fundamental en la transferencia de carbono a través de la red trófica marina y los flujos verticales en la columna de agua. Remueve parte del carbono contenido en el fitoplancton y lo transfiere hacia otros componentes del ecosistema que se

alimentan activamente de zooplancton. Sin embargo, las rutas de transferencia son difíciles de seguir y cuantificar debido a la diversidad de formas, tamaños y consistencia bioquímica de los organismos que integran el zooplancton. En el plano vertical el zooplancton contribuye al aporte de carbono tanto en forma pasiva como activa, enriqueciendo con material orgánico particulado los diferentes estratos de profundidad. Pasivamente, los procesos de asimilación y excreción de las distintas especies producen desechos fecales, exuvias y huevecillos que descienden a diferentes tasas dependiendo de su tamaño y peso. Cuerpos senescentes de agregaciones de organismos gelatinosos también se hunden conformando la nieve marina. Activamente hay un desplazamiento de una biomasa de carbono considerable contenida en numerosas especies del zooplancton que realizan una migración circadiana, de la cual se cuenta con escasas estimaciones cuantitativas a nivel mundial.

En la Corriente de California, uno de los grandes ecosistemas de “surgencias de borde oriental”, contamos con información sobre biomasa de zooplancton y abundancia de los grupos funcionales que lo componen. Estudios anteriores han analizado la variabilidad estacional e interanual del zooplancton (Lavaniegos, 2009; Lavaniegos *et al.*, 2010). Sin embargo, la variabilidad de alta frecuencia no ha sido analizada. Si bien el diseño del muestreo no proporciona información detallada sobre la distribución del zooplancton en el plano vertical, al estar mezclado el zooplancton del estrato muestreado (0-200 m), es posible comparar la biomasa integrada en función de la hora de muestreo. Por lo tanto en el presente estudio se hace una comparación de la biomasa en función del fotoperiodo. Se espera encontrar una cantidad significativamente mayor en las colectas nocturnas respecto de las diurnas y la diferencia promedio entre estas se usará como una estimación de la biomasa migrante que está involucrada en el flujo vertical de carbono.

Materiales y métodos

Campañas oceanográficas

Se realizaron 47 cruceros a bordo del B/O *Francisco de Ulloa* en un área aproximada de 61,600 millas náuticas² (Figura 1). El número total de muestras de zooplancton recolectadas fue de 3350, para lo cual se realizaron arrastres oblicuos con red bongo de 500 μm . La profundidad promedio de arrastre fue de 200 m y se siguieron los protocolos establecidos por Smith y Richardson (1977). El volumen de agua filtrada se midió con flujómetro. Las muestras se fijaron en formaldehído al 4%.

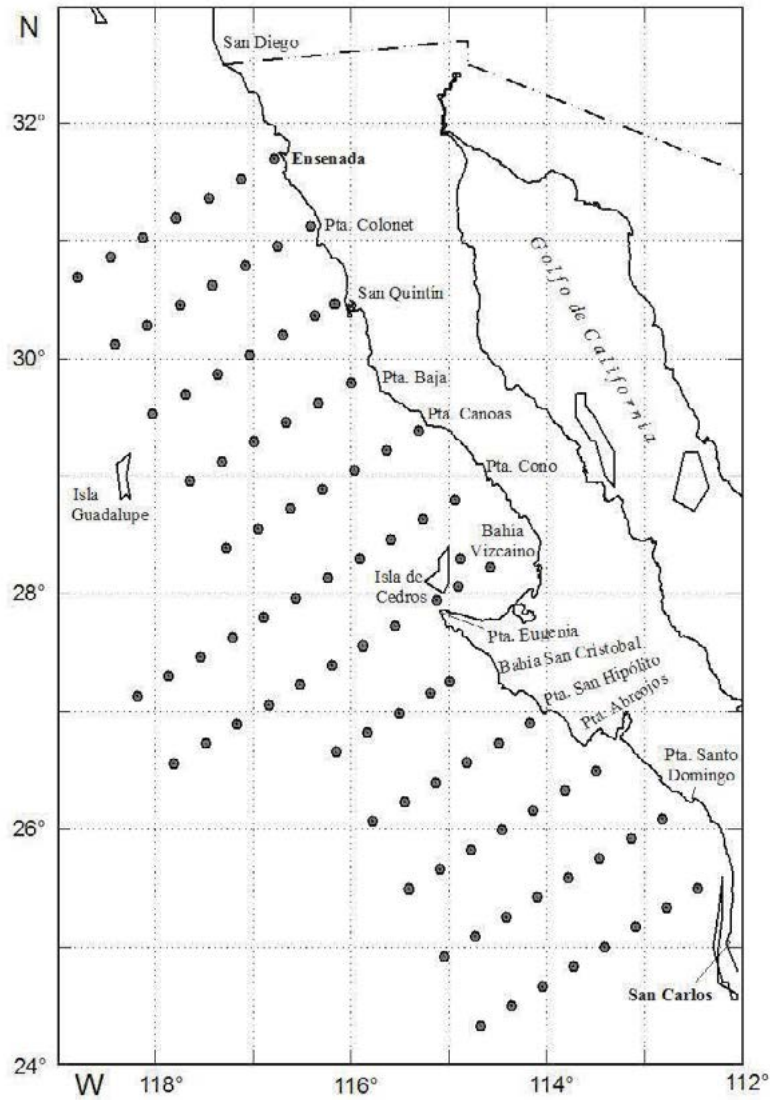


Figura 1. Área de estudio al oeste de la península de Baja California monitoreada por el programa Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California (IMECOCAL). Los puntos negros indican las estaciones oceanográficas donde se tomaron muestras de zooplancton.

Laboratorio

Se determinó la biomasa de zooplancton por el volumen desplazado en un cilindro graduado. Para análisis taxonómicos se usaron muestras de 16 cruceros (1,069 muestras). Dicho análisis se practicó en una fracción de la muestra solamente (1/8, 1/16 o 1/32) según la cantidad de plancton. Se identificaron los principales grupos funcionales utilizando un

microscopio estereoscópico. La conversión a unidades de carbono se realizó con la función propuesta por Ohman y Smith (1985):

$PO = 0.0227 V^{1.2333}$, donde PO es el peso orgánico y V el volumen de zooplancton. Se asumió un contenido de carbono = 50% del PO .

Resultados y discusión

En el sector mexicano de la corriente de California la media geométrica de la biomasa de zooplancton arrojó un valor de $118 \mu\text{l m}^{-3}$ en el conjunto de muestras recolectadas durante la noche, siendo el intervalo de confianza al 95% de $113\text{-}123 \mu\text{l m}^{-3}$. La media geométrica diurna fue 43% menor ($67 \pm 3 \mu\text{l m}^{-3}$). Esto significa que más de un tercio de la comunidad zooplanctónica se desplaza por la columna de agua cada 24 horas. La conversión a carbono de la biomasa migrante se estimó en 1.44 mg C m^{-3} . Por lo tanto, considerando que la profundidad de arrastre fue de 200 m la biomasa en carbono por m^2 de superficie marina resulta de 288 mg. Este valor es más alto que el encontrado en aguas de Hawaii (Al-Mutairi y Landry, 2001) y de Bermuda en el Caribe (Steinberg *et al.*, 2000), donde se reportaron promedios de 142 y 50 mg C m^{-2} respectivamente.

No obstante, existen discrepancias con estimaciones, ya que un estudio previo también frente a Bermuda reportó valores de zooplancton migrante entre 82 y 536 mg C m^{-2} durante la primavera (Dam *et al.*, 1995). Frente a Baja California, el presente estudio mostró que un desglose por estaciones del año comporta dos grandes temporadas: la de primavera-verano con flujo vertical de carbono de $385\text{-}390 \text{ mg C m}^{-2}$ y la temporada de otoño-invierno con $240\text{-}247 \text{ mg C m}^{-2}$ (Figura 2, Cuadro 1). Esta diferencia responde al incremento de la productividad debida a la intensidad de las surgencias costeras durante primavera y verano, puesto que porcentualmente la diferencia entre biomasa diurna y nocturna fue constante a lo largo del año (41-47%).

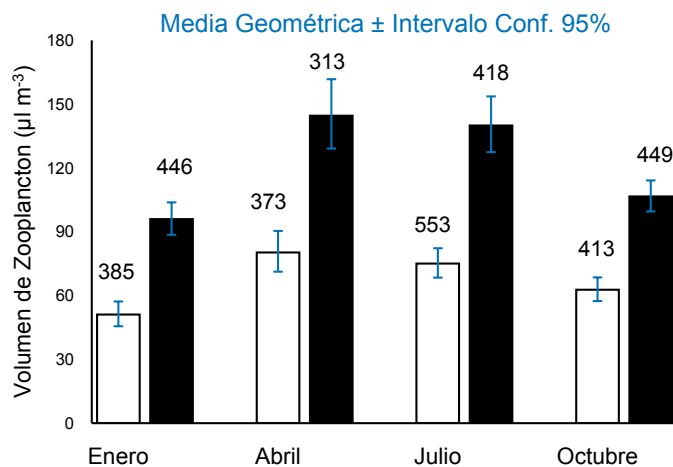


Figura 2. Biomasa de zooplancton por temporada del año durante el periodo 1997-2010. Las barras claras representan la media geométrica de las muestras recolectadas en horas de luz y las negras expresan los muestreos nocturnos (se indica el número de muestras analizadas).

Dentro de los grupos de zooplancton que presentaron diferencias significativas entre sus abundancias diurna y nocturna, se encontraron los dos pastoreadores más abundantes: copépodos ($z = -8.7$, $p < 0.001$) y eufáusidos ($z = -10.6$, $p < 0.001$). Se estimó que alrededor de 1,475 copépodos y 233 eufáusidos por m^2 migraron verticalmente cada día. Este último grupo presentó abundancias nocturnas de poco más del doble que las diurnas. Además los juveniles y adultos de los eufáusidos alcanzan un tamaño considerable (6-30 mm) comparados con los copépodos (1-4 mm) lo que traducido en biomasa incrementaría la contribución de los eufáusidos en el flujo de carbono. Por ejemplo, Lavaniegos y Ambriz (2012) estimaron agregaciones de *Nyctiphanes simplex* de hasta 84 mg C m^{-3} en aguas de la plataforma continental de Baja California. Considerando una profundidad de 100 m significaría una biomasa de 8.4 g C m^{-2} .

Cuadro 1. Biomasa en carbono del zooplancton que migra verticalmente a través del año, estimada como la diferencia de medias geométricas en muestreos nocturnos y diurnos. Además se muestra la abundancia de organismos migrantes para aquellos taxa de zooplancton con diferencias significativas día-noche. Entre paréntesis se indica el porcentaje del zooplancton nocturno que migra hacia aguas profundas durante el día.

Variables	Enero	Abril	Julio	Octubre	Anual
Biomasa de zooplancton (mg C m^{-2})	247 (47%)	285 (44%)	390 (46%)	240 (41%)	288 (43%)
Copépodos (ind m^{-2})	1475 (49%)	3110 (45%)	2539 (47%)	1540 (52%)	1785 (46%)
Eufáusidos (ind m^{-2})	233 (52%)	807 (51%)	544 (58%)	421 (57%)	385 (52%)
Ostrácodos (ind m^{-2})	31 (24%)	154 (61%)	109 (52%)	87 (46%)	78 (44%)
Anfípodos (ind m^{-2})	20 (35%)	31 (34%)	43 (35%)	20 (21%)	25 (28%)
Pterópodos (ind m^{-2})	32 (27%)	77 (45%)	41 (36%)	53 (41%)	45 (36%)
Heterópodos (ind m^{-2})	22 (39%)	3 (7%)	12 (22%)	7 (10%)	11 (23%)
Larvas de peces (ind m^{-2})	11 (31%)	34 (49%)	24 (38%)	23 (46%)	19 (38%)

Es interesante hacer notar que los grupos de pastoreadores gelatinosos (salpas y doliólidos) no presentaron diferencias significativas día-noche. Incluso las apendicularias tuvieron una mayor abundancia diurna que nocturna en contraste con lo observado en otros grupos. No consideramos que esto signifique una migración inversa sino más bien que

estos pequeños tunicados podrían ser más fuertemente depredados durante la noche por los organismos migrantes que los consumen al ingresar en aguas superficiales.

Consideramos que las estimaciones de biomasa de zooplancton del presente estudio (Cuadro 1); aunque burdas, son bastante robustas por el número de muestras involucradas. Contribuyen a mostrar la variabilidad del ecosistema y la necesidad de ampliar las mediciones de carbono en el océano y trabajar sobre los sitios de muestreo repetidamente a fin de contar con promedios confiables de carbono de la biota marina.

Referencias bibliográficas

- Al-Mutairi, H., and M. R. Landry 2001. Active export of carbon and nitrogen at Station ALOHA by diel migrate zooplankton. *Deep Sea Research* 48 (8-9): 2083–2103.
- Dam, H. G., M. Roman, and M. Youngbluth. 1995. Downward export of respiratory carbon and dissolved inorganic nitrogen by diel-migrant mesozooplankton at the JGOFS Bermuda time-series station. *Deep Sea Research* 42 (4-5): 1187-1197.
- Lavaniegos, B. E. 2009. Influence of a multiyear event of low salinity on the zooplankton from Mexican eco-regions of the California. *Current Progress in Oceanography* 83 (1-4): 369-375.
- Lavaniegos, B. E., and I. Ambriz A. Interannual variability in krill off Baja California in the period 1997-2005. 2012. *Progress in Oceanography* 97-100: 164-173.
- Lavaniegos, B.E., I. A. Ambriz, C. M. Hereu, L. C. P. Jiménez, J. L. Cadena, y P. García. 2010. Variabilidad Estacional e Interanual del Zooplancton en la Sección Mexicana de la Corriente de California. *En: Gaxiola, G., y R. Durazo (eds). Dinámica del Ecosistema Pelágico frente a Baja California, 1997-2007. CICESE/UABC/INE, México, D.F. pp: 87-126.*
- Ohman, M. D., and E. P. Smith. 1998. A comparison of zooplankton sampling methods in the CalCOFI time series. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigation Reports* 36: 153–158.
- Smith, P.E., y S.L. Richardson. 1977. Técnicas modelo para prospecciones de huevos y larvas de peces pelágicos. FAO. Documento Técnico de Pesca No. 175. 107 p.
- Steinberg, D. K., C. A. Carlson, N. R. Bates, S.A. Goldthwait, L. P. Madin, and A. F. Michaels. 2000. Zooplankton vertical migration and the active transport of dissolved organic and inorganic carbon in the Sargasso Sea. *Deep Sea Research* 47 (1): 137-158.

2.9

Respuesta de organismos y ecosistemas en un océano cambiante

Carpizo-Ituarte E¹, Olivares-Bañuelos T¹, García-Echaury L¹, Hernández-Ayón M.²

¹Instituto de Investigaciones Oceanológicas, UABC. Laboratorio de Ecología y Biología del Desarrollo, Km 107, Carretera Tijuana-Ensenada. Campus Universitario Pta Morro, Ensenada B.C., C.P. 22860. Autor para correspondencia: ecarpizo@uabc.edu.mx

²Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Laboratorio de Oceanografía Química, Km 107, Carretera Tijuana-Ensenada. Campus Universitario Pta Morro, Ensenada B.C., C.P. 22860

Resumen

La creciente actividad humana en el planeta, ha traído como consecuencia alteraciones que ahora afectan tanto a la parte terrestre como a los ecosistemas marinos. El incremento en la temperatura promedio del planeta y el aumento de los niveles de CO₂ en la atmósfera está alterando el balance de los océanos, y los organismos están experimentando condiciones que no habían vivido en millones de años. Algunos de los efectos más sobresalientes incluyen temperaturas superiores a promedios anuales, la acidificación y el aumento de la presencia de zonas anóxicas. El impacto que todo este va a tener para la biodiversidad marina y los servicios a la humanidad que ella ofrece, son todavía incalculables. Aunado a lo anterior, el limitado conocimiento del funcionamiento los ecosistemas marinos de México, hace más limitada nuestra capacidad de pronosticar y prever el impacto de los cambios en el océano. Nuestro grupo de trabajo plantea, desde una aproximación interdisciplinaria y mediante la utilización de técnicas de ecología genómica y fisiología, contribuir al conocimiento a nivel fisiológico/molecular, de las posibles consecuencias de los cambios en el océano, para especies clave en los ecosistemas marinos. Nuestros primeros resultados con equinodermos y corales, indican que la respuesta a estos cambios es especie-específica y tendrá que ser abordada en forma individual para especies clave en los diferentes ecosistemas. Estos esfuerzos, integrados a una iniciativa nacional que incluya diversos niveles de organización estructural dentro de los ecosistemas (comunidad, ecosistema) y abarque las principales regiones marinas en México, pueden ser utilizados para gestar una estrategia nacional que nos permita prevenir y mitigar los cambios en el océano asociados al creciente impacto de la humanidad en el planeta.

Palabras claves: acidificación, estrés térmico, anoxia, desarrollo larvario

Introducción

El creciente impacto de la actividad humana en la Tierra es una realidad que actualmente tiene implicaciones planetarias y la evidencia del efecto sobre los ecosistemas marinos se acumula rápidamente (Bechmann *et al.*, 2011; Gaylord *et al.*, 2011; Lacoue-

Labarthe *et al.*, 2011; Stumpp *et al.*, 2011; Stramma *et al.*, 2008; Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007; Harley *et al.*, 2006; IPCC, 2007). Durante el último siglo, nuestro planeta ha experimentado un aumento de aproximadamente 110 partes por millón (ppm) en los niveles de CO₂ (IPCC, 2011) que entre otras consecuencias, ha generado el incremento en la temperatura promedio del planeta en aproximadamente 0.7°C, la acidificación del océano y la presencia de zonas anóxicas. El impacto que estos cambios pueden tener en la biodiversidad marina es inevitable y todavía no tenemos elementos suficientes que nos permitan valorar la magnitud de sus alcances y las consecuencias que sobre los bienes y servicios para la humanidad tendrán en estos ecosistemas (IPCC, 2011; IPCC, 2007; Doney *et al.*, 2009). Se ha demostrado que la respuesta a dichos cambios afectará procesos esenciales como la calcificación, el desarrollo, la reproducción y el crecimiento general de los organismos (Dupont *et al.*, 2010; Meakin y Wyman, 2011; Fabry *et al.*, 2008), así como las tramas tróficas y el funcionamiento global de los ecosistemas (Bedulina *et al.*, 2010; Dong *et al.*, 2010; Doney, 2009; Pörtner, 2002). El impacto que tengan estas modificaciones sobre procesos fundamentales (desde el nivel fisiológico/molecular hasta el de ecosistema), en el funcionamiento de los ecosistemas marinos y en consecuencia en los servicios que prestan a la humanidad, como acuicultura, pesquerías, recreación y protección, son todavía incalculables. En México, el conocimiento limitado de los ecosistemas marinos, aunado a escasos esfuerzos de largo plazo que nos permitan pronosticar su funcionamiento, limita aún más nuestra capacidad de valorar los posibles impactos de los cambios en el funcionamiento del océano. Por la magnitud del problema, resulta fundamental integrar esfuerzos tanto en la escala espacial como a lo largo de la estructura funcional de organismos y ecosistemas. Nuestro grupo de trabajo, plantea, desde una perspectiva interdisciplinaria y mediante la utilización de técnicas de ecología genómica y fisiología, contribuir al conocimiento a nivel fisiológico/molecular, de las posibles consecuencias de los cambios en el océano, para especies clave en los ecosistemas marinos. Estos esfuerzos, integrados a iniciativas interdisciplinarias y a diversas escalas de organización estructural (comunidad, ecosistema) y espacial (regiones, ecosistemas específicos o problemas puntuales en acuicultura o pesquerías por ejemplo), pueden ser utilizados para gestar una estrategia nacional que nos permita prevenir y mitigar los cambios en el océano asociados al creciente impacto de la humanidad en el planeta.

Análisis del problema y discusión

En forma creciente, en la literatura científica se acumula evidencia sobre el impacto que los cambios en el océano, pueden estar ocasionando en los ecosistemas marinos. Se ha demostrado que el estrés térmico puede ocasionar cambios en la distribución de organismos, variaciones en sus interacciones específicas (depredador/presa) y modificaciones en su esfuerzos reproductivo (Dupont *et al.*, 2010; Maclean y Wilson, 2011; Simpson *et al.*, 2011). Asimismo, las zonas anóxicas en el océano, han traído mortandades masivas, particularmente de organismos bentónicos con posibilidades limitadas de desplazamiento o sésiles (Findlay *et al.*, 2011; Gaylord *et al.*, 2011; Pandolfi *et al.*, 2011). Estudios recientes indican que los efectos de la acidificación, alcanzan procesos

fundamentales en el crecimiento, la calcificación, la reproducción y el reclutamiento de una gran diversidad de organismos marinos (Dupont *et al.*, 2008; Clark *et al.*, 2009; Stump *et al.*, 2011a,b). Se han reportado evidencias con efectos millonarios en el sector ostrícola en la mortalidad de larvas de *Crassostrea gigas*. Tal es el caso de las empresas ostrícolas de Oregón y Washington, las cuales producen larvas de ostión para productores desde Canadá hasta México y que reportan altas mortalidades de larvas tanto en cultivos como en ambientes naturales. Los productores en la actualidad, están poniendo especial atención sobre el tema de la acidificación, ya que desde el verano del 2007 se reportó la presencia de aguas corrosivas al carbonato de calcio en las costas del sur de Canadá hasta Baja California Sur durante épocas de surgencias (Feely *et al.*, 2008). Por lo tanto, los problemas actuales de poblaciones naturales de recursos importantes como es el caso del abulón (*Haliotis* spp.) y el cultivo de ostión japonés (*C. gigas*) en Baja California, pudieran estar siendo afectados por los cambios asociados a la química del océano, enmarcada en el cambio global.

Por otra parte, la mayoría de las predicciones acerca del impacto del cambio global en el océano, se han hecho con base en mediciones de mar abierto (Anthony *et al.*, 2011; IPCC, 2011); sin embargo, la dinámica de ecosistemas costeros como lagunas, arrecifes coralinos y rocosos, manglares y bosques de macroalgas, resultan mucho más difíciles de pronosticar (Fine y Tchernov, 2007; Range *et al.*, 2010; Somero, 2011; Anthony *et al.*, 2011).

Recientemente, evidencias en nuestro laboratorio han mostrado que tanto larvas como adultos de tres especies de equinodermos (el erizo morado, *Strongylocentrotus purpuratus*; el erizo blanco, *Lytechinus pictus* y la galleta de mar, *Dentraster excentricus*) presentan alteraciones en la relación RNA/DNA, lo mismo que en la expresión del gen hsp70, y actina, cuando son estresados con temperaturas extremas, o con bajos niveles de oxígeno. Asimismo, en diferentes condiciones de pH, larvas competentes de erizo morado (*S. purpuratus*), sufren un retraso en la metamorfosis en condiciones de estrés térmico, lo que pudiera comprometer su reclutamiento a las poblaciones adultas (Díaz-Pérez y Carpizo-Ituarte, 2011).

Por otra parte, a través de la interacción con el Grupo de Arrecifes del MexLTER, en particular con el Centro Universitario de la Costa (U de G) en Puerto Vallarta, hemos explorado la respuesta al estrés térmico que resulta en el blanqueamiento de corales en el Pacífico Mexicano (Rodríguez-Troncoso *et al.*, 2010 a, b). Nuestros primeros resultados con estos grupos de organismos (equinodermos y corales) indican que la respuesta al estrés, es especie-específica y está en función del historial de estrés que presenten los organismos, así como de su estadio de desarrollo.

En lo referente al estrés por acidificación, en coordinación con el Laboratorio de Oceanografía Química del IIO, se realizaron experimentos cultivando larvas de galleta de mar (*D. excentricus*) en pH ácido (7.8 y 7.6). En cada estadio de desarrollo se cuantificó la supervivencia de dichas larvas, el tamaño que presentaban y el porcentaje de cenizas totales en cada grupo experimental para evaluar procesos de calcificación. Se encontró que durante los primeros estadios de desarrollo las larvas sometidas a estrés por acidificación son más pequeñas (comparadas con el grupo control a pH 8.0) mientras que en los estadios tardíos de desarrollo es el porcentaje de cenizas el parámetro en donde se observan las principales diferencias. En conjunto, los resultados iniciales indican que el estrés térmico y/o por

acidificación es igualmente una respuesta especie-específica, y tendrá que ser cuantificada para diversos grupos de organismos y en cada uno de los estadios de desarrollo (haciendo énfasis en aquellos que son críticos) durante su ciclo de vida.

Asimismo, estas experiencias al nivel de microescala en el laboratorio, deberán ser integradas a iniciativas de experimentación a mesoescala, que simulen de manera más fidedigna lo que puede estar ocurriendo a nivel de comunidad, y posteriormente puedan ser integradas a un análisis a nivel de ecosistema que nos permitan generar una mejor prognosis de su funcionamiento. En este sentido, a través del Grupo de Acidificación, liderado por Martín Hernández Ayón, en la Red de Medio ambiente y Sustentabilidad de CONACyT (ReMas, CONACyT), se está organizando el primer Taller sobre Acidificación a celebrarse durante 2012 y se continuará, mediante el apoyo de un proyecto UCMEXUS, en la conformación del Consorcio para el Estudio de la Acidificación del Océano (CEAO; CSOC, por sus siglas en Inglés), en conjunto con UCSB y SCRIPPS, con el objetivo de integrar esfuerzos y metodologías a lo largo del Pacífico Mexicano, que permitan generar información de calidad compartida y que nos permita contribuir a la resolución de problemas y ofrecer mejores alternativas de pronóstico y atenuación de los posibles efectos de los cambios del océano en los ecosistemas marinos de México.

Conclusiones

El impacto de la creciente actividad humana en el planeta, está teniendo consecuencias en los ecosistemas marinos del planeta. En México, el conocimiento limitado de estos ecosistemas hace más difícil la labor de pronosticar su funcionamiento y poder prevenir y atenuar los cambios en el océano. En nuestro laboratorio, mediante una aproximación multidisciplinaria, basada en ecología genómica y fisiología, se ha empezado a experimentar el posible efecto del estrés térmico y la acidificación del océano en equinodermos y corales. Los resultados iniciales indican que la respuesta es especie específica y está en función del estadio de desarrollo. Estos esfuerzos iniciales, han generado en conjunto con colegas especializados en el sistema del CO₂ en el océano, iniciativas futuras, con la finalidad de construir un consorcio nacional para el estudio de la acidificación, que nos permita en forma coordinada, responder a la realidad de un océano cambiante y a sus posibles consecuencias para las actividades humanas en México que dependen de sus bienes y servicios.

Agradecimientos

Los autores agradecen al personal del Laboratorio de Ecología y Biología del Desarrollo del IIO-UABC, del Laboratorio de Oceanografía Química del mismo Instituto y al Centro Universitario de la Costa U de G, por su apoyo y contribuciones para entender la respuesta al estrés en organismos marinos.

Referencias bibliográficas

- Kleypas, J. A., K. R. N. Anthony, and J. P. Gattuso. 2011. Coral reefs modify their seawater carbon chemistry—case study from a barrier reef (Moorea, French Polynesia). *Global Change Biology* 17 (12): 3667-3678.
- Bechmann, R. K., I. C. Taban, S. Westerlund, B. F. Godal, M. Arnberg, S. Vingen, A. Ingvarsdottir, and T. Baussant. 2011. Effects of ocean acidification on early life stages of shrimp (*Pandalus borealis*) and mussel (*Mytilus edulis*). *Journal of Toxicology and Environmental Health A* 74 (7-9): 424-38.
- Bedulina, D. S., M. Zimmer, and M. A. Timofeyev. 2010. Sub-littoral and Supra-littoral amphipods respond differently to acute thermal stress. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B* 155: 413-418.
- Clark, D., M. Lamare, and M. Barker. 2009. Response of sea urchin pluteus larvae (Echinodermata: Echinoidea) to reduced seawater pH: a comparison among a tropical, temperate, and a polar species. *Marine Biology* 156 (6): 1125-1137.
- Díaz-Pérez, L., y E. Carpizo-Ituarte. 2011. Efecto del estrés térmico en la supervivencia y el retraso de la metamorfosis en larvas del erizo morado *Strongylocentrotus purpuratus* (Stimpson, 1857). *Ciencias Marinas* 37 (4): 403-414.
- Doney, S. 2009. The consequences of human-driven ocean acidification for marine life. *Biology Report* 1.
- Dong, Y. W., T. Ji, X. Meng, S. Dong, and W. Sun. 2010. Difference in thermotolerance between green and red color variants of the Japanese sea cucumber, *Apostichopus japonicus* (Selenka): Hsp70 and heat-hardening effect. *Biological Bulletin* 218 (1): 87-94.
- Dupont, S., J. Havenhand, W. Thorndyke, L. Peck, and M. Thorndyke. 2008. Near-future level of CO₂-driven ocean acidification radically affects larval survival and development in the brittlestar *Ophiothrix fragilis*. *Marine Ecology Progress Series* 373: 285-294.
- Dupont, S., O. Ortega-Martínez, and M. Thorndyke. 2010. Impact of near-future ocean acidification on echinoderms. *Ecotoxicology* 19 (3): 449-462.
- Fabry, V. J., B. Seibel, R. Feely, and J. Orr. 2008. Impacts of ocean acidification on marine fauna and ecosystem processes. *ICES Journal of Marine Sciences* 65: 414-432.
- Feely, R. A., C. Sabine, J. M. Hernández-Ayon, D. Ianson, and B. Hales. 2008. Evidence for upwelling of corrosive acidified water onto the continental shelf. *Science* 320 (5882): 1490-1492.
- Gaylord, B., T. Hill, E. Sanford, E. Lenz, L. Jacobs, K. Sato, A. Russell, and A. Hettinger. 2011. Functional impacts of ocean acidification in an ecologically critical foundation species. *Journal of Experimental Biology* 214: 2586-2594.
- Findlay, F. S., H. Wood, M. Kendall, J. Spicer, R. Twitchett, and S. Widdicombe. 2011. Comparing the impact of high CO₂ on calcium carbonate structures in different marine organisms. *Marine Biology Research* 7 (6): 565-575.
- Fine, M., and D. Tchernov. 2007. Scleractinian coral species survive and recover from decalcification. *Science* 315 (5820): 1811.

- Harley, C. D. G., A. Hughes, K. Hultren, B. Miner, C. Sorte, C. Thornber, L. Rodriguez, L. Tomanek, and S. Williams. 2006. The impacts of climate change in coastal marine ecosystems. *Ecology Letters* 9 (2): 228-241.
- Hoegh-Guldberg, O., P. Mumby, A. Hooten, R. Steneck, P. Greenfield, E. Gómez, C. Harvell, P. Sale, A. Edwards, K. Caldeira, N. Nowlton, C. Eakin, R. Iglesias-Prieto, N. Mithiga, P. Bradbury, A. Dubi, and M. Hatziolos. 2007. Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science* 318 (5857): 1737-1742.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climatic Change). 2007. Cambio Climático 2007. Informe de Síntesis. Contribución de los grupos de trabajo I, II y III al cuarto informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. IPCC. Ginebra, Suiza. 104 p.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climatic Change). 2011. Summary for Policymakers. Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation. University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, USA.
- Lacoue-Labarthe, T., E. Réveillac, F. Oberhänsli, J. Teyssié, R. Jeffree, and J. Gattuso. 2011. Effects of ocean acidification on trace element accumulation in the early-life stages of squid *Loligo vulgaris*. *Aquatic Toxicology* 105 (1-2): 166-76.
- Macleán, I. M., and R. Wilson. 2011. Recent ecological responses to climate change support predictions of high extinction risk. *Proceeding of Natural Academy of Science of the United States of America* 108: 12337-12342.
- Meakin, N. G., and M. Wyman. 2011. Rapid shifts in picoeukaryote community structure in response to ocean acidification. *International Society for Microbial Ecology Journal* 5 (9): 1397- 1405.
- Pandolfi, J. M., S. Connolly, D. Marshall, and Cohen A. 2011. Projecting coral reef futures under global warming and ocean acidification. *Science* 333 (6041): 418-422.
- Range, P., M. Chícharo, R. Ben-Hamadoua, D. Pilóa, D. Matiasb, S. Joaquinb, A. Oliveirac, and L. Chícharo. 2010. Calcification, growth and mortality of juvenile clams *Ruditapes decussatus* under increased pCO₂ and reduced pH: Variable responses to ocean acidification at local scales. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 396 (2): 177-184.
- Rodríguez-Troncoso, A. P., E. Carpizo-Ituarte, y A. Cupul-Magaña. 2010 a. Respuesta al incremento abrupto de temperatura (“shock térmico”) en el coral *Pocillopora verrucosa* en condiciones de laboratorio. *Ciencias Marinas* 36 (1): 91-98.
- Rodríguez-Troncoso, A. P., E. Carpizo-Ituarte, and A. Cupul-Magaña. 2010 b. Differential response to cold and warm water conditions in *Pocillopora* colonies from the Central Mexican Pacific. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 391 (1-2): 57-64.
- Simpson, S. D., P. Munday, L. Matthew, M. Wittenrich, R. Manassa, D. Dixon, M. Gagliano, and H. Yan. 2011 Ocean acidification erodes crucial auditory behaviour in a marine fishery. *Biology Letters*.
- Somero, G. N. 2011. Comparative physiology: a “crystal ball” for predicting consequences of global change. *American Journal of Physiology Regulatory, Integrative and Comparative Physiology* 301 (1): R1- 14.



- Stramma, L., G. Johnson, J. Sprintall, and V. Mohrholz. 2008. Expanding oxygen minimum zones in the tropical oceans. *Science* 320 (5876): 655-658.
- Stumpp, M., J. Wren, F. Melzner, M. Thorndyke, and S. Dupont. 2011a. CO₂ induced seawater acidification impacts sea urchin larval development I: Elevated metabolic rates decrease scope for growth and induce developmental delay. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular and Integrative Physiology*. 160 (3): 331-340.
- Stumpp, M., S. Dupont, M. Thorndyke, and F. Melzner. 2011b. CO₂ induced seawater acidification impacts sea urchin larval development II: Gene expression patterns in pluteus larvae. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular and Integrative Physiology*. 160 (3): 320-330.

2.10

Contribución de la comunidad béntica infaunal y del contenido de materia orgánica en sedimento a los presupuestos de carbono en la planicie abisal del Golfo de México

Arredondo Morales Ivette¹, Escobar Briones Elva²

¹ UNAM, Facultad de Ciencias, Licenciatura Biología.

² UNAM ICML, Biodiversidad y Macroecología. Autor para correspondencia: escobri@cmarl.unam.mx

Resumen

Los fondos marinos tropicales se caracterizan por escasa exportación de carbono biogénico debido a su condición de estratificación térmica y biomasa de fitoplancton baja en columna de agua que limita el aporte de materia orgánica al fondo. Éste afecta la talla y abundancia de la fauna béntica y por ende se refleja como valores bajos de biomasa. Las cuencas marginales como el Golfo de México no dependen enteramente de la exportación de materia orgánica al mar profundo, ya que cuentan con quimiosíntesis asociada a infiltraciones de metano en la base de los acantilados y en los diapiros. Estos afectan localmente el fondo con valores elevados de materia orgánica agregando fauna de la misma forma que los cañones en la zona batial. Este estudio describe la variabilidad geográfica de la biomasa béntica y materia orgánica en sedimento abisal del Golfo de México. Las muestras se colectaron en quintuplicado a >3,000m en 17 estaciones durante la campaña SIGSBEE.6 en el B/O Justo Sierra de la UNAM. Los valores se uniformizaron en unidades de mgC m² y se comparan con valores de la región. La biomasa varió espacialmente. Los valores más elevados ocurren en el suroeste de la planicie. De 17 phyla reconocidos, las esponjas silíceas, poliquetos, copépodos harpacticoides y nemátodos contribuyeron mayoritariamente a la biomasa béntica. El contenido de carbono orgánico en sedimento fue mayor a lo largo de la elevación continental e inmediaciones del escarpe de Campeche. La biomasa y la materia orgánica en sedimento se relacionaron positivamente al aporte de materia orgánica al fondo marino en el sector oriental de la cuenca. La variabilidad de los valores reconocidos en este estudio se encuentra dentro de lo reportado en la literatura para cada hábitat béntico.

Palabras claves: biomasa, invertebrados, mar profundo, sedimento

Introducción

A mediados del siglo XX, la macrofauna de mar profundo se estudió de forma cuantitativa, incluyendo la evaluación de la biomasa. La materia orgánica originada de la

producción primaria en la columna de agua y del transporte lateral de material acumulado de la descarga de los ríos en la plataforma continental contribuye con recursos alimenticios a las comunidades bénticas de mar profundo (Gray, 1981; Hernández *et al.*, 2003). Los factores que determinan la variabilidad espacial y temporal de la abundancia y biomasa béntica incluyen la profundidad, la estructura del sedimento, la hidrodinámica, las perturbaciones y la concentración de la materia orgánica en el sedimento (Yeager *et al.*, 2004; García y Escobar, 2007). El aporte fluvial tiene un efecto positivo sobre el aporte de la materia orgánica que afectan la talla y la abundancia y por ende en la biomasa (Escobar-Briones, 2004). Las estructuras fisiográficas como son los escarpes, las colinas, los diapiros o los cañones tienden a agregar fauna en respuesta al acumulo de materia orgánica (Dayton y Hessler, 1972). En general, los fondos marinos en latitudes tropicales tienden a recibir escasa exportación de carbono biogénico, por su condición de estratificación térmica, limitando con este aporte reducido de materia orgánica la talla, la abundancia de la fauna y por ende presentándose valores bajos de biomasa béntica (Wei *et al.*, 2010).

Las cuencas como el Golfo de México no dependen enteramente de la exportación de materia orgánica al mar profundo, ya que se ha reconocido quimiosíntesis asociada a infiltraciones de metano en la base de escarpes, en diapiros que tiene una afectación local en la agregación de fauna y la biomasa. Este estudio tiene como objetivo el describir la variabilidad de la biomasa de la comunidad bentónica de la macroinfauna de la planicie abisal Sigsbee en el sector central del Golfo de México. Este trabajo contribuye por vez primera con datos provenientes de la porción central de la planicie.

Materiales y métodos

Las muestras de sedimento superficial se recolectaron en quintuplicado en cada una de las 17 estaciones de la planicie abisal (profundidades de 3,305 a 3,759 m) Golfo de México durante la campaña oceanográfica SIGSBEE.6, a bordo del buque oceanográfico Justo Sierra de la UNAM. Para la colecta se empleó un nucleador múltiple con perturbación nula en la colecta de sedimento superficial (primeros 10 cm) y agua de fondo. A bordo el agua suprayacente se drenó pasándola a través de un tamiz de 250 μm . El sedimento se fijó en etanol absoluto y se procesó por medio de la técnica de resuspensión, tamizado y postfijación. El contenido de materia orgánica se obtuvo de una réplica adicional que se congeló a -20°C . Las muestras de sedimento se revisaron en el laboratorio con apoyo de un microscopio estereoscópico separando a los organismos del sedimento. Estos se identificaron y cuantificaron. La biomasa se evaluó por taxón en unidades de peso húmedo fijado con una balanza analítica transformándola a unidades de mgC m^2 mediante las constantes propuestas por Rowe (1983).

El sedimento se descongeló, aciduló, secó, homogeneizó y como materia orgánica se determinó el contenido de carbono y nitrógeno orgánicos en un analizador elemental FISSON modelo EA1 108. La composición elemental se expresó como porcentaje de carbono y nitrógeno orgánicos. La variabilidad de los valores de biomasa se analizó con un análisis de varianza espacialmente y se correlacionaron con los factores ambientales.

Resultados y discusión

En 17 estaciones se separaron 1,337 organismos que se agruparon en 17 phyla. La contribución más elevada a la biomasa (en unidades de mgC m^{-2}) en las 17 localidades de muestreo se atribuyó a las esponjas silicadas con valores promedio que variaron de 12.03 ± 25.76 a $0.20 \pm 0.43 \text{ mgC m}^{-2}$, seguida a de la de los poliquetos, con valores en un intervalo de $3.90 \pm 5.22 \text{ mgC m}^{-2}$ a $0.26 \pm 0.36 \text{ mgC m}^{-2}$, los copépodos harpacticoides con valores en un intervalo de 2.59 ± 2.67 a $0.25 \pm 0.23 \text{ mgC m}^{-2}$ y los nemátodos de gran talla con valores en un intervalo de 1.63 ± 2.14 a $0.31 \pm 0.20 \text{ mgC m}^{-2}$. Otros grupos taxonómicos, aunque no contribuyeron de manera tan importante como los anteriores, se encuentran presentes en por lo menos 14 de las localidades tales como tanaidáceos con valores de 2.22 ± 3.26 a $0.07 \pm 0.17 \text{ mgC m}^{-2}$, los ostrácodos con valores en un intervalo de 0.67 ± 1.27 a $0.08 \pm 0.19 \text{ mgC m}^{-2}$ y los bivalvos con valores de 1.62 ± 0.82 a $0.09 \pm 0.19 \text{ mgC m}^{-2}$.

Los valores promedio de biomasa por estación en mar profundo del Golfo de México variaron espacialmente (Figura 1) en un intervalo de 3.44 ± 1.67 a $21.69 \pm 24.46 \text{ mgC m}^{-2}$. Los valores más elevados se encontraron siempre asociados a los diapiros salinos de la porción central, los cañones a lo largo de las Cordilleras Mexicanas al oeste y al norte en el Cañón de Alaminos. Los valores más bajos caracterizaron a las localidades de la planicie abisal central y aquellas localidades ubicadas a lo largo del Escarpe de Campeche con excepción de una de las localidades al este de la cuenca. Los valores de biomasa total agruparon a las estaciones en dos grupos que se reconocen espacialmente como dos zonas en el Golfo de México (Figura 2). En cada uno de los grupos de estaciones la contribución de los diferentes taxa varió (Figura 3). Los valores del contenido de C_{org} en el sedimento superficial variaron de 1.57 ± 0.01 a $0.93 \pm 0.00\%$. La concentración menor ($0.93 \pm 0.00\%$) caracteriza a las estaciones de la porción central y a lo largo de la elevación continental. Los valores de contenido de C_{org} más elevados se registraron en localidades de los diapiros salinos y en una localidad en el sector oriental del Escarpe de Campeche. Los valores del contenido de C_{org} en el sedimento superficial presentaron una correlación positiva con la biomasa $R^2 = 0.9568$ que se predicen con la ecuación $y_{\text{biomasa}} = 14.789x_{C_{\text{org}}} - 12.778$.

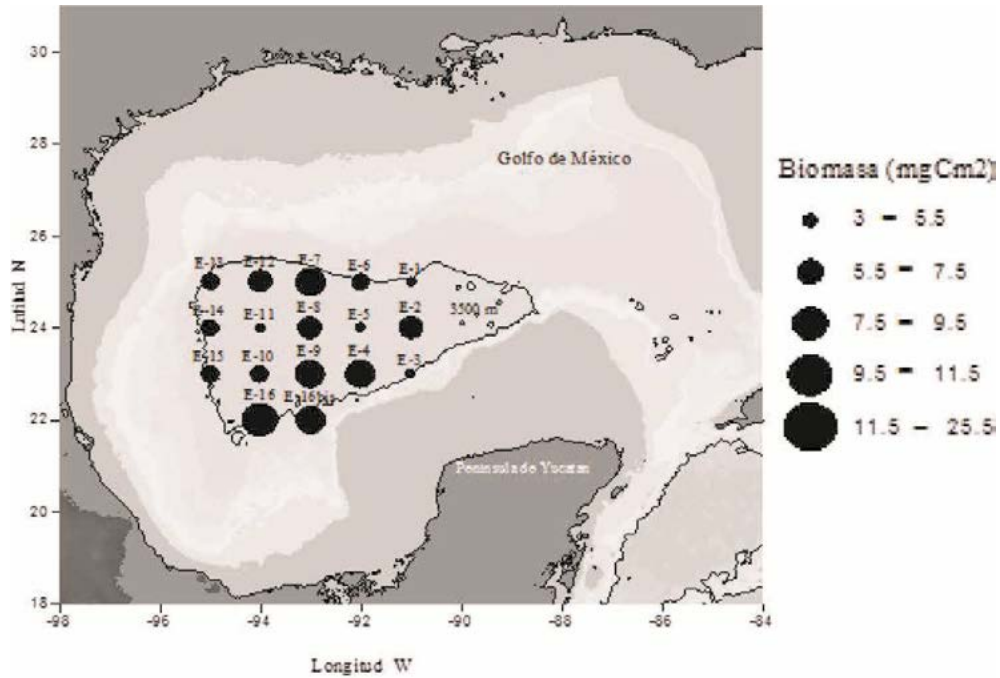


Figura 1. Valores promedio de la biomasa ($\text{mgC}\cdot\text{m}^2$) de la macroinfauna en la planicie abisal Sigsbee del Golfo de México. Los círculos son marcadores proporcionales de la biomasa en cada estación.

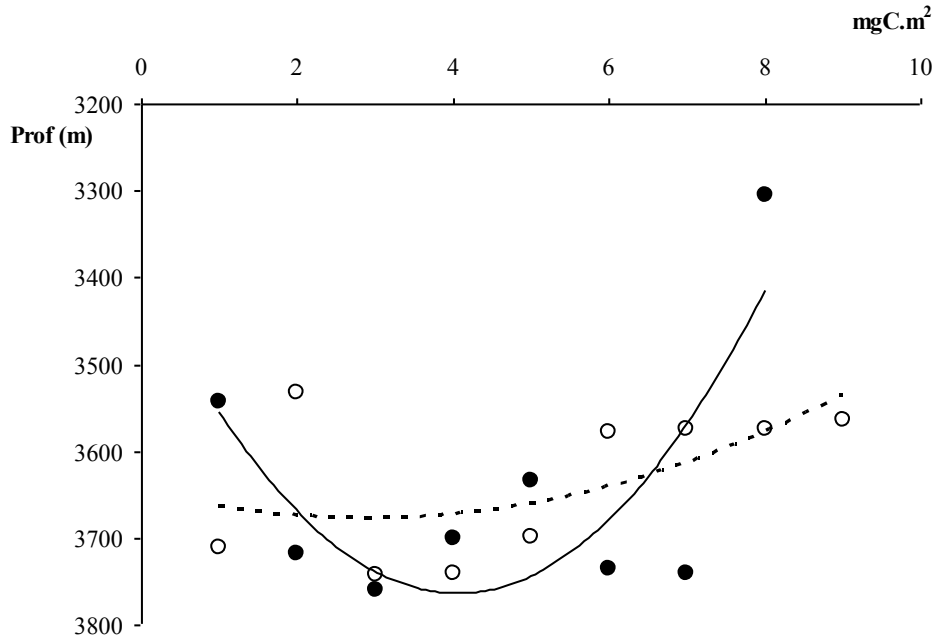


Figura 2. Relación polinomial para cada uno de los dos grupos reconocidos por los valores de biomasa en la planicie abisal del Golfo de México.

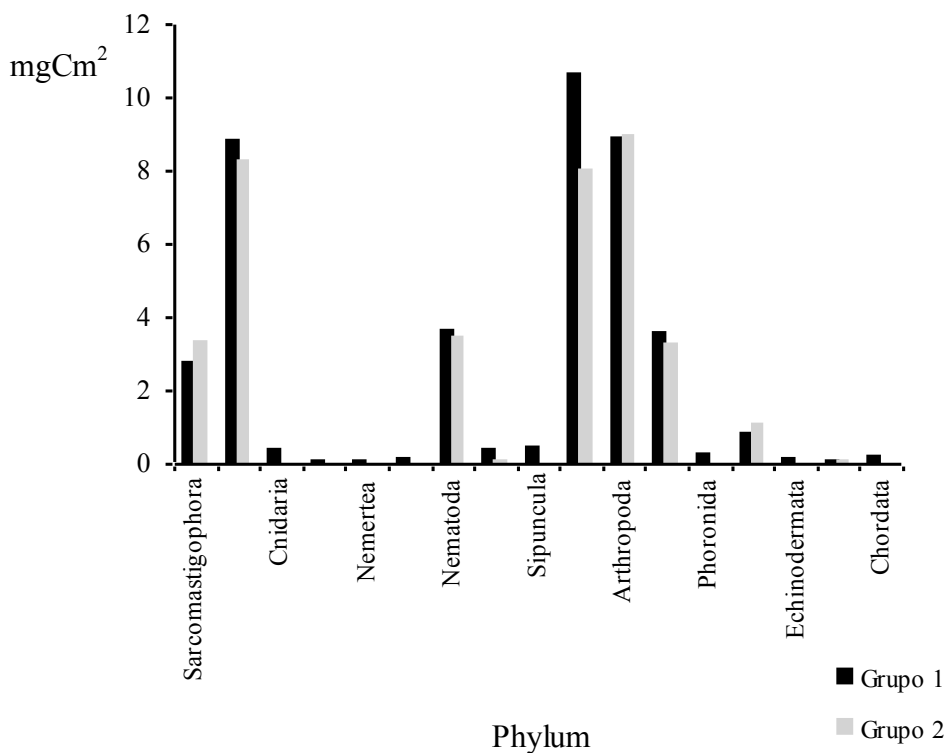


Figura 3. Valores promedio de la biomasa (mgC.m²) por phylum para cada grupo geográfico.

Los valores obtenidos en este estudio caen dentro de lo reportado en la literatura para estudios realizados en esta región (Rowe *et al.*, 1974; Hernández, 1999; Salas, 2005; Martínez, 2007; Wei *et al.*, 2011) en un intervalo de profundidad similar. En general, los fondos marinos en latitudes tropicales tienden a recibir exportación escasa de carbono biogénico (Legendre, 1995; Salas, 2005) por la condición de estratificación térmica (Vidal *et al.*, 1990) limitando con este aporte reducido de materia orgánica la talla y la abundancia de la fauna béntica (Vetter y Dayton 1999; Salas 2005) presentando valores bajos de biomasa béntica (Escobar-Briones, 2004). Las cuencas como el Golfo de México no dependen enteramente de la exportación de materia orgánica al mar profundo ya que se ha reconocido quimiosíntesis asociada a infiltraciones de metano en la base de escarpes (Mahlon *et al.*, 1988; Sassen *et al.*, 2004, Mac Donald *et al.*, 2004) y en diapiros (Milkov y Sassen, 2000; James *et al.*, 1986) que tiene una afectación local en la agregación de fauna y la biomasa (Mahlon *et al.*, 1988; Dayton y Hessler, 1972). Lo anterior es consistente para las estaciones cercanas a los montes de Sigsbee; reconociendo así que la comunidad béntica podría beneficiarse de la concentración del carbono orgánico de origen quimioautotrófico (Sassen *et al.*, 1999).

Conclusiones

El aporte de materia orgánica al fondo marino tiene un efecto positivo sobre la agregación de la fauna; toda vez que los valores más elevados de biomasa responden a estaciones cercanas a los escarpes, zonas de influencia fluvial. El aporte de materia orgánica al fondo marino no es la única fuente que tiene un efecto sobre la agregación de la fauna ya que en las estaciones ubicadas en los diapiros presentan valores elevados de biomasa. Los grupos taxonómicos que contribuyeron a explicar la biomasa son las esponjas silíceas, los anélidos poliquetos, los copépodos harpacticoides y los nemátodos de talla grande. La materia orgánica en el sedimento superficial, expresada como C orgánico en este resumen, tiene un efecto importante sobre los patrones de distribución de la biomasa de la macroinfauna béntica.

Referencias bibliográficas

- Dayton, P., and R. Hessler. 1972. Role of biological disturbance in maintaining diversity in the deep sea. *Deep Sea Research* 19: 199-208.
- Escobar-Briones, E. 2004. Estado del conocimiento de las comunidades bénticas en el Golfo de México. *En*: M. Caso, I. Pisanty, y E. Ezcurra (Comps.). Diagnóstico ambiental del Golfo de México. pp: 199-244.
- García, J., y E. Escobar-Briones. 2007. Distribución espacial del carbono orgánico total en el sedimento superficial de la planicie abisal del Golfo de México. *En*: Carbono en ecosistemas acuáticos de México. Instituto Nacional de Ecología y SEMARNAT - Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, México. pp: 117-128.
- Gray, S. 1981. *The Ecology of Marine Sediments. An Introduction to the Structure and Function of Benthic Communities*. Cambridge University Press. 185 p.
- Hernández, D. 1999. Riqueza taxonómica, densidad y biomasa de la infauna macrobéntica a lo largo de un gradiente batimétrico en el sector occidental del Golfo de México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores -Zaragoza, UNAM, México. pp: 43.
- Hernández, A., A. Rowden, M. Attrill, R. M. Warwick, and G. Gold-Bouchot. 2003. Large-scale environmental influences on the benthic macrofauna of the southern Gulf of Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 58: 825-841.
- James, T., J. Wong, and D. Reid. 1986. The chemistry, biology, and vertical flux of particulate matter from the upper 1,500 m of the Panama Basin. *Deep Sea Research* 33: 1293-1306.
- Legendre, L., and J. Le Fèvre. 1995. Microbial food webs and the export of biogenic carbon in oceans. *Aquatic Microbial Ecology* 9: 69-77.
- Mac Donal, R., G. Bohrmann, E. Escobar, F. Abegg, P. Blanchon, V. Blinova, W. Brückmann, M. Drews, A. Eisenhauer, X. Han, K. Hesschen, F. Meier, C. Mortera, T. Naehr, B. Orcutt, J. Brook, and M. de Faragó. 2004. Asphalt vulcanism and chemosynthetic life in the Campeche knolls, Gulf of Mexico. *Science* 304: 999-1002.

- Mahlon, K., J. Brooks, R. Bidigare, and J. Denoux. 1988. Gulf of Mexico hydrocarbon seep communities I. Regional distribution of hydrocarbon seepage and associated fauna. *Deep Sea Research* 35: 1639-1651.
- Martínez, L. 2007. Estructura del macrobentos abisal y su variación en presencia de un domo salino en el Golfo de México. Tesis de Maestría. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. 100 p.
- Milkov, V., and R. Sassen. 2000. Thickness of the gas hydrate stability zone, Gulf of Mexico continental slope. *Marine and Petroleum Geology* 17: 981-991.
- Rowe, T., T. Polloni, and G. Horner. 1974. Benthic biomass estimates from the northwestern Atlantic Ocean and the northern Gulf of Mexico. *Deep Sea Research* 21: 641-650.
- Rowe, T. 1983. Biomass and production of the deep sea macrobenthos. *In: T. Rowe (Ed). Deep Sea Biology, The Sea. Wiley, N.Y.* 560 p.
- Salas, J. 2005. Importancia en el tamaño de malla sobre la estructura comunitaria de la macrofauna de mar profundo en el Golfo de México, Tesis de Maestría. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. México. 65 p.
- Sassen, R., H. Roberts, R. Carney, V. Milkov, A. DeFreitas, B. Lanoil, and C. Zhang. 2004. Free hydrocarbon gas, gas hydrate, and authigenic minerals in chemosynthetic communities of the northern Gulf of Mexico continental slope: relation to microbial processes. *Chemical Geology* 205: 195-217.
- Sassen, R., S. Joye, T. Sweet, A. DeFreitas, V. Milkov, and R. Mac Donald. 1999. Thermogenic gas hydrates and hydrocarbon gases in complex chemosynthetic communities, Gulf of Mexico continental slope. *Organic Geochemistry* 30: 485-497.
- Vetter, W., and K. Dayton. 1999. Organic enrichment by macrophyte detritus and abundance patterns of megafaunal populations in submarine canyons. *Marine Ecology Progress Series* 186: 137-148.
- Vidal, M., V. Vidal, y F. Hernández. 1990. Atlas oceanográfico del Golfo de México. Instituto de Investigaciones Eléctricas. Cuernavaca, Morelos. México. 415 p.
- Yeager, M., H. Santschi, and T. Rowe. 2004. Sediment accumulation and radionuclide inventories (239 , ^{240}Pu , ^{210}Pb and ^{234}Th) in the northern Gulf of Mexico, as influenced by organic matter and macrofaunal density. *Marine Chemistry* 91: 1-14.
- Wei, C. L., T. Rowe, E. Escobar-Briones, A. Boetius, and T. Soltwedel. 2010. Global patterns and predictions of seafloor biomass using random forest. *PLoS ONE* 5.
- Wei, C. L., T. Rowe, E. Escobar-Briones, C. Nunnally, and Y. Soliman. 2011. Standing stocks and body size of deep-sea macrofauna: a baseline prior to the 2010 BP oil spill in the northern Gulf of Mexico. *Deep Sea Research I* (en revision).

2.11

El almacén de carbono orgánico particulado en los sedimentos de un lago oligotrófico tropical

Alcocer Javier¹, Escobar Elva², Oseguera Luis Alberto¹, Ardiles Vilma³

¹Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Profesionales Iztacala, Proyecto de Investigación en Limnología Tropical. Av. de los Barrios 1, Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla 54090, Estado de México, México. Autor para correspondencia: jalcocer@unam.mx

²Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Laboratorio de Biodiversidad y Macroecología, A.P. 70-305 Ciudad Universitaria; 04510 México, D.F.

³Universidad Nacional Autónoma de México, Programa de Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, México.

Resumen

Para reconocer la cantidad de carbono orgánico particulado (COP) que conforma el almacén del sedimento superficial de un lago tropical profundo se evaluó la dinámica intra e interanual del COP en los sedimentos superficiales de Alchichica, Puebla durante un periodo de cinco años (2003 a 2007). La concentración de clorofila “a” (Clor-a) se utilizó como *proxy* para calcular la concentración de COP en el sedimento superficial. La concentración promedio de COP sedimentario fue de $36 \pm 18 \text{ g m}^{-2}$ y varió entre 17.1 y 86.5 g m^{-2} . Durante el periodo estudiado, la mayor concentración de COP en los sedimentos superficiales se presentó en el periodo de estratificación temprana, producto del florecimiento invernal de diatomeas de gran tamaño ($35\text{-}63 \mu\text{m}$) que se desarrolla durante la circulación. Si bien no se encontraron diferencias significativas interanuales en la concentración promedio del COP, se reconoció la presencia de una ciclicidad bienal, en la cual la concentración del COP depositado en los sedimentos durante la estratificación temprana de los años pares fue mayor que la de los años nones. La cantidad de COP depositada en los sedimentos superficiales es elevada comparada con otros sistemas acuáticos de condición trófica similar o aún mayor que Alchichica y es producto de la dominancia de fitoplancton de gran tamaño que es exportado por debajo de la termoclina y no reciclado en la zona eufótica como sucede en la mayoría de los cuerpos acuáticos oligotróficos en los cuales predomina el fitoplancton pequeño. Estos resultados modifican a) la percepción que los lagos oligotróficos son poco importantes en los balances de carbono regionales, b) muestran que independientemente del estado trófico, la talla del fitoplancton dominante puede ser relevante en los procesos de exportación de carbono y c) los lagos tropicales profundos que generalmente desarrollan un hipolimnion anóxico, tienden a acumular mayor cantidad de carbono en los sedimentos.

Palabras claves: COP, clorofila *a*, Alchichica, México, fitoplancton

Introducción

En los ambientes acuáticos los productores primarios son los encargados de incorporar el carbono inorgánico de la atmósfera (CO_2) y convertirlo en carbono orgánico. Posteriormente, los productores primarios pueden agregarse y hundirse o ser consumidos por heterótrofos, transfiriendo así una parte de este carbono al resto de la red trófica. Otra parte es oxidada y retorna eventualmente a la atmósfera.

El carbono que no es oxidado en la zona eufótica de los ecosistemas acuáticos, puede ser reutilizado en la columna de agua o bien exportado por debajo de la termoclina y transportado al sedimento a través de la sedimentación de organismos muertos, heces fecales y agregados macroscópicos ($> 500 \mu\text{m}$, conocido como nieve marina o lacustre), compuestos de restos de materia orgánica e inorgánica (Honjo *et al.*, 1982; Simon *et al.*, 2002). La sedimentación de carbono orgánico particulado (COP) corresponde al flujo hacia el sedimento superficial del fondo de los cuerpos acuáticos. De esta manera el COP puede quedar “secuestrado” en los sedimentos por un período de tiempo largo (> 100 años), es decir, el carbono en un principio atmosférico será removido y almacenado a través de procesos físicos (*e. g.* circulación) o biológicos, tal como la fotosíntesis, para permanecer en los sedimentos.

Cerca de la mitad de la producción fitoplanctónica anual de ambientes acuáticos se pierde por sedimentación (Bloesch y Uehlinger, 1990). Dependiendo de la talla del fitoplancton dominante, la ruta que seguirá el carbono biogénico en un lago puede ser prevista (Legendre, 1999). Si la talla dominante es la pequeña, la ruta principal será el reciclamiento de carbono y otros nutrientes en las capas superficiales del lago, por medio del circuito microbiano (“microbial loop”), mientras que si la talla dominante es la grande ésta ingresará a la trama de herbívoros, aunque la ruta principal será su exportación hacia el fondo del lago, la cual se verá favorecida si además hay agregación de las células. Cuando el cuerpo acuático es oligotrófico, la talla del fitoplancton dominante es pequeña, mientras que si es eutrófico predomina la talla grande (Lampert y Sommer, 1997). Sin embargo, Adame *et al.* (2008) encontraron que la biomasa fitoplanctónica en Alchichica, a pesar de ser un lago oligotrófico, está dominada por fitoplancton de talla grande, particularmente organismos $> 40 \mu\text{m}$. Por lo anterior, se espera que se presente una mayor exportación y por ende acumulación de COP en el fondo, en comparación con otros lagos de estado trófico similar.

Con el fin de reconocer la cantidad de COP que es exportado y potencialmente secuestrado en los sedimentos de un lago oligotrófico tropical, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar la magnitud y dinámica temporal del COP que es depositado en los sedimentos de Alchichica. Con lo anterior se pretende proporcionar apoyo adicional a lo encontrado por Cole *et al.* (2007), quienes demuestran que a pesar de su pequeña área con relación al océano, los ecosistemas acuáticos continentales pueden tener en la escala regional un papel importante en los balances de carbono.

Materiales y métodos

Este estudio evaluó el depósito de COP a través del análisis de la Clor-a sedimentaria recolectada mensualmente a lo largo de cinco años (2003-2007) con el fin de reconocer su dinámica intra e interanual. La obtención del sedimento se realizó con una draga Ekman. Del sedimento superficial se tomaron dos muestras con un nucleador manual. Las muestras fueron mantenidas en oscuridad y congelación hasta su análisis en el laboratorio. La determinación de la concentración de la Clor-a sedimentaria se llevó a cabo por fluorometría. Para extraer los pigmentos del sedimento se agregaron 10 ml de acetona al 90%, manteniéndose en oscuridad y a 4°C durante 20 horas. Posteriormente las muestras se centrifugaron y se midió la fluorescencia del sobrenadante en un fluorómetro Turner Designs 10-AU (EPA método 445.0; Arar y Collins, 1997).

Oseguera *et al.* (2010) encontraron que la dinámica de la biomasa fitoplanctónica expresada como Clor-a en Alchichica explicaba las variaciones temporales y verticales de los flujos de seston, en donde los flujos mayores estuvieron asociados a los florecimientos de fitoplancton. Lo anterior indica que la concentración de Clor-a puede ser utilizada como un buen indicador (*proxy*) de la concentración de Carbono biogénico (C_{BIO}) en este mismo lago. Con base en ello, la concentración de COP se estimó usando la relación COP:Clor-a calculada para cada una de las etapas de la hidrodinámica del lago siendo 119 para la circulación, 215 para la estratificación temprana, 112 para la estratificación bien establecida y 83 para la estratificación tardía.

Resultados y discusión

Para todo el periodo de estudio se registraron concentraciones de Clor-a en el sedimento superficial en un intervalo de 144 a 492 mg Clor-a m^{-2} (Figura 1) y un valor promedio de 271 ± 71 mg Clor-a m^{-2} , $n=58$. Las concentraciones anuales promedio fueron de 246 ± 56 mg Clor-a m^{-2} $n=24$ en el 2003 (144-337 mg Clor-a m^{-2}); 267 ± 53 mg Clor-a m^{-2} $n=24$ en el 2004 (212-402 mg Clor-a m^{-2}); 272 ± 36 mg Clor-a m^{-2} $n=22$ en el 2005 (223-342 mg Clor-a m^{-2}); 295 ± 97 mg Clor-a m^{-2} $n=22$ en el 2006 (168-492 mg Clor-a m^{-2}) y de 277 ± 96 mg Clor-a m^{-2} $n=24$ en el 2007 (162-490 mg Clor-a m^{-2}). Los valores de Clor-a a lo largo de los 5 años son similares ($p > 0.05$), sin embargo, dentro de cada ciclo anual, se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre la estratificación temprana y los demás periodos hidrodinámicos (circulación, estratificación bien establecida y estratificación tardía).

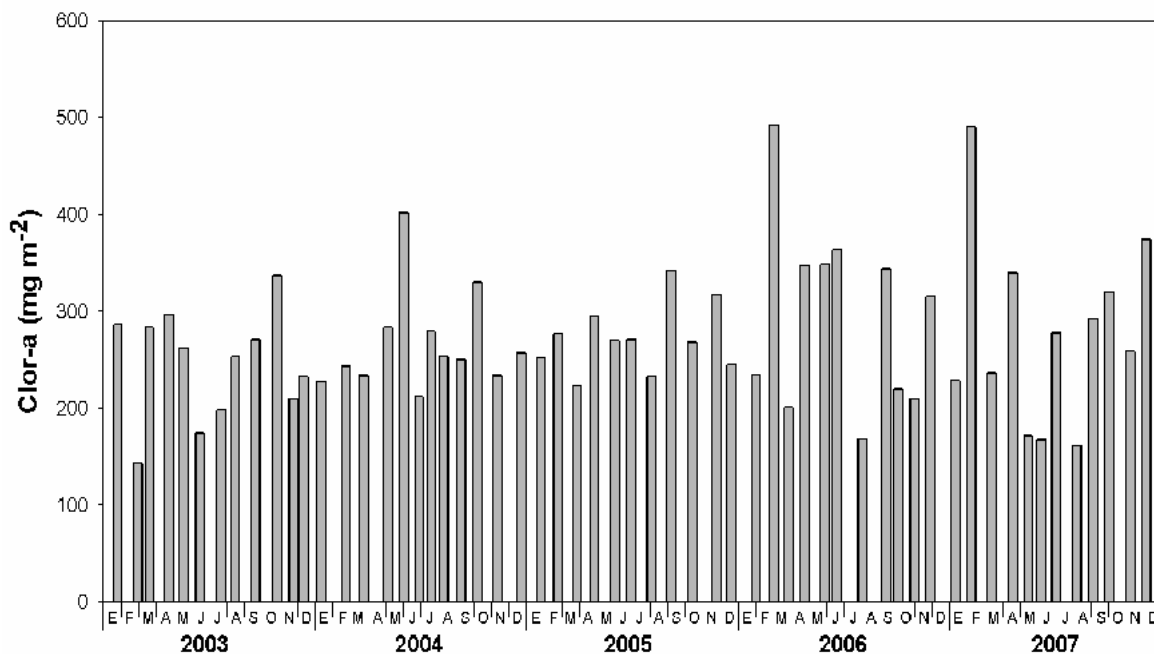


Figura 1. Variación de la concentración de clorofila a (Clor-a) en los sedimentos superficiales del lago Alchichica.

Con relación al COP que se encontró en el sedimento superficial, se obtuvo un promedio de 36.3 ± 18.0 g COP m^{-2} $n=58$ (con un intervalo de 17.1 a 86.5 g COP m^{-2}) para todo el periodo de estudio (Figura 2). La concentración promedio anual varió de 32.4 ± 14.7 g COP m^{-2} $n=24$ en el 2003 (17.1 y 63.8 g COP m^{-2}); 36.1 ± 19.5 g COP m^{-2} $n=24$ en el 2004 (entre 19.4 y 86.5 g COP m^{-2}); 36.6 ± 15.8 g COP m^{-2} $n=22$ en el 2005 (entre 20.3 y 63.6 g COP m^{-2}); 41.6 ± 25.0 g COP m^{-2} $n=22$ en el 2006 (entre 17.4 y 78.3 g COP m^{-2}) y de 35.1 ± 15.7 g COP m^{-2} $n=24$ en el 2007 (entre 18.1 y 73.1 g COP m^{-2}).

Al igual que para la Clor-a, las concentraciones de COP a lo largo de los 5 años son similares ($p > 0.05$) y dentro de cada ciclo anual, se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre la estratificación temprana y los demás periodos hidrodinámicos del lago.

La dinámica temporal del COP en los sedimentos superficiales de Alchichica (Figura 2) se caracterizó por una acumulación mayor durante el periodo de estratificación temprana, lo que se produce como resultado de la sedimentación del florecimiento invernal de diatomeas que se presenta durante el periodo de circulación. Oseguera *et al.* (2011) encontraron una dinámica temporal similar en los flujos de materia total particulada donde los flujos mayores estuvieron relacionados con el florecimiento de diatomeas.

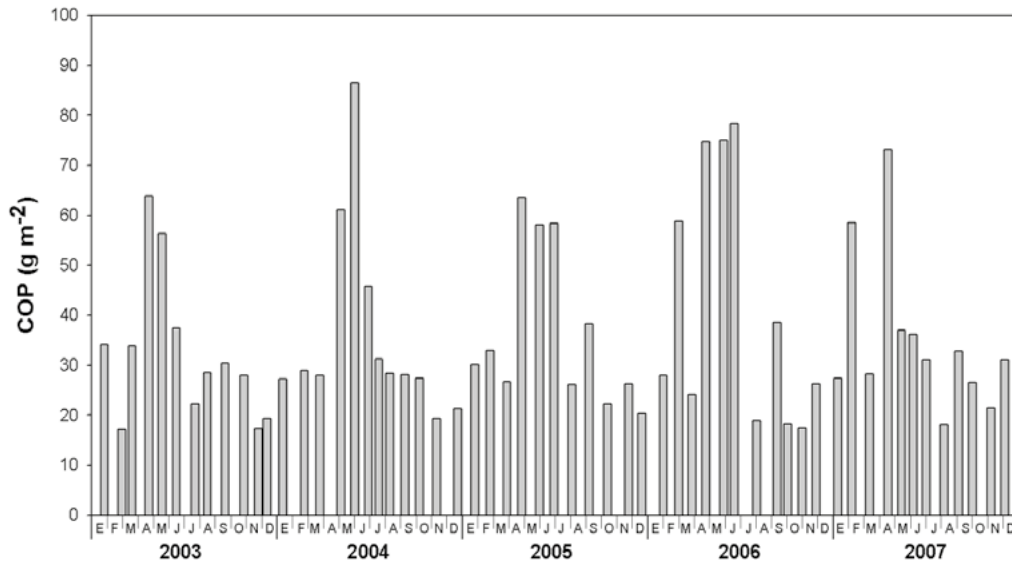


Figura 2. Variación de la concentración de carbono orgánico particulado (COP) en los sedimentos superficiales del lago Alchichica.

En forma adicional al comportamiento anual descrito, se aprecia el patrón de fluctuación bial en la concentración de COP sedimentario durante la estratificación temprana previamente reconocido para la biomasa fitoplanctónica (Adame *et al.*, 2008), presentando años con menor concentración de COP asociados a florecimientos de diatomeas menos intensos y de menor duración, y años con mayor concentración de COP relacionados con florecimientos más intensos y de mayor duración (Figura 2). De esta forma, las concentraciones de COP sedimentario en la estratificación temprana de los años 2003 ($53 \pm 14 \text{ g m}^{-2} \text{ n}=3$), 2005 ($60 \pm 3 \text{ g m}^{-2} \text{ n}=2$) y 2007 ($49 \pm 21 \text{ g m}^{-2} \text{ n}=3$) fueron menores que las de 2004 ($64 \pm 21 \text{ g m}^{-2} \text{ n}=3$) y 2006 ($76 \pm 2 \text{ g m}^{-2} \text{ n}=3$).

Tradicionalmente los lagos no han sido considerados como sitios importantes para la captura y secuestro de carbono. Sin embargo, investigaciones como las de Cole *et al.* (2007) sugieren que los lagos pequeños contribuyen en el almacén de carbono en los sedimentos, como reflejo no sólo de su productividad sino también de la tasa de acumulación y capacidad de preservación de los sedimentos. El COP sedimentado en Alchichica tenderá a acumularse en los sedimentos debido a que: a) el hipolimnion permanece anóxico una parte importante del año (≥ 6 meses), b) a una temperatura relativamente baja ($\sim 14.5^\circ\text{C}$) y c) la escasa presencia de fauna bentónica.

Adame *et al.* (2008) calcularon la cantidad de oxígeno disuelto requerida para oxidar el carbono fitoplanctónico presente en el hipolimnion de Alchichica. Los resultados indican que el fitoplancton sedimentado -sin contar el zooplancton, sus heces ni otras fuentes de carbono particulado- es suficiente para explicar el pronto desarrollo de la anoxia hipolimnética en Alchichica. Una vez establecida la anoxia, la velocidad de remineralización de la materia orgánica se ve reducida (Schultz y Zabel, 2006). Por otro

lado, la fauna bentónica profunda en el lago está representada por un solo ostrácodo del género *Candona* (y ocasionalmente algunos quironómidos del género *Chironomus*) que se encuentra en densidades bajas (Hernández *et al.*, 2010) y que además, se encuentra activo solamente mientras el fondo de lago tiene oxígeno, por lo cual es de esperarse que el COP se integre muy lentamente a la cadena de los detritívoros pudiendo degradarse solamente por bacterias y hongos. Los factores mencionados aumentan la probabilidad de que una proporción importante del COP que se sedimenta al fondo de Alchichica quede sepultado y por ende secuestrado.

El COP se acumula en los sedimentos cuando no es oxidado en la columna de agua debido a diferentes factores tales como la ausencia de oxígeno disuelto, arriba mencionada, la naturaleza refractaria de algunos materiales y la cantidad de carbono sedimentado (Betts y Holland, 1991; Hedges *et al.*, 1999). La tasa a la cual se acumula el COP en los sedimentos depende de varios factores tales como los aportes autóctonos y alóctonos, la tasa a la cual estos aportes son oxidados (tasa respiratoria), la morfometría del lago y su condición trófica (Mulholland y Elwood, 1982). Es así como lagos oligotróficos pequeños tienen una tasa de acumulación relativamente baja, generalmente $< 40 \text{ g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Mulholland y Elwood, 1982), mientras que los lagos eutróficos tienen una tasa de acumulación mucho mayor, usualmente $> 30 \text{ g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ alcanzando a veces concentraciones $> 100 \text{ g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$.

La cantidad de COP observada en los sedimentos superficiales es elevada comparada con otros sistemas acuáticos de condición trófica similar o aún mayor que Alchichica. Lo anterior es producto de la dominancia de fitoplancton de gran tamaño que es exportado por debajo de la termoclina y no reciclado en la zona eufótica como sucede en la mayoría de los cuerpos acuáticos oligotróficos en los cuales domina el fitoplancton pequeño.

Finalmente, es importante recordar que las cifras de COP sedimentario aquí reportadas están calculadas con base exclusivamente en las concentraciones de Clor-a sedimentaria, por lo que las concentraciones totales de carbono sedimentario serán seguramente mayores al proceder también de otras fuentes además del fitoplancton (e. g., zooplancton, las heces de estos componentes, las exuvias).

Conclusiones

Los resultados encontrados en el presente estudio: a) modifican la percepción de que los lagos oligotróficos son menos importantes en los balances de carbono regionales, b) muestran que independientemente del estado trófico, la talla del fitoplancton dominante puede ser más relevante en los procesos de exportación y almacén de carbono en los sedimentos y c) que los lagos tropicales profundos que generalmente desarrollan un hipolimnion anóxico tienden a acumular mayor cantidad de carbono en los sedimentos.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo financiero recibido de la UNAM-DGAPA (PAPIIT IN221009 e IN105009) y CONACYT (103332), así como a Laura Peralta y Armando Rodríguez por su apoyo en el trabajo de campo y laboratorio.

Referencias bibliográficas

- Adame, M., J. Alcocer, and E. Escobar. 2008. Size-fractionated phytoplankton biomass and its implications for the dynamics of an oligotrophic tropical lake. *Freshwater Biology* 53 (1): 22–31.
- Arar, E. J., and G. Collins. 1997. *In vitro* determination of chlorophyll *a* and pheophytin in marine and freshwater algae by fluorescence (445.0). US Environmental Protection Agency.
- Betts J. N., and H. D. Holland. 1991. The oxygen content of ocean bottom waters, the burial efficiency of organic carbon, and the regulation of atmospheric oxygen. *Global and Planetary Change* 5(1-2): 5–18.
- Bloesch, J., and U. Uehlinger. 1990. Epilimnetic carbon flux and turnover of different particle size classes in oligo-mesotrophic Lake Lucerne, Switzerland. *Archiv für Hydrobiologie* 118: 403–419.
- Cole, J. J., Y. T. Prairie, N. F. Caraco, W. H. McDowell, L. J. Tranvik, R. G. Striegl, C. M. Duarte, P. Kortelainen, J. A. Downing, J. J. Middelburg, and J. Melack. 2007. Plumbing the global Carbon cycle: integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems* 10 (1): 172–185.
- Hedges, J. I., F. S. Hu, A. H. Devol, H. E. Hartnett, E. Tsamakis, and R. G. Keil. 1999. Sedimentary organic matter preservation: a test for selective degradation under oxic conditions. *American Journal of Science* 299: 529–555.
- Hernández, M. C., E. Escobar, y J. Alcocer. 2010. Ensemble de crustáceos bentónicos en un lago salino tropical. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81: 133–140.
- Honjo, S., S. Manganini, and J. Cole. 1982. Sedimentation of biogenic matter in the deep ocean. *Deep-Sea Research* 29 (5): 609–625.
- Lampert, W., and U. Sommer. 1997. *Limnology. The Ecology of Lakes and Streams*. Oxford University Press. Oxford, USA.
- Legendre, L. 1999. Environmental fate of biogenic carbon in lakes Japanese. *Journal of Limnology* 60 (1): 1–10.
- Mulholland, P., and J. Elwood. 1982. The role of lake and reservoir sediments as sinks in the perturbed global carbon cycle. *Tellus* 34 (5): 490–499.
- Oseguera, L. A., J. Alcocer, and E. Escobar. 2010. Seston flux in a tropical saline lake. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 30 (10): 1477–1481.
- Oseguera, L. A., J. Alcocer, and G. Vilaclara. 2011. Relative importance of dust inputs and aquatic biological production as sources of lake sediments in an oligotrophic lake in a semi-arid area. *Earth Surface Processes and Landforms* 36 (3): 419–426.
- Schultz, H., and M. Zabel. 2006. *Marine Geochemistry*, Springer, Verlag, Alemania.
- Simon, M., H. P. Graossart, B. Schweitzer, and H. Ploug. 2002. Microbial ecology of aggregates in aquatic ecosystems. *Aquatic Microbial Ecology* 28 (2): 175–211.

2.12

Dinámica del carbono orgánico particulado en un lago oligotrófico tropical

Alcocer Javier¹, López-Anaya Diana Patricia², Oseguera Luis Alberto¹

¹Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Profesionales Iztacala. Av. de los Barrios 1, Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla 54090, Estado de México, México. Autor para correspondencia: jalcocer@unam.mx

²Universidad Nacional Autónoma de México, Programa de Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, México.

Resumen

La dinámica del carbono orgánico particulado (COP) en el océano y la zona costera ha sido estudiada ampliamente. Paradójicamente, la información que se ha generado para los cuerpos acuáticos epicontinentales es escasa; la mayoría de estos trabajos se limitan a lagos de la zona templada, y son muy pocos los que se han realizado en ambientes tropicales incluido México. Con el fin de aportar información sobre la dinámica intra e interanual de la concentración del COP en lagos tropicales, se tomaron mensualmente durante cuatro años (2005-2008) diez muestras de agua a lo largo de la columna de agua en la zona central y más profunda de Alchichica, Puebla, un lago oligotrófico y profundo. La determinación del COP se realizó con un analizador elemental Carlo Erba NC2100. El COP presentó un valor promedio de $32.46 \pm 14.81 \mu\text{mol l}^{-1}$ con un intervalo de 6.70 a $86.43 \mu\text{mol l}^{-1}$. En general, el comportamiento del COP estuvo asociado a la presencia de tres crecimientos importantes de fitoplancton que a su vez están asociados con la hidrodinámica del lago (monomixis cálida). Durante la época de circulación se encontraron concentraciones moderadamente elevadas ($38.01 \pm 12.26 \mu\text{mol l}^{-1}$) y homogéneas a lo largo de la columna de agua, relacionadas con el florecimiento invernal de diatomeas (principalmente *Cyclotella alchichicana* y *C. choctawacheeana*). Durante la estratificación temprana, se encontraron las mayores concentraciones en el epilimnion, con picos importantes ($80-85 \mu\text{mol l}^{-1}$) entre mayo y junio, procedentes del florecimiento de la cianobacteria fijadora de nitrógeno *Nodularia spumigena*. El resto de la estratificación los valores fueron generalmente menores ($28.02 \pm 12.47 \mu\text{mol l}^{-1}$) que en el resto del año, aunque se encontraron valores elevados puntuales ($> 80 \mu\text{mol l}^{-1}$), todos estos asociados al máximo profundo de clorofila que se desarrolló en el metalimnion (25-40 m).

Palabras claves: COP, lago oligotrófico, clorofila *a*, Alchichica, México

Introducción

En el ciclo del carbono, los productores primarios son los encargados de tomar el carbono inorgánico de la atmósfera (CO_2) y convertirlo en orgánico (carbohidratos) (Libes,

1992). Posteriormente, los productores primarios son consumidos por heterótrofos, transfiriendo así una parte de este carbono al resto de la red trófica, mientras que otra parte es oxidada y eventualmente retorna a la atmósfera. El carbono que no es oxidado en la zona eufótica (que es donde se fija) de los ecosistemas acuáticos, es transportado a capas más profundas. Este proceso involucra diversos mecanismos tales como su transferencia a través de heces fecales (“fecal pellets”) y agregados macroscópicos ($> 500 \mu\text{m}$ conocido como nieve marina/lacustre), compuestos de restos de materia orgánica e inorgánica (Honjo *et al.*, 1982; Billett *et al.*, 1983; Simon *et al.*, 2002).

De esta manera, el carbono orgánico puede quedar secuestrado en los sedimentos por un largo tiempo. Este transporte y/o secuestro de carbono orgánico particulado (COP) es llamado bomba biológica, que es el proceso por el cual el CO_2 atmosférico es fijado a través de la fotosíntesis y posteriormente transportado (exportación) al interior del sistema acuático y como consecuencia, el carbono se almacenará (secuestro) temporal o permanente en el sedimento (Karl *et al.*, 1991).

Se ha observado que la fracción orgánica es la que más contribuye a la materia total particulada (Simon *et al.*, 2002), la cual dentro de los lagos puede seguir varias rutas o caminos (Legendre, 1999): 1) su transferencia dentro de las redes alimenticias, 2) su exportación hacia el fondo de forma directa o indirectamente por medio de heces fecales y cadáveres y 3) su reciclamiento a través del circuito microbiano lo que pone los nutrientes a disposición en la zona eufótica.

Desafortunadamente, la información acerca de la dinámica del COP en cuerpos acuáticos epicontinentales es aún escasa y la mayoría de ésta procede de estudios realizados en lagos de la zona templada y muy pocos de ambientes tropicales; México no es la excepción. Por lo anterior, el objetivo del presente estudio fue evaluar la concentración de COP en Alchichica, así como su distribución vertical (a lo largo de la columna de agua) y dinámica temporal intra e interanual. Lo anterior permitirá ponderar el papel que juegan los lagos oligotróficos tropicales en los balances regionales de carbono.

Materiales y métodos

Para la evaluación de la clorofila *a* (Clor-*a*) y del carbono orgánico particulado (COP) se tomaron mensualmente diez muestras de agua a lo largo de la columna acuática (de enero de 2005 a diciembre de 2008) en la parte central y más profunda (62 m) de Alchichica. El muestreo se realizó con una botella muestreadora de agua marca UWITEC de 5 litros de capacidad.

Durante la estratificación se tomaron muestras procedentes de las tres capas (epilimnion, metalimnion e hipolimnion) y durante la circulación a profundidades distribuidas equitativamente a lo largo de la columna de agua. Las muestras recolectadas fueron tamizadas *in situ* a través de una malla de $100 \mu\text{m}$ de apertura para eliminar al zooplancton (“swimmers”), ya que de otra forma afectaría la precisión de la evaluación del COP como sugieren diversos autores (Jellison y Melack, 2001; Karl *et al.*, 1991).

Las muestras fueron almacenadas inmediatamente en botellas de plástico y se mantuvieron en oscuridad y a baja temperatura (dentro de una hielera con una cama de hielo) para evitar su alteración durante su transporte al laboratorio (máximo 4 horas). El

procesamiento de dichas muestras se realizó antes de haber transcurrido 24 horas desde su obtención.

En el laboratorio, tres réplicas para Clor-a y tres para COP de cada profundidad se filtraron a través de filtros Whatman GF/F de 13 mm ($0.7 \mu\text{m}$ de retención nominal); para COP los filtros fueron previamente calcinados (550°C por cuatro horas). El volumen de muestra filtrado fue de entre 500 y 1500 ml de acuerdo a la propuesta de Wetzel y Likens (2000) y a las diferentes épocas presentes en el área de estudio (*e. g.*, menos volumen en la época de aguas turbias y mayor volumen en la época de aguas claras). El volumen óptimo se definió con base en lo observado tanto en campo como en el laboratorio.

El filtrado de las muestras se llevó a cabo con una bomba de vacío, a una presión de entre 0.3 y 0.5 atms. para evitar la pérdida de material orgánico. La determinación de la concentración de la Clor-a se llevó a cabo por fluorometría. Para extraer los pigmentos se agregaron 10 ml de acetona al 90%, manteniéndose en oscuridad y a 4°C durante 20 horas. Posteriormente las muestras se centrifugaron y se midió la fluorescencia del sobrenadante en un fluorómetro Turner Designs 10-AU (EPA método 445.0; Arar y Collins, 1997). Para el COP, los filtros se acidificaron con HCl al 10% para eliminar la fracción inorgánica del carbono (carbonatos) en la muestra (Karl *et al.*, 1991; Veronesi *et al.*, 2002). Posteriormente los filtros fueron secados a 60°C en una estufa de secado (marca Lab-Line Instruments modelo 3512) por 24 horas; transcurrido este tiempo se colocaron en un desecador (Jellison y Melack, 2001; Wetzel y Likens, 2000; Polat *et al.*, 1998). La medición del COP se realizó con un analizador elemental Carlo Erba® modelo NC2100 (Veronesi *et al.*, 2002). Se obtuvieron filtros blanco utilizados para corregir los valores de carbono de acuerdo a la propuesta de Karl *et al.* (1991).

Resultados y discusión

En conjunto, la Clor-a y el COP corroboraron la existencia de los tres eventos principales en el desarrollo del fitoplancton dentro del ciclo anual de Alchichica (Alcocer *et al.*, 2000; Oliva *et al.*, 2001; Oliva *et al.*, 2009): a) un florecimiento invernal de diatomeas dominado por *Cyclotella alchichicana* y por *C. choctawacheeana* que ocurre durante la época de mezcla (enero a marzo); b) un florecimiento primaveral de la cianobacteria fijadora de nitrógeno *Nodularia spumigena* durante la estratificación temprana; y c) el desarrollo de un máximo profundo de clorofila (DCM por sus siglas en inglés) que ocurre en el metalimnion a lo largo de la estratificación bien establecida y de la estratificación tardía dominado por *C. alchichicana*.

La Clor-a (Figura 1) tuvo un valor promedio de $3.42 \pm 3.56 \mu\text{g l}^{-1}$, ratificando la condición oligotrófica del lago. Los picos de concentración más importantes (hasta de $31.55 \mu\text{g l}^{-1}$) se encontraron durante la estratificación tardía entre los 25 y 40 m en los años 2005 y 2006, constituyendo el DCM; tal condición no fue observada tan claramente en los siguientes dos años con concentraciones de hasta $6.86 \mu\text{g l}^{-1}$, concentración por debajo de la de los dos años anteriores. En el epilimnion se mantuvieron concentraciones bajas ($< 5 \mu\text{g l}^{-1}$) durante toda la estratificación. En la época de circulación la Clor-a se distribuyó de manera más homogénea y debido al florecimiento de diatomeas, aumentó su concentración

($8.32 \pm 3.35 \mu\text{g l}^{-1}$) con excepción del año 2005 donde su valor promedio permaneció por debajo de los $5 \mu\text{g l}^{-1}$.

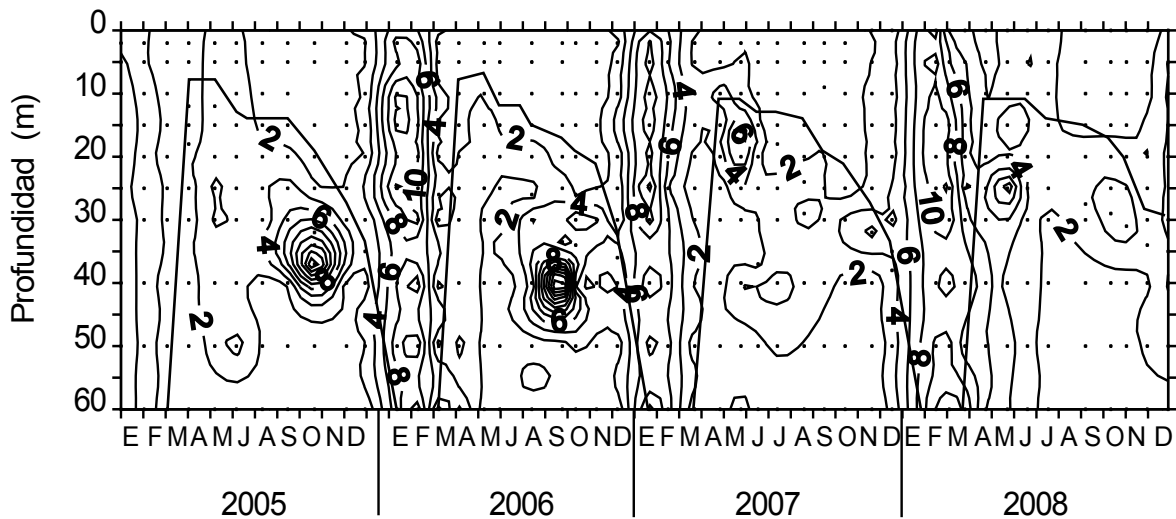


Figura 1. Diagrama profundidad-tiempo de isopletas de concentración de clorofila *a* ($n=30$) en $\mu\text{g l}^{-1}$ en Alchichica (la línea oscura continua delimita la capa de mezcla del lago; los números en negritas indican la concentración de Clor-*a*).

El carbono orgánico particulado (COP) (Figura 2) presentó un valor promedio de $32.46 \pm 14.81 \mu\text{mol l}^{-1}$. En general, durante la época de circulación se encontraron concentraciones moderadamente elevadas ($38.01 \pm 12.26 \mu\text{mol l}^{-1}$) y homogéneas a lo largo de la columna de agua, relacionadas al florecimiento de diatomeas. Durante la estratificación, el epilimnion presentó concentraciones elevadas, con picos importantes entre mayo y junio correspondientes a los florecimientos de *N. spumigena*. Los valores alcanzados en 2005 y 2006 fueron más elevados (hasta $85.11 \mu\text{mol l}^{-1}$ y $81.61 \mu\text{mol l}^{-1}$, respectivamente) que en 2007 y 2008 ($35.23 \mu\text{mol l}^{-1}$ y $50.61 \mu\text{mol l}^{-1}$, respectivamente). Las concentraciones de COP asociados al DCM (zona entre los 25 y los 40 m) fueron inferiores a las del epilimnion ($28.02 \pm 12.47 \mu\text{mol l}^{-1}$), a excepción de un registro puntual de $86.43 \mu\text{mol l}^{-1}$ a los 40 m de profundidad en 2006. El intervalo de concentraciones encontrado en Alchichica (6.70 a $86.43 \mu\text{mol l}^{-1}$) es mayor al encontrado en otros lagos como, por ejemplo, el Lago Pirámide (8.3 a $66.6 \mu\text{mol l}^{-1}$) en Estados Unidos (Lebo *et al.*, 1992), el lago tropical Tangañica ($2.8 - 29.1 \mu\text{mol l}^{-1}$) en África (Järvinen *et al.*, 1999) y los lagos oligotróficos Maggiore (1.6 a $66 \mu\text{mol l}^{-1}$) en Italia (Callieri, 1997) y Pirámide Superior (7.9 a 15.3) y Pirámide Inferior (8.2 a $13.4 \mu\text{mol l}^{-1}$) en Nepal (Bertoni *et al.*, 1998).

Interanualmente, la concentración promedio anual mayor se presentó en el 2005 ($37.78 \pm 15.44 \mu\text{mol l}^{-1}$) la cual fue significativamente superior ($p < 0.05$) a los otros tres años. En 2007 se registró la segunda concentración anual más alta ($31.54 \pm 13.57 \mu\text{mol l}^{-1}$) mientras

que para el 2006 y 2008 se registraron las menores concentraciones anuales ($29.10 \pm 16.58 \mu\text{mol l}^{-1}$ y $31.14 \pm 11.90 \mu\text{mol l}^{-1}$, respectivamente).

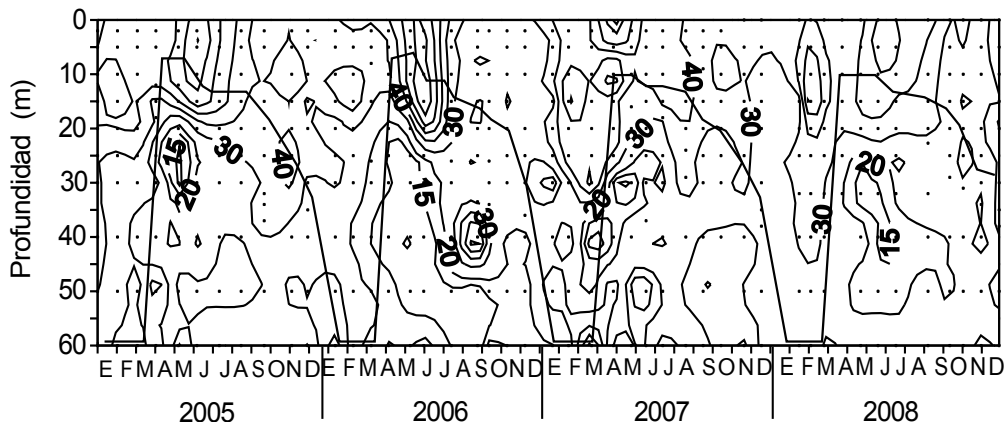


Figura 2. Diagrama profundidad-tiempo de isopletas de concentración de carbono orgánico particulado ($n=20$) en $\mu\text{mol l}^{-1}$ en Alchichica (la línea oscura continua delimita la capa de mezcla del lago; los números en negritas indican la concentración de COP)

La relación entre el COP y la Clor-*a* puede servir como un *proxy* de la contribución del detrito al material particulado suspendido (Hessen, 2006). El análisis de los valores integrados de COP y Clor-*a* en la zona de mezcla de Alchichica (Figura 3) reveló una buena correlación (r de Pearson = 0.72) entre ambos parámetros. Por otro lado, la dinámica del COP en Alchichica resultó similar a la descrita para el seston del mismo lago por López-Anaya *et al.* (2010). Lo anterior indicó que la materia particulada -y por ende el COP- dentro de la zona de mezcla en Alchichica está conformada en su mayoría por células vivas del fitoplancton.

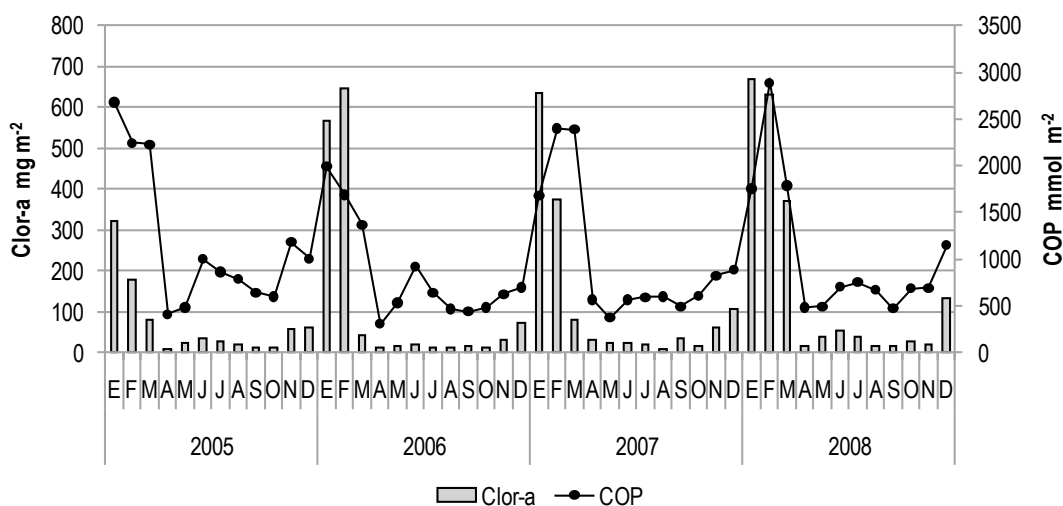


Figura 3. Valores integrados en la zona de mezcla de clorofila *a* (Clor-*a*) y carbono orgánico particulado (COP) en Alchichica.

Conclusiones

La concentración de COP en Alchichica presentó un valor promedio de $32.46 \pm 14.81 \mu\text{mol l}^{-1}$ con un intervalo de 6.70 a $86.43 \mu\text{mol l}^{-1}$. La dinámica del COP en Alchichica responde a la existencia de tres eventos principales del desarrollo del fitoplancton que a su vez estuvieron asociados a la hidrodinámica del lago. Durante la época de circulación se encontraron concentraciones moderadamente elevadas ($38.01 \pm 12.26 \mu\text{mol l}^{-1}$) relacionadas al florecimiento invernal de diatomeas (principalmente *Cyclotella alchichicana* y *C. choctawacheeana*). Durante la estratificación temprana, se midieron las mayores concentraciones en el epilimnion con picos importantes ($80\text{-}85 \mu\text{mol l}^{-1}$) entre mayo y junio, correspondientes al florecimiento primaveral de la cianobacteria fijadora de nitrógeno *Nodularia spumigena*. El resto de la estratificación presentó concentraciones generalmente menores ($28.02 \pm 12.47 \mu\text{mol l}^{-1}$), sin embargo se registraron valores puntuales elevados, incluso superiores a $80 \mu\text{mol l}^{-1}$ de COP, todos ellos asociados al máximo profundo de clorofila que se desarrolló en el metalimnion (25-40 m).

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo financiero recibido de la UNAM-DGAPA (PAPIIT IN221009 e IN105009) y CONACYT (103332), así como a Laura Peralta y Armando Rodríguez por su apoyo en el trabajo de campo y laboratorio.

Referencias bibliográficas

- Alcocer, J., A. Lugo, E. Escobar, M. Sánchez, and G. Vilaclara. 2000. Water column stratification and its implications in the tropical warm monomictic Lake Alchichica, Puebla, México. *Verhandlungen Internationalis Vereinigung Limnologie* 27: 3166-3169.
- Arar, E. J., and G. Collins. 1997. In vitro determination of chlorophyll "a" and pheophytin "a" in marine and freshwater algae by fluorescence (445.0). US Environmental Protection Agency.
- Beroni, R., C. Callieri, and M. Contesini. 1998. Organic carbon and microorganisms in two Nepalese lakes. *Memorie dell'Instituto Italiano di Idrobiologia* 57: 99-106.
- Billett, D. S. M., R. Lampitt, A. Rice, and R. Mantoura. 1983. Seasonal sedimentation of phytoplankton to the deep-sea benthos. *Nature* 302: 520-522.
- Callieri, C. 1997. Sedimentation and aggregate dynamics in Lake Maggiore, a large, deep lake in Northern Italy. *Memorie dell'Instituto Italiano di Idrobiologia* 56: 37-50.
- Hessen, D. O. 2006. Determinants of seston C:P ratio in lakes. *Freshwater Biology* 51 (8): 1560-1569.
- Honjo, S., S. Manganini, and J. Cole. 1982. Sedimentation of biogenic matter in the deep ocean. *Deep Sea Research* 29 (5): 609-625.
- Järvinen, M., K. Salonen, J. Sarvala, K. Vuorio, and A. Virtanen. 1999. The stoichiometry of particulate nutrients in Lake Tanganyika: implications for nutrient limitation of phytoplankton. *Hydrobiologia* 407 (0): 81-88.

- Jellison, R., and J. Melack. 2001. Nitrogen limitation and particulate elemental ratios of seston in hypersaline Mono Lake, California, U.S.A. *Hydrobiologia* 466 (1-3): 1-12.
- Karl, D. M., J. Dore, D. Hebel, and C. Winn. 1991. Procedures for particulate carbon, nitrogen, phosphorus and total mass analyses used in the US-JGOFS Hawaii ocean time-series program. *In*: Hurd, D. C., and D. Spencer (eds). *Marine particles: analysis and characterization*, American Geophysical Union. Washington DC. pp: 71-77.
- Lebo, M. E., J. Reuter, C. Rhodes, and C. Goldman. 1992. Nutrient cycling and productivity in a desert saline lake: observations from a dry, low-productivity year. *Hydrobiologia* 246 (3): 213-229.
- Legendre, L. 1999. Environmental fate of biogenic carbon in lakes Japanese. *Journal of Limnology* 60 (1): 1-10.
- Libes, S. M. 1992. *An Introduction to Marine Biogeochemistry*. John Wiley and Sons, Inc. 683 p.
- López-Anaya, D. P., J. Alcocer, L. Oseguera, and G. Vilclara. 2010. Seston dynamics in a saline Mexican lake. *Verhandlungen Internationalis Vereinigung Limnologiae* 30: 1445-1448.
- Oliva, M. G., A. Lugo, J. Alcocer, L. Peralta, and L. Oseguera. 2009. Planktonic bloom-forming *Nodularia* in the saline Lake Alchichica, Mexico. pp. 121-126 *In*: Oren, A., D. Naftz, and W. Wurtsbaugh (eds). *Saline lakes around the world: unique systems with unique values*. Natural Resources and Environmental Issues XV. The S.J. and Jessie E. Quinney Natural Resources Research Library and Utah State University College of Natural Resources. 269 p.
- Oliva, M. G., A. Lugo, J. Alcocer, L. Peralta, and M. Sánchez. 2001. Phytoplankton dynamics in a deep, tropical, hyposaline lake. *Hidrobiologia* 466 (1-3): 299-306.
- Polat, S. C., S. Tugrul, Y. Çoban, O. Basturk, and I. Salihoglu. 1998. Elemental composition of seston and nutrient dynamics in the Sea of Marmara. *Hydrobiologia* 363 (1-3): 157-167.
- Simon, M., H. Graossart, B. Schweitzer, and H. Ploug. 2002. Microbial ecology of aggregates in aquatic ecosystems. *Aquatic Microbial Ecology* 28 (2): 175-211.
- Veronesi, M. L., A. Barbieri, and K. Hanselmann. 2002. Phosphorus, carbon and nitrogen enrichment during sedimentation in a seasonally anoxic lake (Lake Lugano, Switzerland). *Journal of Limnology* 61 (2): 215-223.
- Wetzel, R. G., and G. Likens. 2000. *Limnological Analyses*. Springer. New York, USA.

2.13

Distribución de clorofila en el sur de la Corriente de California durante condiciones anómalas de 2005

Espinosa Carreón T. Leticia¹, Gaxiola Castro Gilberto², Mariano Matías Manuel^{1,2}, De la Cruz Orozco Martín², Norzagaray Campos Mariano¹

¹Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR), Unidad Sinaloa. Guasave, Sinaloa. C.P. 81000, México. Autor para correspondencia: leticiaesp@gmail.com

²Departamento de Oceanografía Biológica. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Carretera Ensenada-Tijuana No. 3918, Zona Playitas, C.P. 22860, Ensenada, Baja California, México.

Resumen

Durante el inicio de 2005 el Sistema de la Corriente de California (SCC) presentó un falso inicio de surgencias y en primavera el ambiente regresó a condiciones invernales, manteniéndose así hasta que en julio los vientos con dirección noroeste se incrementaron produciendo afloramientos costeros que perduraron hasta septiembre. En la región norte de la Corriente de California (CC) la variabilidad oceanográfica del año 2005 se ha descrito como inusual, debido a que la temperatura superficial del mar (TSM) en primavera y principios de verano mantuvieron condiciones cálidas. En la región frente a California (~35°N) se presentaron condiciones climáticas del océano similares al promedio de largo periodo, mientras que en Baja California la TSM fue inferior. La climatología del océano (enero de 1998 a diciembre de 2010) se obtuvo a partir de compuestos mensuales de clorofila (CLA) del sensor SeaWiFS. La anomalía de clorofila (mg m^{-3}) mostró al inicio de 2005 un incremento, descendiendo repentinamente hasta registrar en julio el valor más negativo (-0.13 mg m^{-3}) del año, comparada con la calculada en julio de 1998 (-0.11 mg m^{-3}) durante El Niño 1997-98. En la región sur de la Corriente de California se presentan una serie de procesos costeros y oceánicos que determinan la concentración de clorofila. La relación entre la clorofila y los índices climáticos de la Oscilación del Giro del Pacífico Norte (NPGO), el índice de la Oscilación Decadal del Pacífico (PDO) y el índice multivariado ENSO (MEI) no fue significativa, posiblemente debido a que sólo se utilizó un dato promedio de la anomalía de clorofila para cada mes y no se tomó en cuenta la variabilidad latitudinal. En casi toda la serie se registraron anomalías positivas de clorofila en el mar abierto en octubre, probablemente relacionadas a la asociación de cianobacterias con otras comunidades fitoplanctónicas. La anomalía negativa de clorofila en julio de 2005 fue superior a la registrada en los eventos El Niño 1998-1998 y 2001.

Palabras claves: color del océano, índices climáticos, Corriente de California, CalCOFI, IMECOCAL

Introducción

En 2005 se presentaron una serie de eventos inusuales en el Sistema de la Corriente de California (SCC), la cual presentó un falso inicio de surgencias costeras. En primavera el ambiente regresó a condiciones invernales, manteniéndose así hasta julio cuando el sistema de vientos con dirección noroeste se incrementó produciendo surgencias que permanecieron hasta septiembre (Hickey *et al.*, 2006; Kudela *et al.*, 2006; Henson y Thomas, 2007). El año 2005 se ha descrito como inusual, ya que en la región norte de la Corriente de California la temperatura superficial del mar (TSM) en primavera y principios de verano mantuvo condiciones cálidas. En el sur de California ($\sim 35^\circ\text{N}$) se presentaron condiciones similares al promedio de largo periodo, mientras que en Baja California la TSM fue inferior (Peterson *et al.*, 2006).

En la zona norte de la Corriente de California se han realizado varios estudios sobre las condiciones anómalas de 2005. Entre los más relevantes está el de Hickey *et al.* (2006) registraron aguas cálidas, y concentraciones de nutrientes y clorofila similares a las condiciones de El Niño 1997-1998, desde Isla Vancouver hasta la región central de Oregon. Kudela *et al.* (2006) reportan condiciones de productividad primaria fitoplanctónica similares a El Niño 1997-1998; remarcan la rápida recuperación (en una semana) del fitoplancton, biomasa y productividad primaria cuando se presentaron las condiciones de surgencia. Rivas y Samelson (2011) describen un modelo numérico sobre la profundidad de las aguas de surgencias y reportan que en 2005 el agua de surgencia proviene de una profundidad menor a 100 m, lo cual fue asociado a la presencia de estructuras de mesoescala. En la región del Sistema de la Corriente de California, Mackas *et al.* (2006) reportaron anomalías significativas de zooplancton en 2005, extendiéndose por un periodo de hasta dos meses más que las registradas para las propiedades físicas del agua, así como para la productividad primaria. Thomas y Brickley (2006) reportan en marzo de 2005 anomalías negativas de clorofila ($< -1.0 \text{ mg m}^{-3}$) al norte de $\sim 47^\circ\text{N}$, en mayo y junio disminuye aún más ($< -2.0 \text{ mg m}^{-3}$) al norte de lo 45°N . Sin embargo, se registraron anomalías positivas desde 27°N hasta $\sim 40^\circ\text{N}$.

De acuerdo con Chavez *et al.* (2002) cuando se presenta un evento El Niño (La Niña) se genera un alto (bajo) nivel del mar, la termoclina se hace más profunda (somera), hay una menor (mayor) disponibilidad de nutrientes en la zona eufótica con disminución (incremento) de clorofila-*a* (como estimador de la biomasa fitoplanctónica). En el año 2005 frente a Baja California se registró baja TSM, pero ¿estuvo asociado al incremento en la concentración de clorofila-*a*?, ¿fueron estos incrementos superiores a los años La Niña?, ¿es posible explicar la respuesta de la clorofila-*a* a las condiciones anómalas de 2005 con base a los índices climáticos descritos actualmente para el Océano Pacífico?. El objetivo de este trabajo es conocer el efecto de las condiciones anómalas durante 2005 sobre la distribución de clorofila-*a* en las áreas de California Cooperative Fisheries Investigation (CalCOFI) e Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California (IMECOCAL).



Materiales y métodos

Los compuestos mensuales globales de color del océano se obtuvieron del Sea Viewing Wide Field of View Sensor (SeaWiFS) (<http://oceandata.sci.gsfc.nasa.gov/SeaWiFS/>) de enero 1998 a diciembre de 2007 con resolución de 9x9 km por píxel. Estos compuestos proporcionan una estimación de la concentración de clorofila de la primera profundidad óptica del mar ($\text{mg Cla-}a \text{ m}^{-3}$) (Witzleb, 2001). Se utilizaron los compuestos correspondientes a la última re-calibración (agosto 2010) del algoritmo OC (R2009) (O'Reilly *et al.*, 2000). El área final que se consideró para este trabajo está entre 22° N-36° N y 112° W-125° W (Figura 1).

La climatología mensual de los doce meses del año se obtuvo a partir del promedio de la concentración de clorofila de los compuestos correspondientes a todos los enero de la serie, febreros, marzos, etc. Para obtener la anomalía mensual de la clorofila (definida como ACl_a), a cada imagen de la serie se le restó la concentración de clorofila de su mes representativo. Por ejemplo, para calcular la anomalía en enero de 1998 se le restó el enero representativo, el caso de enero 1999 también se le restó el enero representativo, y así sucesivamente, obteniendo de esta manera el valor de las 160 anomalías del periodo de estudio.

Los índices climáticos ENSO (<http://www.esrl.noaa.gov/psd/ens/mei/table.html>), Oscilación Decadal del Pacífico (<http://jisao.washington.edu/pdo/PDO.latest>), y Oscilación del Giro del Pacífico Norte (<http://www.o3d.org/npgo/data/NPGO.txt>), denominados MEI, PDO y NPGO respectivamente por sus siglas en inglés, se obtuvieron para el mismo periodo.

Resultados y discusión

En los sistemas de frontera oriental se ha documentado que la elevada concentración de clorofila es inducida por las surgencias de agua subsuperficial fría y rica en nutrientes. Recientemente Di Lorenzo *et al.* (2008) demostraron que la variabilidad de salinidad, nutrientes y clorofila en el sur del SCC a escala decadal están correlacionados con la variación de la altura superficial del mar, indicada por la Oscilación del Giro del Pacífico Norte (NPGO North Pacific Gyre Oscillation).

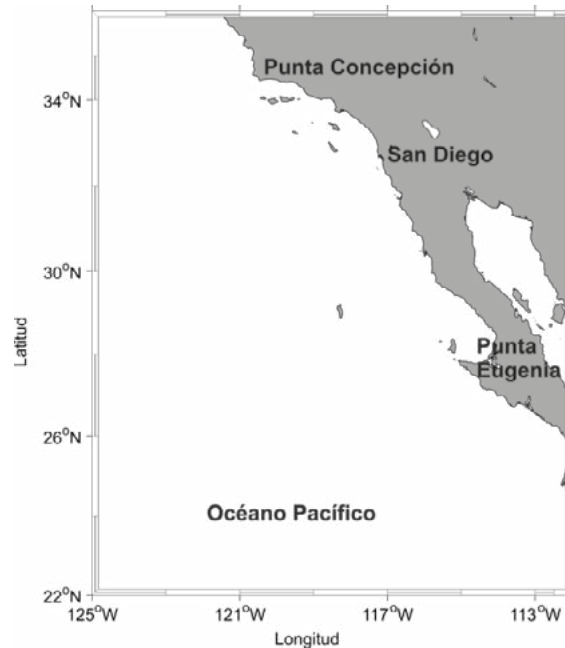


Figura 1. Área de estudio.

Desde 1998 hasta septiembre de 2004 el NPGO se mantuvo positivo, cambiando a negativo a partir de octubre de 2004 con sus valores más negativos durante todo el 2005, cambiando de nuevo a positivos en 2007. Durante 2005 el MEI y PDO se mantienen positivos, a excepción de septiembre-noviembre cuando el PDO presentó valores negativos. La anomalía de clorofila mostró un incremento a inicios del 2005, descendiendo abruptamente hasta registrar en julio el valor más negativo (-0.13 mg m^{-3}) de todo el periodo de estudio, comparada con la registradas en julio de 1998 (-0.11 mg m^{-3}) durante El Niño 1997-98, y en julio de 2001 (-0.10 mg m^{-3}). Si se comparan los años El Niño 1997-1998, 2003 y 2005, en los dos primeros los tres índices (MEI, PDO y NPGO) son positivos, mientras que en el 2005 el NPGO es negativo (Figura 2).

El NPGO provee un fuerte indicador de los mecanismos que conducen (o que pueden explicar) la variabilidad en la dinámica del ecosistema pelágico (Di Lorenzo *et al.*, 2008). Las anomalías positivas del NPGO están relacionadas a un incremento en las surgencias costeras en el Pacífico Norte, con una mayor disponibilidad de nutrientes en la zona eufótica (Chhak y Di Lorenzo, 2007) y en consecuencia un incremento en la biomasa fitoplanctónica. Sin embargo, en la serie de datos de enero de 1998 a diciembre de 2007, el año 2005 y parte de 2006 fueron los únicos cuando el NPGO registró anomalías negativas, pero la distribución de clorofila no fue significativamente diferente a otros años ($p=0.05$).

Al realizar la correlación cruzada de la anomalía de clorofila contra el PDO, MEI y NPGO se encontraron bajos valores de los coeficientes (los cuales no fueron significativos), el mayor fue el relacionado con el PDO ($r=0.19$, $n=118$). En toda la serie de tiempo se presentan anomalías positivas de clorofila, principalmente en octubre pero no de abril a julio, meses donde deberían manifestarse valores positivos más altos debido a presencia de

surgencias costeras frente a Baja California (Zaytsev *et al.*, 2003; Espinosa-Carreón *et al.*, 2004). Por el procesamiento de la información, sólo se magnifican registros por encima o por debajo del valor medio y aunque en este período oscilan entre -0.15 mg m^{-3} y 0.30 mg m^{-3} (Figura 2), ¿Qué procesos hubo en el área de estudio para que en los meses de abril-julio la concentración haya sido menor a la de octubre? ¿Qué eventos se presentan en los diferentes octubres para que se manifiesten anomalías positivas en casi todo el periodo de estudio?

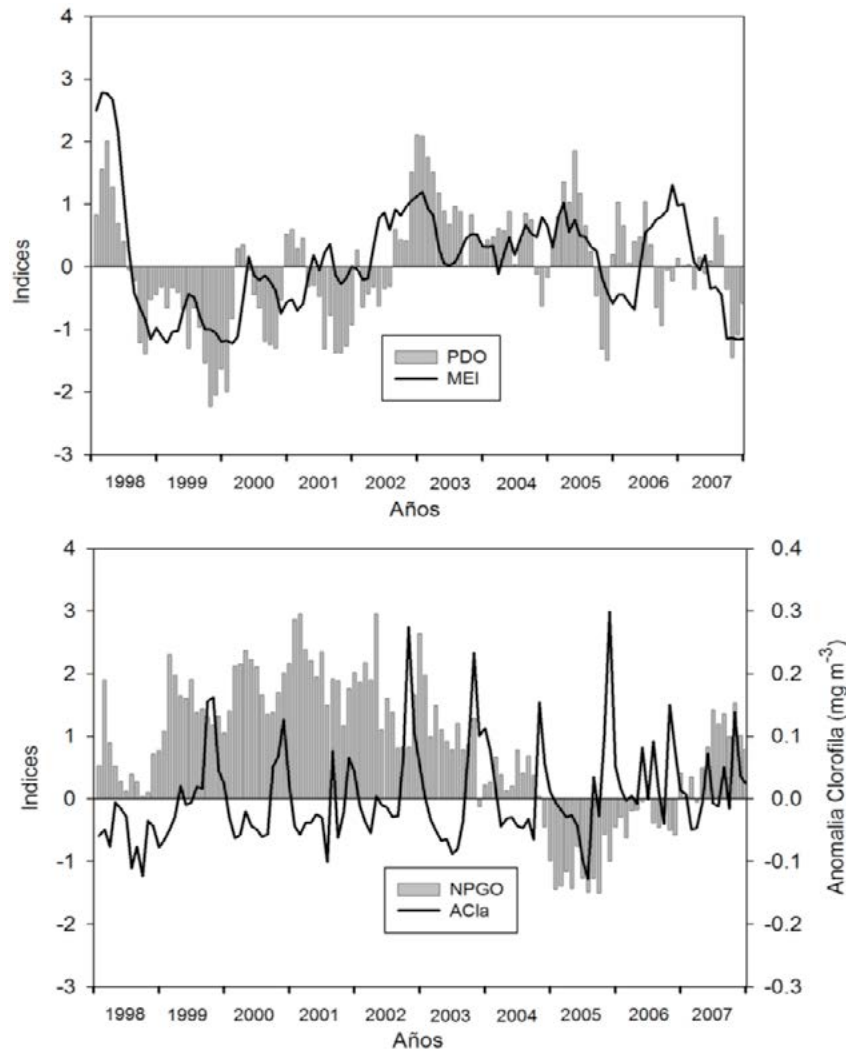


Figura 2. Panel superior: Oscilación Decadal del Pacífico (PDO), índice multivariado ENSO (MEI). Panel inferior: Oscilación del Giro del Pacífico Norte (NPGO), anomalía de clorofila (ACla en mg m^{-3}). Enero de 1998 a diciembre de 2007.

Kahru *et al.* (2009) reportan para la Corriente de California que las tendencias entre clorofila y la productividad primaria nueva no pueden ser explicadas solamente por la

intensidad estacional de las surgencias. Además, se ha documentado que el Sistema de la Corriente de California presenta un calentamiento de largo periodo y un incremento en la estratificación (Palacios *et al.*, 2004; Di Lorenzo *et al.*, 2005) que ha reducido la disponibilidad de nutrientes en la zona eufótica, lo que presenta una disminución de la productividad primaria nueva. Con respecto a la relación entre la clorofila y los tres índices climáticos, Thomas *et al.* (2009) reportan una asociación latitudinal en el Sistema de la Corriente de California. A altas latitudes se presentan correlaciones con las surgencias y el NPGO, mientras que la disminución de clorofila la asocian a anomalías positivas del MEI y PDO. En el Sistema Frontal de Baja California Sur, López-Alcántar (2011) reportó la asociación entre la productividad primaria estimada por el modelo VGPM (Behrenfeld y Falkowski, 1997) y el NPGO obteniendo una correlación significativa de $r=0.37$ (para el primer modo utilizando funciones empíricas ortogonales) en las áreas de surgencia.

Kahru *et al.* (2009) reportaron para diferentes zonas de la Corriente de California altas concentraciones de clorofila y de productividad primaria nueva en los meses de abril-agosto y bajas en octubre de acuerdo al modo 2 de las funciones empíricas ortogonales, remarcando principalmente la variabilidad de la zona costera. Sin embargo, en este trabajo se registraron las anomalías positivas en octubre, al realizar los mapas de todos los octubres (no mostrados) se aprecian anomalías negativas en toda la zona costera ($>0.8 \text{ mg m}^{-3}$) y positivas en mar abierto ($\sim 0.2 \text{ mg m}^{-3}$). Una posible explicación es que en mar abierto podría haber un predominio de cianobacterias, tal como Kahru y Mitchell (2002) y Espinosa-Carreón *et al.* (2004) lo describieron anteriormente para aguas cálidas y estratificadas. Sin embargo, esta respuesta no satisface la presencia de anomalías positivas de clorofila en otoño, lo que sugiere que pudieran estar presentes otras comunidades de fitoplancton interactuando con las cianobacterias.

En cuanto a la relación clorofila:carbono (C_{la}:C) (Cloern *et al.*, 1995), también representada como carbono:clorofila (C:C_{la}) (Wang *et al.*, 2009), es necesario especificar que depende de la cantidad de luz, nutrientes y temperatura, así como de las especies fitoplanctónicas presentes. Esta relación en el área de estudio tendría que estudiarse a mayor profundidad, debido a que además de los factores anteriores se debe de considerar la diferencia latitudinal, así como la influencia de diferentes tipos de procesos físicos (estacionales, mesoescala, interanuales) que modulan tanto la productividad primaria, como la proliferación de ciertos organismos fitoplanctónicos.

Conclusiones

En la región sur de la Corriente de California se presentan una serie de procesos costeros y oceánicos que determinan la concentración de clorofila. Probablemente la relación entre la clorofila y los índices climáticos no fue significativa, debido que sólo se utilizó un dato promedio de la anomalía de clorofila para cada mes y no se tomó en cuenta la variabilidad latitudinal. En casi toda la serie se registraron anomalías positivas en mar abierto en octubre, probablemente relacionadas a la asociación de cianobacterias con otras comunidades fitoplanctónicas. La anomalía negativa de clorofila en julio de 2005 fue superior a la registrada en El Niño 1998-1998 y en el año 2001.



Referencias bibliográficas

- Behrenfeld, M., and P. Falkowski. 1997a. Photosynthetic rates derived from satellite - based chlorophyll concentration. *Limnology and Oceanography*. 42 (1): 1-20.
- Chavez, F. P., J. Pennington, C. Castro, J. Ryan, R. Michisaki, B. Schlining, P. Walz, K. Buck, A. McPhaden, and C. Collins. 2002. Biological and chemical consequences of the 1997-1998 El Niño in central California Waters. *Progress in Oceanography* 54 (1-4): 205-232.
- Chhak, K., and E. Di Lorenzo. 2007. Decadal variations in the California Current upwelling cells. *Geophysical Research Letters* 34 (L14604): 1-6.
- Cloern, J. E., C. Grenz, L. Vidregar-Lucas. 1995. An empirical model of the phytoplankton chlorophyll: carbon ratio – the conversion factor between productivity and gross rate. *Limnology and Oceanography*. 40 (7): 1313-1321.
- Di Lorenzo, E., A. Miller, and N. Schneider. 2005. The warming of the California Current System: Dynamics and ecosystem implications. *Journal Physical Oceanography*. 35: 336–362.
- Di Lorenzo, E., N. Schneider, K. Cobb, F. Chhak, K. Miller, J. McWilliams, S. Bograd, H. Arango, E. Curchister, T. Powell, and P. Rivere. 2008. North Pacific Gyre Oscillation links ocean climate and ecosystem change. *Geophysical Research Letters* 35: L08607.
- Espinosa-Carreón, T. L., P. T. Strub, E. Beier, F. Ocampo-Torres, and G. Gaxiola-Castro. 2004. Seasonal and interannual variability of satellite-derived chlorophyll pigment, surface height, and temperature of Baja California. *Journal Geophysical Research* 109: C03039.
- Henson, S. A., and A. Thomas. 2007. Interannual variability in timing of bloom initiation in the California Current System. *Journal Geophysical Research* 112: C08007.
- Hickey, B., A. MacFayden, W. Cochlan, R. Kudela, K. Bruland, and C. Trick. 2006. Evolution of chemical, biological, and physical water properties in the northern California Current in 2005: Remote or local forcing?. *Geophysical Research Letters* 33: L22S02.
- Kahru, M., and B. G. Mitchell. 2002. Influence of the El Niño–La Niña cycle on satellite-derived primary production in the California Current. *Geophysical Research* 29 (17): 1846.
- Kahru, M., R. Kudela, M. Manzano-Sarabia, and G. Mitchell. 2008. Trends in primary production in the California Current detected with satellite data. *Journal of Geophysical Research*. 114: C02004.
- Kudela, R. M., W. Cochlan, W. T. Peterson, and C. Trick C. 2006. Impacts on phytoplankton biomass and productivity in the Pacific Northwest during the warm ocean conditions of 2005. *Geophysical Research Letters* 33: L22S06.
- López-Alcántar, D. 2011. Variabilidad espacio temporal de la clorofila *a* y la productividad primaria en el Sistema Frontal de Baja California Sur. Tesis de Maestría. IPN-CIIDIR Unidad Sinaloa, México. 82 p.
- Mackas, D. L., W. T. Peterson, M. D. Ohman, and B. E. Lavaniegos. 2006. Zooplankton anomalies in the California Current System before and during the warm ocean conditions of 2005. *Geophysical Research Letters* 33: L22S07.
- O'Reilly, J. 2000. SeaWiFS Postlaunch Calibration and Validation Analyses, Part 3. National Aeronautics and Space Administration. Goddard Space Flight Center. Greenbelt, Maryland. 49 p.
- Palacios, D. P., S. J. Bograd, R. Mendelssohn, and F. B. Schwing. 2004. Long-term and seasonal trends in stratification in the California Current, 1950–1993. *Journal Geophysical Research* 109: C10016.
- Peterson, B. 2006. The state of the California Current, 2005-2006: Warm in the north, cool in the Routh, State of the California Current. *CalCOFI Report* 47: 30-74.

- Rivas, D., and R. Samelson. 2011. A numerical modeling study of the upwelling source waters along the Oregon Coast during 2005. *Journal of Physical Oceanography* 41 (1): 88-112.
- Thomas, A., and P. Brickley. 2006. Satellite measurements of chlorophyll distribution during spring 2005 in the California Current. *Geophysical Research Letters* 33. L22S05.
- Thomas, A. C., P. Brickley, and R. Weatherbee. 2009. Interannual variability in chlorophyll concentrations in the Humbolt and California Current Systems. *Progress in Oceanography* 83 (1-4): 386-392.
- Wang, X. J., M. Behrenfeld, R. Le Borgne, R. Murtugudde, and E. Boss. 2009. Regulation of phytoplankton carbon to chlorophyll ratio by light, nutrients and temperature in the Equatorial Pacific Ocean: a basin-scale model. *Biogeosciences* 6 (3): 391-404.
- Witzleb, W. R. 2001. Phytoplankton productivity along CalCOFI Line 67. *Operational Oceanography* 16 p.
- Zaytsev, O., R. Cervantes-Duarte, O. Montante, and A. Gallegos-García. 2003. Coastal upwelling activity on the Pacific shelf of the Baja California Peninsula. *Journal of Oceanography* 59 (4): 489-502.

2.14

Evaluación de la presencia de aguas subsaturadas con respecto a aragonita en las costas de Baja California, México

Oliva-Méndez Norma L.¹, Hernández-Ayón José M.², Camacho-Ibar Víctor², Delgadillo-Hinojosa Francisco², Torres- Delgado Vanesa², Siqueiros Arturo.²

¹Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California, Apartado postal 453, Ensenada, CP 22800, Baja California, México. Autor para correspondencia: norma.oliva@gmail.com

²Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Apartado postal 453, Ensenada, CP 22800, Baja California, México.

Resumen

A partir de noviembre del 2009 se inició un monitoreo quincenal para detectar e identificar las condiciones por las cuales podrían presentarse aguas subsaturadas con respecto a aragonita (ΩA) en las costas de Baja California, México. El monitoreo se llevó a cabo en el área de “Arbolitos”, donde ocurren procesos de surgencia y habitan organismos bentónicos que calcifican, como mejillones y erizo morado. Se observó que el agua subsaturada presente en la zona oceánica de la región norte de Baja California, es transportada por surgencias costeras durante el periodo de primavera verano, hasta la zona del intermareal, conduciendo a cambios en el grado de saturación de aragonita del agua recién surgida por procesos de desgasificación, respiración, fotosíntesis. La presencia de dichas aguas presenta una variación estacional y la posible influencia de eventos interanuales. Bajo condiciones El Niño se espera la nula presencia de aguas subsaturadas en toda la costa norte de la Baja California, por la presencia dominante de aguas superficiales con valores de pH cercanos en equilibrio. Por el contrario, en eventos La Niña se espera un transporte más pronunciado de aguas subsuperficiales ricas en CO_2 y de bajo pH.

Palabras clave: subsaturación, surgencia, ΩA .

Introducción

El océano es ayudado en gran medida por la bomba biológica y la circulación oceánica a moderar los efectos del cambio climático; sin embargo, este proceso es insuficiente, pues cuando el CO_2 se disocia en el agua de mar se convierte en ácido carbónico y aumenta la concentración de iones hidrógeno y volviendo más ácida al agua de mar. Este fenómeno, llamado acidificación, puede afectar a algunos procesos biológicos y geoquímicos en el mar, ya que el pH del océano es 0.1 unidades menor a los valores preindustriales y se predice que para el final de siglo seguirá disminuyendo en 0.3-0.4 unidades, esto tendrá repercusiones para los organismos cuyas estructuras están formadas de carbonato de calcio

(CaCO₃), pues al mismo tiempo que aumentan las concentraciones acuosas de CO₂, disminuyen las concentraciones de los iones carbonato (CO₃²⁻) (James *et al.*, 2005). El grado en que los organismos se ven afectados depende en gran medida del estado de saturación de CaCO₃ (Ω), que es el producto de las concentraciones de Ca²⁺ y CO₃²⁻, dividido entre el producto de solubilidad, ya sea para aragonita o calcita.

$$\Omega_{\text{aragonita}} = [\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}]/K_{ps} \text{ arag} \quad (1)$$

$$\Omega_{\text{calcita}} = [\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}]/K_{ps} \text{ cal} \quad (2)$$

donde la concentración de calcio es estimada a partir de la salinidad, mientras que la concentración del ión carbonato es calculado de mediciones de carbono inorgánico disuelto (CID) y de la alcalinidad total (TA) (Feely *et al.*, 2008).

Por otro lado, los horizontes de saturación en los océanos determinan la profundidad a la cual se ve favorecida la formación de estructuras de CaCO₃ para los organismos marinos (sobre el horizonte de saturación) o, por el contrario, por debajo del horizonte de saturación sería la profundidad a la favorece la disolución (Clark *et al.*, 2009). Sin embargo, a nivel mundial los horizontes de saturación de aragonita y calcita están detectándose a menor profundidad, debido al rápido incremento en la atmósfera del CO₂ de origen antropogénico y a su absorción por el océano (Feely *et al.*, 2008). El estudio realizado por Feely *et al.* (2008), señala que el horizonte de saturación de aragonita para el Pacífico Norte, es más somero debido a la toma de CO₂ de origen antropogénico por el océano, pues de la era preindustrial a la fecha, ha migrado a una profundidad a la cual los procesos de surgencias pueden transportar el agua subsaturada a la plataforma continental a lo largo de la costa oeste América del Norte. Para las costas de Baja California, México, se encontró que la profundidad de subsaturación de aragonita durante época de surgencia, oscilaba entre 50-70m, correspondiente a un pH de ~7.7, detectando la presencia de aguas corrosivas por transporte de surgencias (Feely *et al.*, 2008).

Así, en las costas de Baja California, México, los estudios que se tienen en referencia al sistema de CO₂, son los generados por Juárez-Colunga (2010) y Feely *et al.* (2008), siendo este último la base oceanográfica en relación a la presencia de aguas corrosivas en la plataforma continental, con valores $\Omega_{\text{aragonita}} < 1$. Adicional a estos estudios, se encuentra el realizado por Cervantes (2010), llevado a cabo en la estación de monitoreo Ensenada, ubicada a 3 km. de la costa y a 8 km. de la primera estación de la línea 100.30 del programa IMECOCAL en el periodo comprendido de 2006 al 2008. En dicho estudio se llevaron a cabo monitoreos bimensuales de variables del sistema del CO₂ en la columna de agua, además de contar con una boya que realiza mediciones de la presión parcial de CO₂ entre el océano y la atmósfera, cada 3 horas. Observando pulsos con agua subsaturada en relación a aragonita ($\Omega < 1$) en época de surgencia, por lo que la combinación “La Niña” con eventos de surgencia, traen la presencia de aguas más densas de origen profundo (~150m) cerca de la plataforma con aguas más frías, salinas con bajas concentraciones de oxígeno, bajo pH y altas concentraciones de CID y presiones parciales de CO₂ (pCO₂), esto durante 2007-2008, lo cual se vio reflejado por ejemplo en que la isolínea de subsaturación de carbonatos ($\Omega < 1$) presentó un ascenso, lo que provocó que aguas profundas y subsaturadas no sólo con bajos valores de pH (7.7), sino también con bajas concentraciones

de oxígeno ($< a 120 \mu\text{M}$) se encontraron sobre la plataforma continental ($\sim 30 \text{ m}$) de profundidad. Los procesos anteriormente descritos pueden provocar no sólo problemas serios en organismos marinos que forman esqueletos y conchas calcáreas, sino también condiciones limitadas para organismos acondicionados a vivir en aguas bien oxigenadas.

A la fecha son nulos los estudios referentes a la presencia de aguas corrosivas al carbonato de calcio sobre las costas de Baja California, en zonas donde habitan organismos bentónicos que calcifiquen. La importancia de este trabajo radica en monitorear la presencia de aguas corrosivas sobre la zona del intermareal conocida como Arbolitos en Ensenada, Baja California donde ocurren procesos de surgencia y habitan organismos bentónicos que calcifican. Adicionalmente, se estará evaluando la variación estacional e interanual de la profundidad de Ω Aragonita en la plataforma continental considerando la línea de la zona norte de la región IMECOCAL frente a Ensenada (zona donde se presentan surgencias) y el sitio de muestreo Flucar con mediciones recientes e históricas de las variables del CO_2 .

La hipótesis de este trabajo radica en determinar si el agua subsaturada presente en la zona oceánica de la región norte de Baja California es transportada por surgencias costeras durante el periodo de primavera verano hasta la zona del intermareal, esperando: a) cambios en el grado de saturación de aragonita, del agua recién surgida por procesos de desgasificación, respiración, fotosíntesis; y b) Variaciones interanuales que produzcan cambios en las concentraciones de CID, pH, Ω aragonita.

Materiales y métodos

La zona norte de la región IMECOCAL frente a las costas de Baja California, México, se localiza al norte Punta Eugenia, 28° N y hasta 31° N (Figura 1), se caracteriza por la influencia de agua del Subártico y por presentar en la línea de costa un clima seco y árido, con pocos aportes de agua dulce la época de lluvias durante el invierno (Durazo, 2009). En el límite norteño de la zona antes descrita y en dirección a la línea 100, se encuentra ubicada la estación de monitoreo Ensenada, en las coordenadas $31 40.105' \text{ N} - 116 41.596' \text{ W}$ (Cervantes, 2010), de dicha estación y hacia la costa en el intermareal se encuentra el sitio denominado “Arbolitos”. Tanto la zona norte de la región IMECOCAL como la estación de monitoreo Ensenada y Arbolitos, están influenciadas por el sistema de la corriente de California y se ha descrito que la región costera frente a las costas de Baja California presenta un ciclo estacional y/o temporal que está asociado a cambios climáticos estacionales (Linacre *et al.*, 2010).

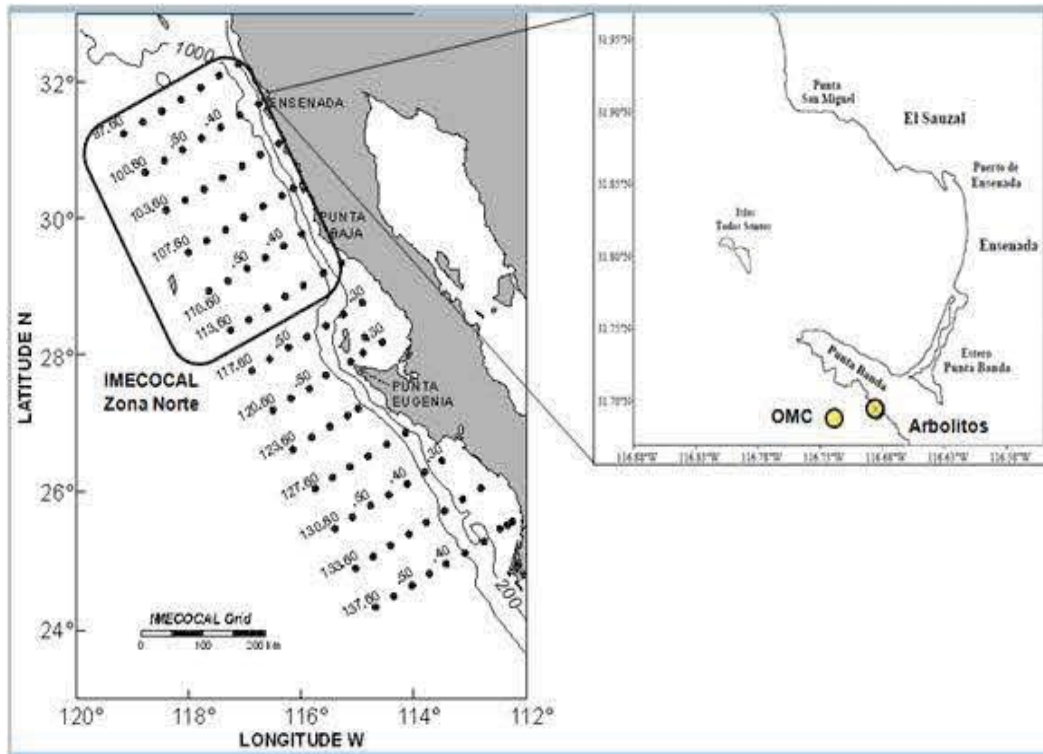


Figura 1. Ubicación del área de estudio (OMC= observatorio de monitoreo costero).

En todos los muestreos descritos a continuación se colectaron muestras de agua de en botellas de borosilicato de 500ml, fijadas con 100 μ l de cloruro de mercurio y selladas con grasa Apiezon que evita la evaporación y el contacto de la muestra con la atmósfera, para así analizar las variables carbono inorgánico disuelto (CID) por medio de coulometría y alcalinidad total por potenciometría (AT). Se analizaron los datos de la región norte del programa IMECOAL correspondientes a los cruceros oceanográficos realizados en los períodos de primavera en el período de 2007-2011. De la boya ubicada en la estación Ensenada se cuenta con los datos de temperatura, salinidad y $p\text{CO}_2$ generados de octubre de 2009 a octubre del 2010, y de la estación Ensenada se cuentan con datos y muestras bimensuales/trimensuales de 2008-2010, de las variables temperatura, Salinidad, AT, DIC y pH.

En Arbolitos se cuenta con una serie de tiempo llevada a cabo quincenalmente desde de noviembre de 2009 a octubre del 2010, recolectando muestras de temperatura, salinidad y AT. Con las mediciones obtenidas de CID y AT, junto con fosfatos y silicatos, se calculó la $p\text{CO}_2$, pH *insitu* y omega de saturación de aragonita (Ω_{arag}) y calcita (Ω_{cal}), utilizando el programa CO2 Sys.xls (Lewis y Wallace, 1998). Para el análisis y visualización, los datos se graficaron con ayuda de los programas Ocean Data View (ODV) y Sigma Plot.

En el control de la calidad de los datos obtenidos de las mediciones de CID y TA se utilizaron estándares de referencia certificados (CRM), para determinar la exactitud de las mediciones tanto de CID, calculando el promedio y la desviación estándar.

Resultados y discusión

Durante el período de muestreo correspondiente a de octubre de 2009 a octubre del 2010, el análisis para carbono inorgánico disuelto (CID) en la zona de arbolitos sugiere que durante eventos de surgencias, esto es durante primavera-verano en el mes de abril y otoño durante septiembre del 2010 (Figura 2) las concentraciones de CID son más altas y las temperatura más frías, en comparación con el resto del año, como resultado del acarreo hacia la superficie de aguas más profundas (~80m) producto de los eventos de surgencia e ilustrado en un levantamiento de las isopícnas hacia la costa (Figura 3).

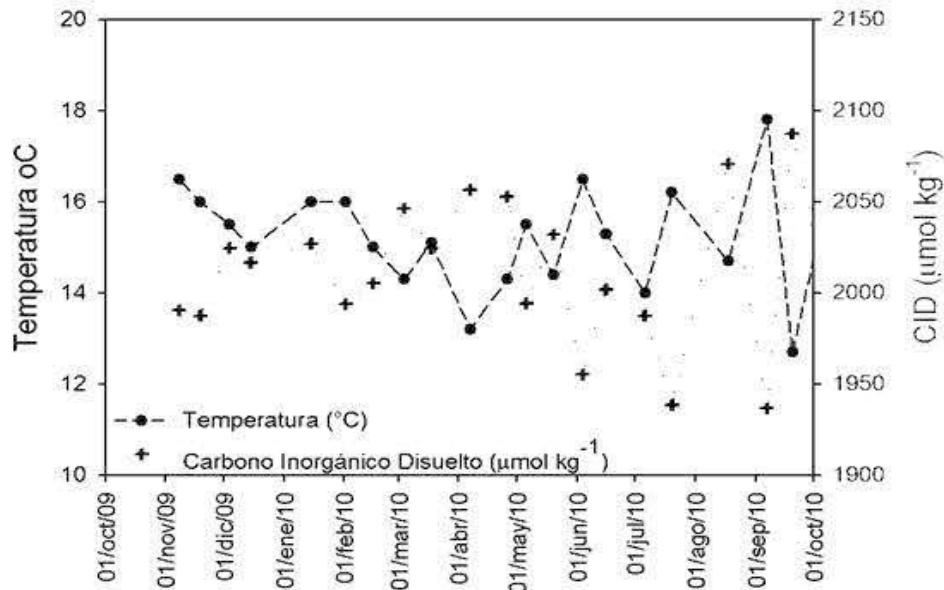


Figura 2. Serie de tiempo para el sitio de Arbolitos de temperatura vs carbono inorgánico disuelto para la zona de arbolitos

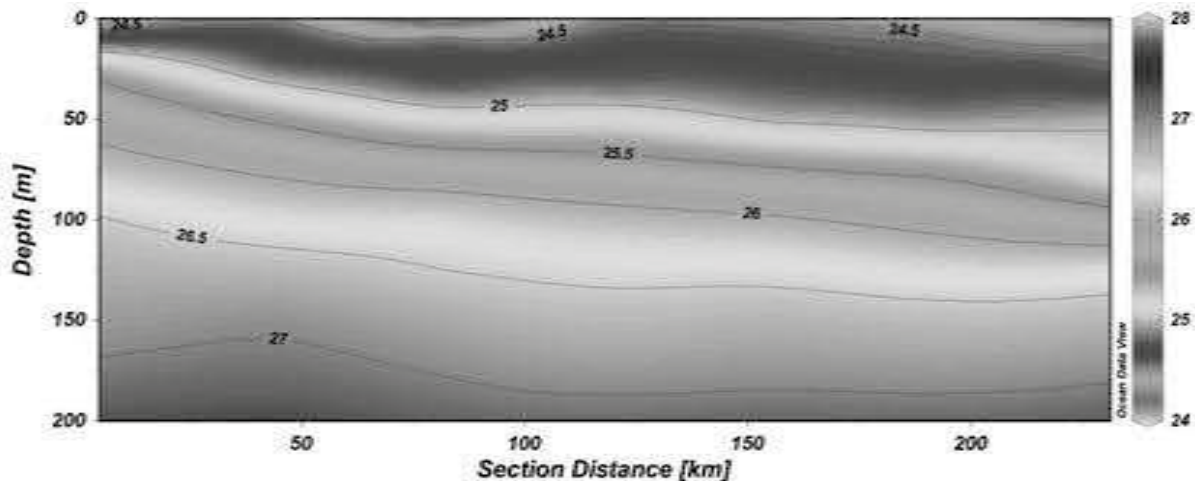


Figura 3.- Transecto de densidad de la línea 100 de IMECOCAL, del abril de 2010.

Sin embargo, durante eventos de surgencia, el año de 2010 abril presentó temperaturas ligeramente más altas (13.2°C), en comparación de septiembre del mismo año (12.7°C), siendo este último el punto que presentó el valor más alto de CID ($2,087.1\ \mu\text{mol kg}^{-1}$) durante todo el periodo de estudio (Figura 2). Lo anterior puede ser explicado por la ocurrencia de “El Niño” durante el periodo de surgencia de abril del 2010 y “La Niña” en septiembre del 2010, estas mismas características fueron descritas por Cervantes-Díaz (2010) para la estación Ensenada, señalando que eventos de surgencia combinados con la presencia de eventos interanuales como lo es el fenómeno de “La Niña” traen la presencia de aguas más densas de origen profundo ($\sim 150\text{ m}$) cerca de la plataforma con temperaturas más frías, ocurriendo que esta misma señal es encontrada en la zona del intermareal, pues los valores de CID, reportados para la Boya y para el sitio de Arbolitos son muy similares entre sí, ocurriendo diferencias de hasta $30\ \mu\text{mol}$ (Figura 4).

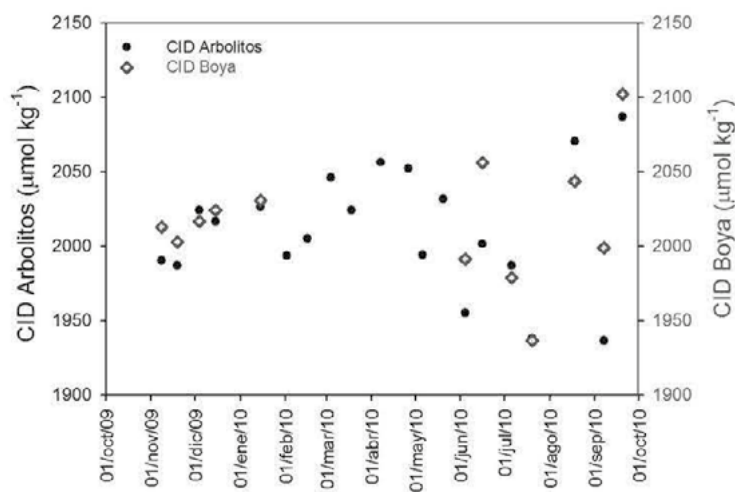


Figura 4. Serie de tiempo para Arbolitos y la Boya ubicada en la estación Ensenada, de carbono inorgánico disuelto, para el periodo de Octubre de 2009 a Octubre del 2010.

Lo anterior sugiere no sólo un buen funcionamiento de lo reportado en la boya, sino también que los procesos físicos y biológicos controlan la química del agua, ya que como se puede observar en la Figura 5a y b, cuando ocurren los eventos de surgencia en la columna de agua se observan pulsos hacia la superficie, sin embargo en la superficie los procesos biológicos tienen la capacidad de cambiar las características del pulso de agua que a la superficie llega, ocurriendo fotosíntesis y disminuyendo la concentración de CID al ser consumido por el fitoplancton.

Adicional a los valores altos de CID durante eventos de surgencia, se encontró durante el muestreo realizado en el periodo de noviembre de 2009 a septiembre de 2010, que el valor más bajo de aragonita fue ~ 1.8 (Figuras 5b y 6). Esto se detectó durante el evento de surgencia que registró la más baja de temperatura (13.2°C) en abril de 2010 y en septiembre del mismo año (12.7°C) siendo este último el punto que presentó el valor más alto de CID ($2087.1\ \mu\text{mol Kg}^{-1}$) durante todo el periodo de estudio (Figura 2). Este valor indica que durante ese período no se registraron valores por debajo de 1, por lo tanto las

aguas siempre estuvieron saturadas con respecto a aragonita. Sin embargo, el intervalo para aragonita en este mismo periodo es de ~ 3 -1.8, desconociéndose el posible efecto que pudiera tener en los organismos que habitan en la zona del intermareal y que calcifican, el estar sometidos a cambios en la saturación de aragonita de ~ 1.5 unidades. En este mismo intervalo, en la estación Ensenada (Figura 5a y b) se registraron los valores de aragonita y CID para la columna de agua, observando que los pulsos de agua durante los eventos de surgencia no ocurren en la misma profundidad, sugiriendo efecto de eventos interanuales.

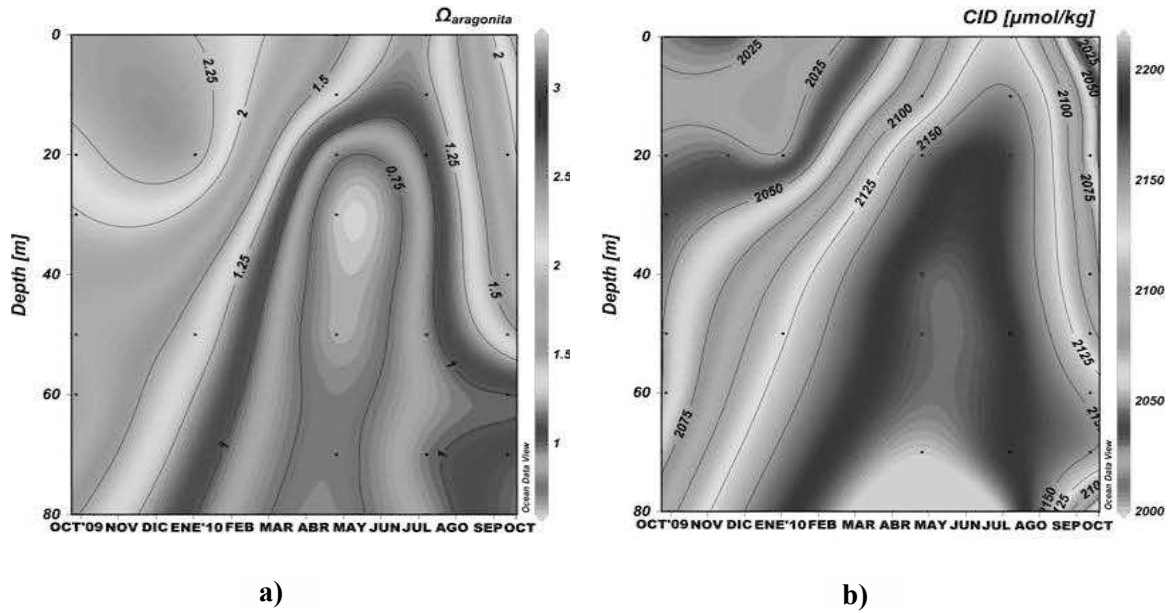


Figura 5. Series de tiempo en la estación Ensenada de (a) carbono inorgánico ($\mu\text{mol Kg}^{-1}$), (b) Ω A. Octubre de 2009 a octubre del 2010 (tomado de Cervantes 2011).

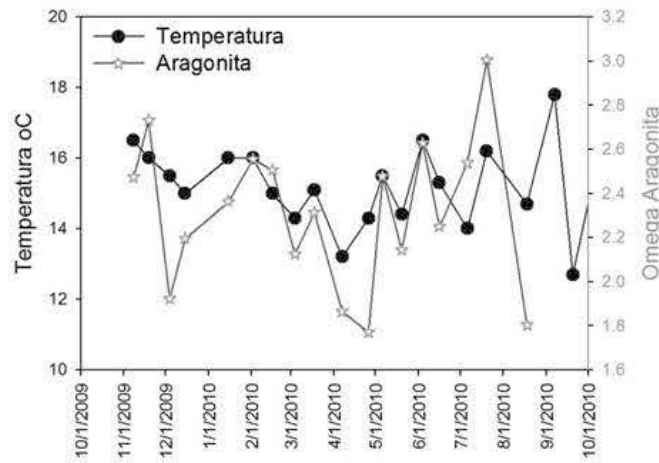


Figura 6.- Serie de tiempo para Arbolitos de temperatura y aragonita, durante el periodo de noviembre de 2009 a octubre del 2010.

Conclusiones

Durante el periodo de estudio en Arbolitos la señal de surgencia se caracterizó por disminución de temperatura, altas concentraciones de CID y bajos valores de ΩA . Adicionalmente, en Arbolitos los valores de ΩA siempre fueron >1 , por lo que las aguas se encontraron sobresaturadas durante todo el período de de noviembre de 2009 a octubre del 2010. Sin embargo, se observó que ΩA presentó valores de ~ 1.8 durante condiciones de surgencia, particularmente en abril de 2010.

Se detectó disminución en la concentración de CID de $\sim 30 \mu\text{mol}$ de la boya a Arbolitos, sugiriendo procesos que quitan del medio natural el carbono en un tramo de 3km pudiendo ser procesos biológicos y/o de degasificación. Las diferencias en los eventos de surgencia de 2010 sugieren un efecto debido a fenómenos interanuales, pues durante condiciones “La Niña” en 2010 combinado con evento de surgencia trajeron a superficie aguas las aguas más frías (12.7°C) y ricas en CID ($2,087.1 \mu\text{mol kg}^{-1}$), durante todo el periodo de estudio.

Referencias bibliográficas

- Cervantes-Díaz, G. Y. 2010. Dinámica de la química del carbono durante eventos estacionales e interanuales en un observatorio de monitoreo costero en las costas de Baja California. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Marinas, UABC. 66 p.
- Cervantes-Díaz G. Y. 2011. Estudio de la biogeoquímica marina durante la combinación de eventos interanuales y decadales en la región norte de las costas de Baja California. Tesis de Maestría en preparación.
- Clark, V., D. Clarke, E. Day-Miller, B. Hastie, P. Keener-Chavis, D. Niebuhr, M. Timmons, and S. Walker. 2009. Ocean acidification: from ecological impacts to policy opportunities. *The Journal of Marine Education* 25: 4-10.
- Feely, R. A., C. L. Sabine, J. M. Hernández-Ayón, D. Lanson, and B. Hales. 2008. Evidence for Upwelling of Corrosive Acidified Water onto the Continental Shelf. *Science* 320: 1490-1492.
- James, C. O., V. J. Fabry, O. Aumont, L. Bopp, S. C. Doney, R. A. Feely, A. Gnanadesikan, N. Gruber, A. Ishida, F. Joos, R. M. Key, K. Lindsay, E. Maier-Reimer, R. Matear, P. Monfray, A. Mouchet, R. G. Najjar, G. K. Plattner, K. B. Rodgers, C. L. Sabine, J. L. Sarmiento, R. Schlitzer, R. D. Slater, I. J. Totterdel, M. F. Weirig, Y. Yamanaka, and A. Yool. 2005. Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature* 437: 681-686.
- Juárez-Colunga, M. C. 2010. Variación espacial y temporal del pH en las costas de Baja California. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Marinas Ciencias e Instituto de Investigaciones Oceanológicas, UABC. 68 p.
- Linacre, L., R. Durazo, J. M. Hernández-Ayón, F. Delgadillo-Hinojosa, G. Cervantes-Díaz, J. M. Lara-Lara, V. Camacho-Ibar, A. Siqueiros-Valencia, and C. Bazán-Guzmán. 2010. Temporal variability of the physical and chemical water characteristics at a coastal monitoring observatory: station Ensenada. *Continental Shelf Research* 30: 1730-1742.

2.15

Procesos que modulan la productividad primaria del fitoplancton frente a Bahía Magdalena, B. C. S., México

Murillo-Murillo Iban¹, Cervantes-Duarte Rafael², Gaxiola-Castro Gilberto³; López-López Silverio²; Aguirre-Bahena Fernando², González-Rodríguez Eduardo³ y Beltrán-Camacho Celina¹.

¹Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, SC. Km. 0.5 Carretera a San Juan de La Costa, predio El Comitán. La Paz, B. C. S. Autor para correspondencia: imurillo04@cibnor.mx

²Centro de Interdisciplinario en Ciencias Marinas-IPN. Av. Instituto Politécnico Nacional s/n. Colonia Playa Palo de Santa Rita. C. P. 23096. La Paz, B. C. S. México.

³Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada. Carretera Ensenada-Tijuana No. 3918, Zona Playitas, C.P. 22860, Ensenada, B. C. México.

Resumen

La productividad primaria Neta (PPN) y la temperatura superficial del mar (TSM) obtenida de sensores remotos es analizada mediante funciones empíricas ortogonales y los modos que explican la mayor varianza (VE) fueron correlacionados con variables oceanográficas. Datos de campo de CDT, PPN *in situ*, clorofila *a* y nutrientes son analizados. Los procesos asociados al modo 1 fueron, para TSM y PP (productividad primaria), (VE= 98% y 85% respectivamente) la variabilidad estacional de la temperatura y los eventos de surgencia respectivamente, para las anomalías de TSM y el Índice Multivariado del ENSO (VE= 89%, $r^2 = -0.65$) y las anomalías de PP (VE= 62%) se incrementan (disminuyen) durante La Niña (El Niño). La alta (baja) PPN se presentó en primavera-verano (otoño-invierno) bajo condiciones de mezcla (estratificación) con altos (bajos) niveles de nutrientes y clorofila *a*. La intensidad de las surgencias modifica la estructura física de la columna de agua (mezcla) la cual controla la disponibilidad de nutrientes a la zona eufótica y la PPN.

Palabras clave: Productividad primaria, surgencias costeras, índice de surgencia costera, Bahía Magdalena.

Introducción

El Sistema de la corriente de California (SCC) forma parte de uno de los cuatro sistemas de corriente con frontera oriental, los cuales se caracterizan por soportar una alta riqueza biológica producto de los altos niveles de productividad primaria (PP), consecuencia de los sistemas de surgencias costeras que llevan nutrientes inorgánicos a la zona eufótica (Carr, 2003; Rossi *et al.*, 2009). La zona oceánica frente a Baja California constituye la parte sur del SCC, en esta zona los procesos que controlan la dinámica del ecosistema pelágico han sido descritos desde varias disciplinas oceanográficas, inicialmente por el programa

CalCOFI (California Cooperative Fisheries Investigations) y recientemente (1997-2011) dentro del programa IMECOCAL (Investigaciones Mexicanas en la Corriente de California) y uno de los resultados de estas investigaciones ha sido la identificación de las escalas de variabilidad espacio temporales de estos procesos, como la escala estacional (surgencias), la interanual (El Niño-La Niña) y la decadal (Oscilación Decadal del Pacífico) (Gaxiola-Castro *et al.*, 2010). En las costas frente a Baja California se ha encontrado que los procesos de escala interanual como El Niño (1997-1998 y 2008-2009) se caracterizan por tener baja concentración de clorofila *a*, aumento en la salinidad superficial, en la altura del nivel del mar y en la temperatura superficial del mar; condiciones opuestas se presentan en La Niña (1998-1999 y 2007-2008) (Espinosa-Carreón *et al.*, 2004; McClachie *et al.*, 2009). En la escala estacional se ha identificado que el sistema de corrientes que domina esta zona, está formado principalmente por la corriente de California que tiene un flujo de agua subártica (fría, baja salinidad y alto contenido de oxígeno) hacia el ecuador durante primavera-verano y por agua subtropical (cálida y más salina) con un flujo hacia el polo a finales de verano y otoño (Durazo y Baumgartner, 2002; Durazo, 2009).

Estos cambios en el sistema de corrientes y otros procesos estacionales modulan la biología del ecosistema, en los meses primavera se presenta la más alta concentración de clorofila *a* (hasta 4.0 mg Chl *a* m⁻³) promovida por la máxima actividad de surgencias costeras que acarrea nutrientes a la zona eufótica (Espinosa-Carreón *et al.*, 2004; Pérez-Bruinus *et al.*, 2007, Gaxiola-Castro *et al.*, 2010). El viento (entre otros) es el principal mecanismo generador de estas surgencias, la magnitud de estos vientos es controlada por la ubicación del centro de alta presión del Pacífico norte con flujo dominante hacia el sureste con mayor intensidad en primavera-verano frente a la península de Baja California (BC) (Castro y Martínez, 2010). A lo largo de la península de BC otros factores como la topografía del fondo marino y los vientos locales modifican la intensidad de las surgencias costeras (Zaitzev *et al.*, 2003). La zona de convergencia templado tropical frente a Bahía Magdalena (BM) en BCS, México, se ubica en la parte más sureña del SCC y está sujeta a la variabilidad ya descrita para las costas de BC y es considerada como una de las zonas de surgencias costeras (SC) más importantes (Zaitzev *et al.*, 2003) de este sistema, donde los procesos asociados, aunque conocidos, no han sido estudiados de manera sistemática e integral, por ello, en este trabajo se realiza un análisis de series de tiempo de variables oceanográficas obtenidas de sensores remotos durante el periodo 2003-2010 y datos de campo en el periodo agosto del 2008-julio 2009, para evaluar los procesos de escala estacional e interanual y las condiciones hidrográficas de la columna de agua que modulan la PP del fitoplancton frente a BM.

Material y métodos

Se extrajeron datos espacio temporales mensuales frente a BM de una área de 1° latitud x 2° longitud comprendida entre los 24°-25° latitud norte y 113°-111° longitud oeste (Figura 3c), de imágenes de satélite de la Temperatura Superficial del Mar (TSM) nivel 3 con una resolución de 4.0 km del satélite AQUA-MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer - <http://modis.gsfc.nasa.gov/>) y de Productividad Primaria Neta (PPN) con una resolución de 9 km del sitio Ocean Productivity

(<http://science.oregonstate.edu/ocean.productivity/>) calculadas de acuerdo al modelo VGPM (Vertically Generalized Production Model) (Berenfel y Falkowski, 1997a). Para construir la serie de tiempo temporales y espaciales se eliminaron los datos que se compartían con tierra y a los del interior de BM se les calculó el promedio para tener un valor por mes del área extraída y construir las series temporales de la TSM y PPN. Se calcularon las anomalías para normalizar los datos y obtener las series temporales de sus anomalías. Las anomalías espaciales de TSM y PPN se calcularon restando la media temporal píxel por píxel. Se realizó el análisis mediante funciones empíricas ortogonales (FEOs) por descomposición de valores singulares de las series espacio temporales de la TSM, PPN y sus respectivas anomalías espaciales. Los promedios mensuales del índice de surgencia costera (ISC) se obtuvieron del Pacific Fisheries Environmental Laboratory (<http://www.pfeg.noaa.gov/>) de la estación más cercana al área de estudio en los 24° N y 113° W y se calcularon sus anomalías. El índice multivariado del ENSO (MEI) se obtuvo del NOAA Earth System Research Laboratory (<http://www.esrl.noaa.gov/psd/enso/mei/>). Se realizó un análisis de correlación entre las series descritas y los modos del FEOs que explicaron la mayor varianza.

Los datos de campo fueron obtenidos durante agosto del 2008 a julio del 2009 mediante muestreos mensuales en una estación ubicada (Boya Anclada) frente a Bahía Magdalena entre los 24.5° latitud norte y 112.1° longitud oeste (Figura 3c). La productividad primaria neta (PPN) *in situ* se determinó mediante incubaciones con $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$ siguiendo la técnica descrita por Steeman-Nielsen (1952) a los niveles de luz de 100%, 33%, 10%, 3% y 1% calculados mediante la lectura del disco de Secchi. Se recolectaron muestras de agua a estas profundidades para la determinación de nutrientes (nitritos, nitratos, fosfatos y silicatos) y clorofila *a*. En cada crucero se realizaron lances de CTD con un equipo marca SeaBird modelo SBE-19 plus a la profundidad máxima de 85 m en el periodo agosto 2008 a noviembre del 2010.

Resultados y discusión

a) Series de tiempo de TSM, PPN e ISC.

La TSM (Figura 1) presentó en promedio la máxima temperatura (27-28°C) en otoño y la mínima (18-19°C) en primavera, esta variabilidad estacional ha sido observada en las costas de BC, con mínima salinidad y temperatura en primavera y máximas en otoño (Durazo *et al.*, 2010). La serie de PPN e ISC presentaron una correlación positiva buena ($r=0.44$, $p<0.05$), estas dos variables tienen el máximo durante la primavera e inicios de verano ($\sim 2.0\text{-}4.5 \text{ gC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y $\sim 150\text{-}240 \text{ m}^{-3} \text{ s}^{-1}$ 100 m línea de costa respectivamente) debido al efecto combinado del esfuerzo del viento paralelo a la costa y el rotacional positivo que incrementan la intensidad de las surgencias que llevan agua fría rica en nutrientes a la zona eufótica favoreciendo el crecimiento del fitoplancton (Zaitzev *et al.*, 2003; Pérez-Brunius *et al.*, 2007; Espinosa-Carreón *et al.*, 2004; Gaxiola-Castro *et al.*, 2011). A inicios de la primavera de 2010 este máximo de PPN (Figura 1) disminuyó ($<1.0 \text{ gC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) de manera significativa, una explicación es que el ISC (Figura 1) presentó en el

periodo otoño 2009 a inicios de primavera 2010 (marzo-abril) la más baja intensidad de surgencias en toda la serie ($<50 \text{ m}^{-3} \text{ s}^{-1}$ 100 m línea de costa) y se recuperó a partir de mayo del 2010 sin que se presentara un aumento de la PPN; los perfiles verticales de temperatura (Figura 5a) demuestran esta disminución en la intensidad de las surgencias ya que se observa durante marzo-abril del 2010 un ligero aumento ($\sim 20^\circ\text{C}$) de la temperatura en la superficie del mar, lo cual indica la ausencia de advección de agua subsuperficial más fría. Procesos de escala interanual como El Niño 2009-2010 (MEI; Figura 2a) explican también esta baja en la PPN con anomalías positivas de TSM (Figura 2b) y anomalías negativas de ISC (Figura 2d) y PPN (Figura 2c) frente a BM; aun así, durante eventos El Niño anteriores, el ISC no había sido afectado presentando siempre valores normales y la PPN disminuía, pero no de manera tan importante como en el 2010. El ISC (vía transporte de Ekman y bombeo de Ekman) es un parámetro importante ya que determina la disponibilidad de nutrientes en la zona eufótica y la anómala disminución que se presentó en el periodo mencionado sin duda que fue un factor determinante que causó esta baja en la PPN.

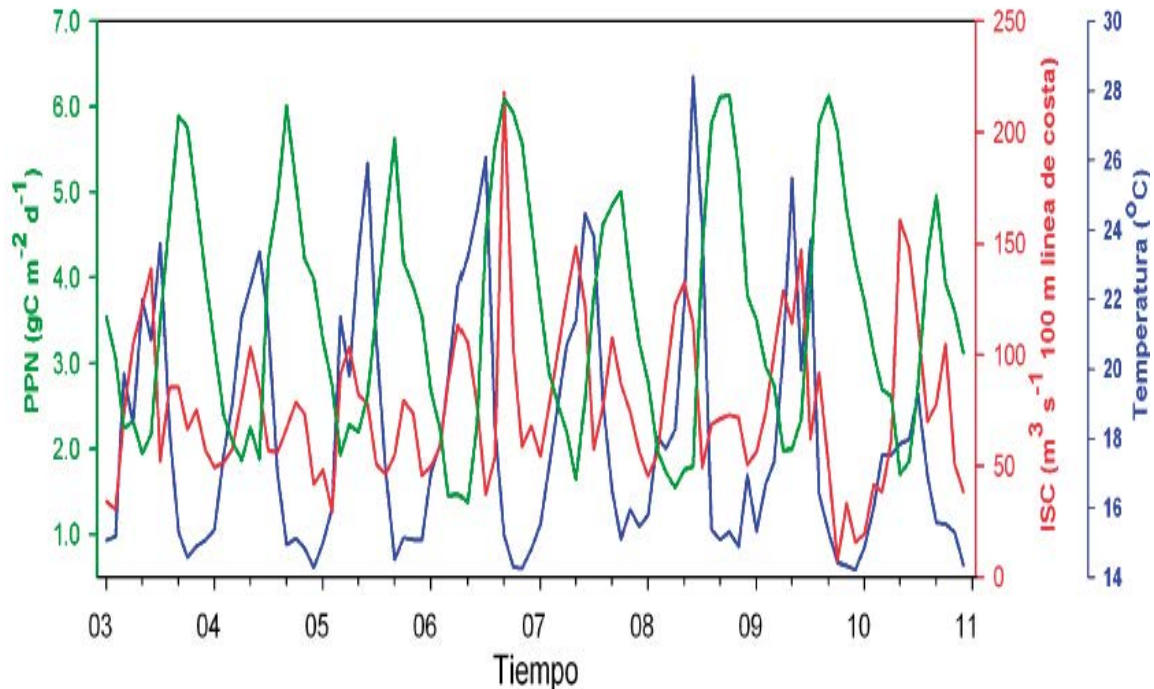


Figura 1. Series de tiempo de productividad primaria neta (PPN, línea verde), índice de surgencia costera (ISC, línea roja) (gris alto) y temperatura (línea azul) de enero del 2003 a diciembre del 2010. Los datos corresponden a promedios mensuales.

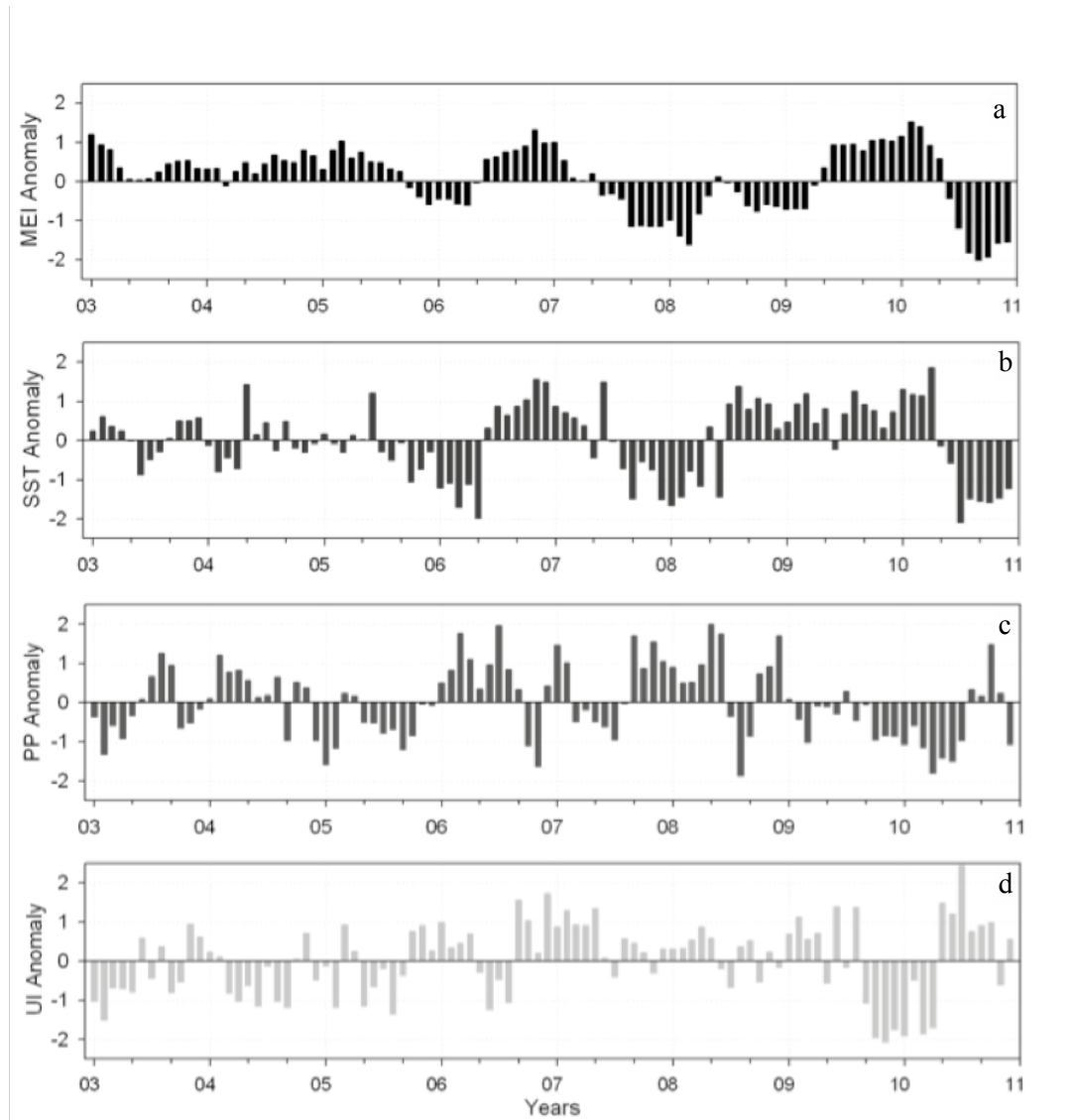


Figura 2. Series de tiempo de anomalías de MEI (a), TSM (b), PPN (c) e ISC (d) de enero del 2003 a diciembre del 2010. Las anomalías se calcularon restando la media temporal y dividiéndola entre la desviación estándar.

El máximo de primavera del ISC se presenta en toda la serie casi a los mismos niveles entre los 150 y $250 \text{ m}^{-3} \text{ s}^{-1}$ 100 m línea de costa. En 2006 y 2008 se presentaron altos niveles de PP sin que el ISC se haya intensificado significativamente más de lo normal, esto sugiere que existen otros procesos acoplados con las surgencias que promueven un incremento de la PPN más de lo normal en primavera. La correlación negativa ($r = -0.33$, $p < 0.05$) entre las anomalías de PPN (Figura 2c) y el MEI (Figura 2a) se considera buena al nivel de confianza y alcanza a explicar que el incremento de la PPN en esos 2 años fue debido al efecto de La Niña 2005-2006 y 2007-2008 y un efecto inverso en las primaveras

de los periodos El Niño 2006-2007 y 2009-2010, tal como se explicó anteriormente, esto coincide con lo encontrado en las costas de BC donde se ha comprobado la asociación entre la PPN y los eventos El Niño, con una alta probabilidad de que aumente la PPN un año antes, disminuya durante el evento y se recupere un año después (La Niña) (Hernández de la Torre *et al.*, 2004).

b) Series de tiempo de anomalías MEI, TSM, PPN, ISC.

Las anomalías de SST-MEI presentan una alta correlación ($r= 0.62$, $p<0.05$), lo que demuestra una fuerte influencia del ENSO frente a BM, donde destacan los eventos La Niña 2005-2006, 2007-2008 y 2010-2011 con anomalías negativas y El Niño 2006-2007 y 2009-2010 con anomalías positivas, una correlación similar ($r= 0.66$, $p<0.05$) se reportó frente a BC entre anomalías de TSM y MEI (Gaxiola-Castro *et al.*, 2010). En 2003-2005 se presentaron condiciones El Niño y sin embargo no se observaron anomalías positivas (negativas) de SST (PP) dominantes (Figuras 2a-2b-2c) como es de esperarse, sino más bien se observan periodos cortos entre anomalías positivas y negativas (2-4 meses), el ISC si manifiesta una tendencia a anomalías negativas. Durante 2002-2006 anomalías superficiales de salinidad y temperatura mostraron el dominio de agua subártica en la costa oeste de BC (31° - 24° N), el análisis de FEOs del rotacional y el esfuerzo del viento en la superficie del mar demostró que se debió al debilitamiento (fortalecimiento) de la corriente del Pacífico Norte (centro de baja presión en las Aleutianas) (Durazo, 2009). Por ello, en este periodo se presentaron frente a BM dos señales que se anularon y las pequeñas variaciones pueden deberse a efectos locales. A mediados del 2008 y hasta inicios del 2009 se detectan anomalías negativas de MEI (La Niña) con anomalías de TSM positivas, pero no se identifica un proceso asociado que modificara el patrón normal ya descrito; sin embargo, parece que el rotacional del esfuerzo del viento está relacionado ya que cuando es débil la TSM se incrementa y en los perfiles de CTD (Figura 5a) se observa este ligero incremento de la temperatura.

No se detecta retraso en la señal de la anomalía de TSM respecto al MEI. En las anomalías de PPN-MEI ($r= -0.33$, $p<0.05$) se observa que anomalías positivas (negativas) de MEI presentan anomalías negativas (positivas) de PPN observándose claramente en 2008-2009 (2007-2008). En las series de anomalías de ISC-MEI ($r= -0.37$, $p<0.05$) se observa que de 2003 a finales de 2005 las anomalías son predominantemente negativas, a partir de ahí y hasta mediados del 2009, positivas y finalmente, en 2009-2010 transición entre anomalías positivas y negativas.

c) Análisis de FEOs a series de tiempo de TSM-PPN y anomalías espaciales de TSM-PPN.

En el análisis de FEOs realizado a la TSM se encontró que el primer modo explico el 98% (Figura 3c) de la varianza (VE) con una mayor amplitud hacia el sureste de la zona de estudio, la serie temporal mostró que (Figura 3a) la variabilidad estacional de la temperatura ($r= 0.99$, $p<0.05$) es la que controla este comportamiento con amplitud positiva máxima a inicios de otoño y amplitud negativa en primavera. El modo 1 de las FEOs de las anomalías de la TSM explico el 89% y en su distribución espacial (Figura 3d) se observó la

menor amplitud en la parte más costera, como una franja distribuida norte-sur, y la mayor amplitud en la parte mar adentro de la zona de estudio. Esta distribución espacial parece mostrar que el efecto de las anomalías de TSM sobre la estrecha plataforma continental frente a BM (19 km aprox.) (Zaitzev *et al.*, 2003) es menor que en el resto del área, la TSM más baja se presenta en la zona más costera casi todo el año producto de las surgencias constantes. También de este análisis podemos discutir que por la baja amplitud cerca de la costa (Figura 3d), el efecto de El Niño es suavizado (no eliminado) por el efecto de las surgencias constantes. La distribución temporal de el modo 1 de las anomalías de la TSM al ser correlacionada con el MEI (Figura 3b) presenta una alta correlación negativa ($r = -0.65$, $p < 0.05$), observándose en periodos El Niño amplitud negativa y en periodos La Niña amplitud positiva. Un análisis mediante FEOs a las anomalías de TSM de la capa de mezcla frente a BC encontró que el modo 1 explico el 86% de la varianza y fue correlacionado con el flujo neto de calor en el océano (Gómez-Valdés y Jerónimo, 2009).

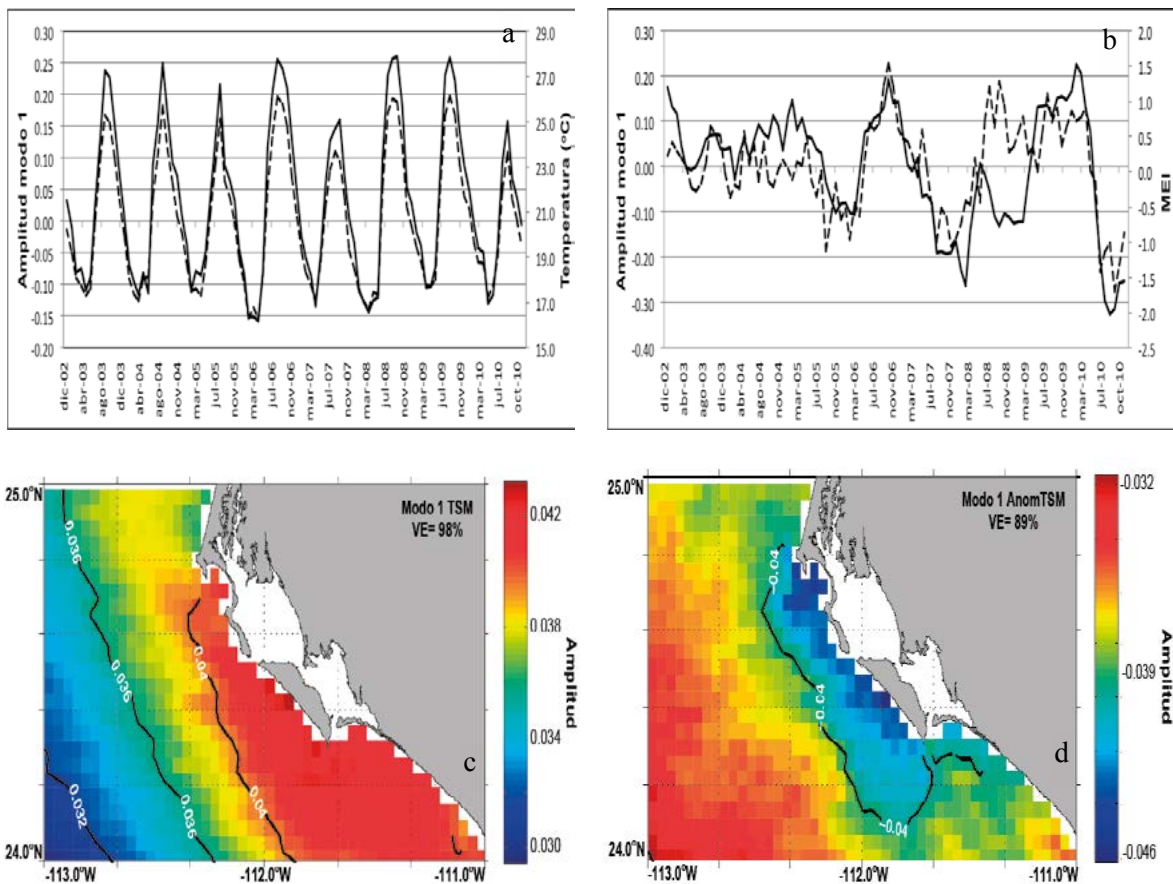


Figura 3. a) Distribución temporal de el modo 1 de las FEOs de la TSM (línea discontinua) y TSM (línea continua), b) Distribución temporal de el modo 1 de las FEOs de las anomalías de TSM (línea discontinua) y MEI (línea continua), c) Distribución espacial de el modo 1 de las FEOs de la TSM y d) Distribución espacial de el modo 1 de las FEOs de las anomalías de la TSM. Los demás modos no se muestran y presentaron $VE < 1\%$.

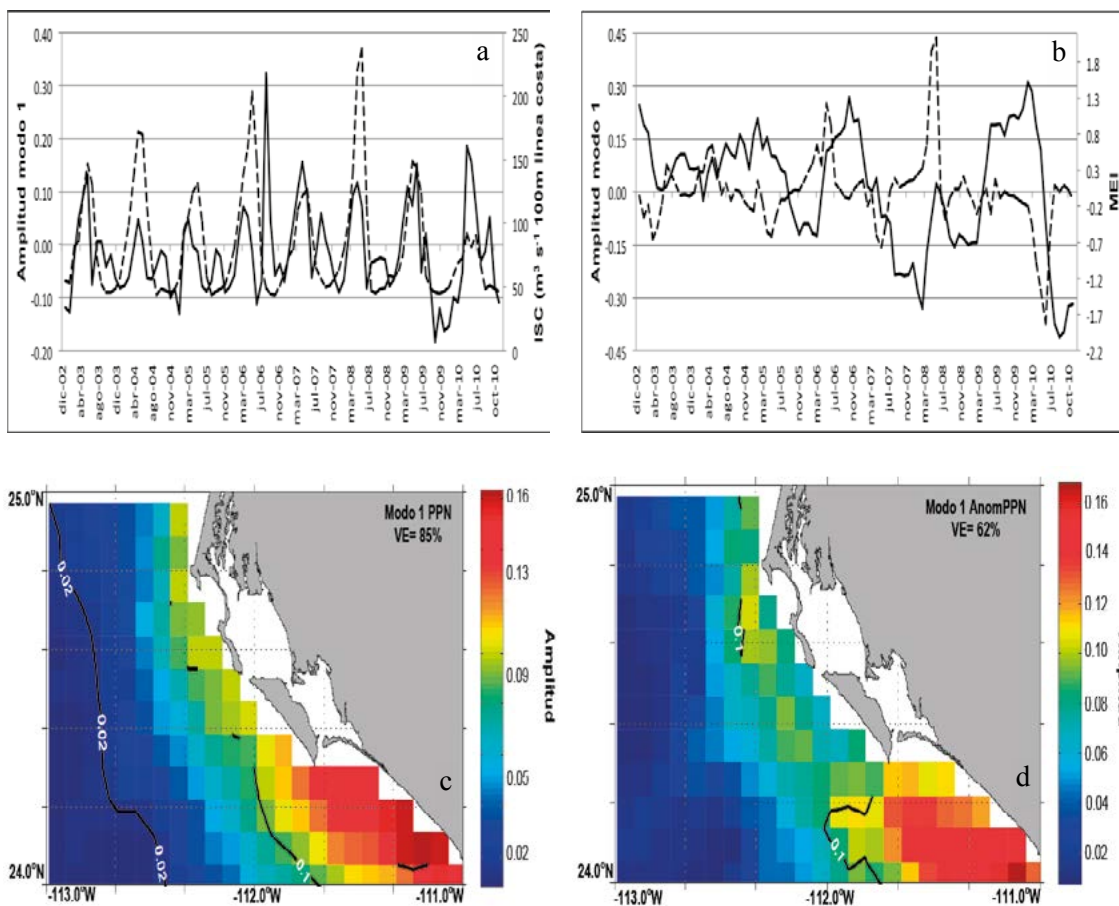


Figura 4. a) Distribución temporal de el modo 1 de las FEOs de la PPN (línea discontinua) y PPN (línea continua), b) Distribución temporal de el modo 1 de las FEOs de las anomalías de PPN (línea discontinua) y MEI (línea continua), c) Distribución espacial de el modo 1 de las FEOs de la PPN y d) Distribución espacial de el modo 1 de las FEOs de las anomalías de la PPN. Los demás modos no se muestran y presentaron VE < 1%.

El análisis de FEOs a la serie de tiempo de PPN mostró que el modo 1 explico el 85% de la varianza con amplitud mayor en la zona más costera sobre todo al sureste del área analizada (Figura 4c). La distribución temporal (Figura 4a) tiene un patrón estacional con amplitud positiva en primavera-verano y negativa en otoño-invierno. Se obtuvo una alta correlación con el ISC ($r=0.46$, $p<0.05$) indicando que sigue el patrón estacional de las surgencias previamente descrito en los FEOs de la TSM. Esta variabilidad estacional de la PPN ha sido reportada en estudios previos en las costas de BC mediante FEOs (Espinoza-Carreón *et al.*, 2007). Para las anomalías de PPN el modo 1 explico el 62% de la varianza con una amplitud similar al modo 1 de la PPN. La temporal de este modo (Figura 4b) mostró en 2006 y 2008 picos de máxima amplitud positiva y en 2010 un pico de máximo de amplitud negativa, algo similar fue encontrado en las anomalías de PPN (Figura 2c).

Aunque la correlación de este modo con el MEI es baja y negativa ($r = -0.12$, $p < 0.05$) nos sirve para observar que después de un año La Niña al año siguiente la PP se incrementa más de lo normal (2006 y 2008) y en años El Niño disminuye más de lo normal (2010), esto para primavera-verano. Como se había observado en las anomalías de PPN y MEI el efecto combinado de los años La Niña en temporada de surgencias promueve un incremento de la PPN y viceversa en años El Niño.

Durante eventos El Niño se presentan anomalías positivas de la TSM, elevación del nivel del mar y la termoclina se hace más profunda, esto provoca que en temporada de surgencias el agua de surgencias sea pobre en nutrientes y disminuya la PPN, principalmente en la zona costera; en cambio en condiciones La Niña se presentan condiciones opuestas, las cuales presentan alta concentración de nutrientes en la superficie incrementando la PPN. Nuestros resultados coinciden con lo encontrado en otros trabajos en las costas de BC (Espinoza-Carreón *et al.*, 2004; Hernández de la Torre *et al.*, 2006; Gaxiola-Castro *et al.*, 2010).

d) Productividad primaria in situ y variables hidrográficas.

Los datos de campo de temperatura (Figura 5a) mostraron la misma tendencia que tiene la serie de tiempo de TSM (Figura 1) obtenida de las imágenes de satélite en el periodo de agosto de 2008 a noviembre de 2010, esta tendencia nos muestra un enfriamiento constante ($\sim 28^\circ\text{C}$ a $\sim 22^\circ\text{C}$) de 2008 a 2010, siendo evidente en los otoños.

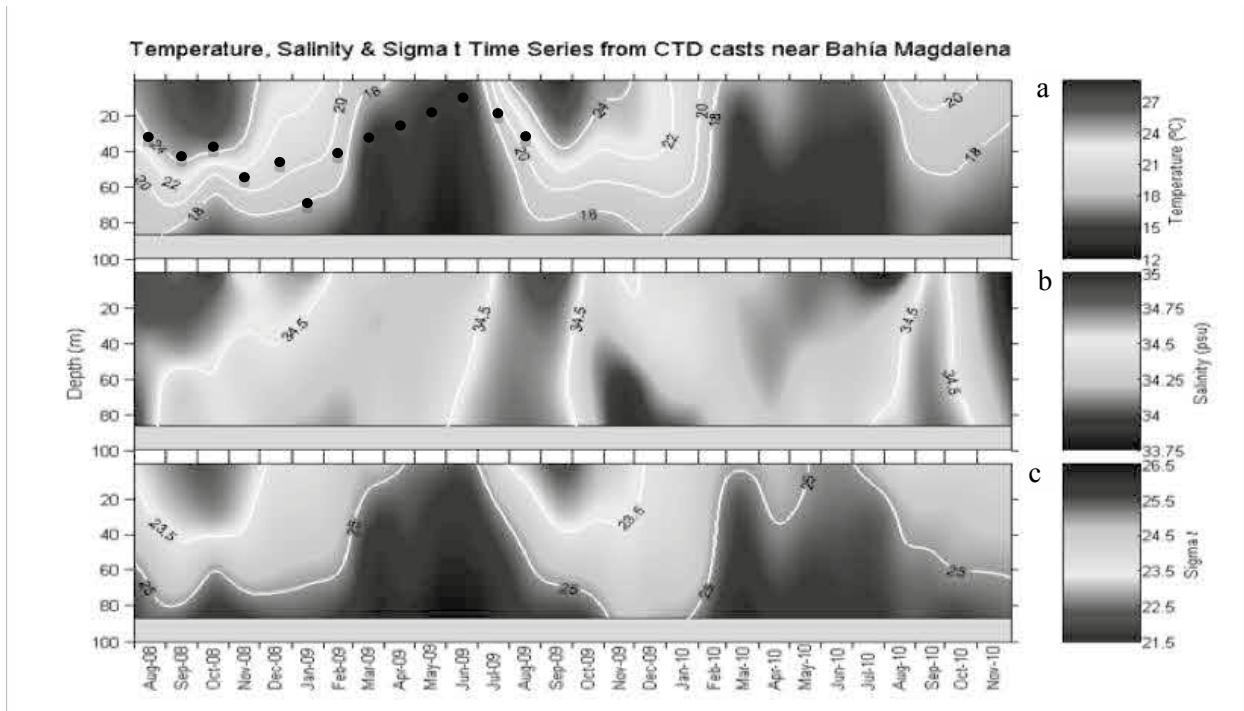


Figura 5. Perfiles verticales mensuales de CTD frente a BM en la estación Boya Anclada. Periodo de agosto del 2008 a noviembre del 2010. Los puntos indican la profundidad de la zona eufótica.

En los datos de campo se pueden observar cambios en la columna de agua que el satélite no detecta; por ejemplo, la profundidad de la termoclina fue disminuyendo desde ~40m hasta desaparecer y todo el 2010 fue un año más frío en promedio desde enero hasta diciembre con un muy ligero calentamiento en otoño. La presencia de agua con salinidad de ~34.5 durante el otoño estuvo presente en toda la serie, pero su permanencia en el tiempo fue disminuyendo de casi ~4 meses en 2008 a ~1.5 meses en 2010. La densidad mostró una ligera disminución de 2008 a 2009 al igual que la temperatura, en el 2010 la isopicna de $\sigma_t = 23.5 \text{ Kg m}^{-3}$ desapareció lo que indica que los cambios en la temperatura fueron más fuertes y dominaron el campo de densidad, la isopicna de 25 Kg m^{-3} se fortaleció casi hasta la superficie.

El cambio tan drástico en la temperatura y la densidad del otoño 2009 al otoño 2010 está asociado al inicio del evento La Niña en Junio del 2010 y a la recuperación de las surgencias en mayo-junio 2010. El acoplamiento entre estas dos señales pudo ser la causa de la disminución de la temperatura y el aumento de la densidad. Esta variabilidad observada en el ciclo anual presentado en primera instancia nos sirvió para validar la alta productividad primaria y concentración de clorofila *a* durante los meses de surgencias intensas de primavera-verano en la zona de estudio. Estos datos le dan soporte a lo que se ha venido discutiendo sobre la alta productividad primaria del fitoplancton en este ecosistema costero durante todo el año, con el máximo en los meses de primavera.

Como se ha discutido en las secciones anteriores, una de las principales características de esta zona es el control que el ISC (entre otros) tiene sobre los niveles de PPN. Las condiciones de surgencia modifican la distribución de las propiedades físicas dentro de la columna de agua y en consecuencia impacta sobre la química y la biología de la misma. Desde esta perspectiva, se analizaron las propiedades físicas (CTD) de la columna de agua para determinar el impacto de ellas sobre la PPN.

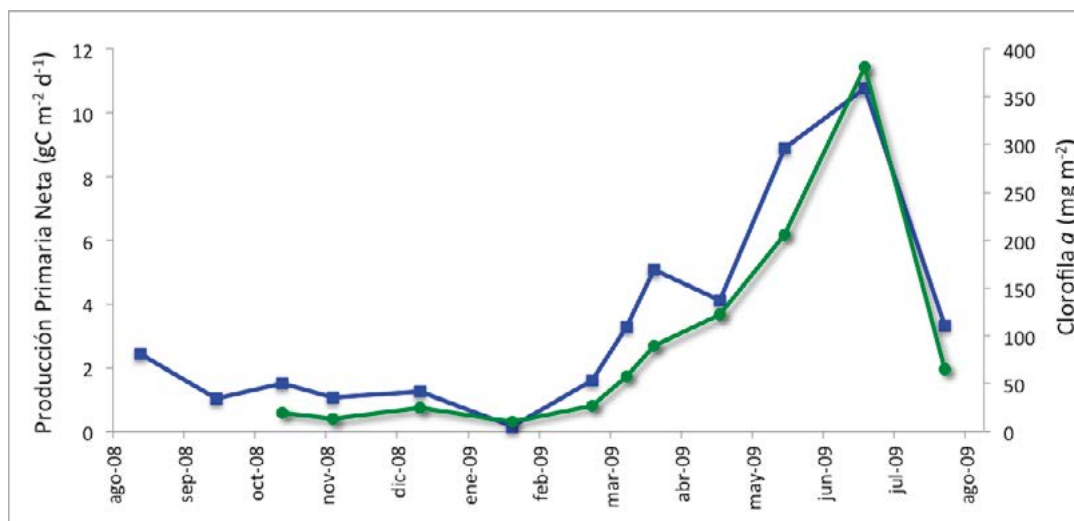


Figura 6. Productividad primaria neta integrada de agosto 2008 a julio 2009 (línea roja) y clorofila *a* integrada de octubre 2008 a julio 2009 (línea verde) en la estación Boya Anclada.

Dentro de la columna de agua donde existe el mayor gradiente de concentración de nutrientes (llamada nutriclina) y su ubicación está controlada por la profundidad de la termoclina y la picnoclina (Castro *et al.*, 2002). Frente a BM estas características fueron determinantes en la distribución de los nutrientes en la columna de agua y los niveles de PPN encontrados. En el periodo de agosto del 2008 y hasta diciembre del 2009 se observó una columna de agua estratificada (~40m) con la profundidad de la zona eufótica incrementándose (Figura 5a), pero manteniéndose por arriba de la termoclina-picnoclina limitando la inyección de nutrientes a la superficie. Esta condición de estratificación se debe a la ganancia de calor por el océano y es un factor muy importante que regula la entrada de nutrientes a la zona eufótica limitando la PPN (Mantyla *et al.*, 2008; Durazo *et al.*, 2009), como se observó en los datos de PPN *in situ* en ese periodo (Figura 6).

Conclusiones

La PPN frente Bahía Magdalena esta modulada en la escala estacional por la presencia de los eventos de surgencia. Por su parte las anomalías de PPN demuestran que la presencia de los eventos El Niño-La Niña modulan la PPN frente a BM con incrementos de la PPN durante La Niña y disminución durante El Niño. La variabilidad estacional mostró que el periodo de máxima PPN está representado por la primavera (mezcla), en la cual las condiciones de ISC, temperatura, luz y nutrientes favorecieron el crecimiento del fitoplancton. En el ciclo anual analizado se encontró que los valores más altos de PPN y clorofila se presentaron durante el periodo de mezcla (abril-junio), en el periodo de estratificación y transición se obtuvieron valores inferiores.

Referencias bibliográficas

- Behrenfeld, M. J., and P. G. Falkowski. 1997. Photosynthetic rates derived from satellite-based chlorophyll concentration. *Limnology and Oceanography* 42: 1-20.
- Carr, M. E., and E. J. Kearns. 2003. Production regimes in four Eastern Boundary Currents systems. *Deep Sea Research* 50: 3199-3221.
- Castro, R. y A. Martínez. 2010. Variabilidad espacial y temporal del campo de viento frente a la Península de Baja California. In: G. Gaxiola Castro, G., t R. Durazo (Eds.). *Dinámica del Ecosistema Pelágico frente a Baja California, 1997–2007: Diez años de Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California*. pp. 129-147.
- Castro, C. G., C. A. Collins, P. Waltz, J. T. Pennington, R. P. Michisaki, G. Friederich, and F. P. Chavez. 2002. Nutrient variability during El Niño 1997-98 in the California current system off central California. *Progress in Oceanography* 54: 171-184.
- Durazo, R. A. 2009. Climate and upper ocean variability off Baja California, Mexico: 1997-2008. *Progress in Oceanography* 83: 361-368.
- Durazo, R. A., M. Ramírez-Manguilar, L. E. Miranda, y L. A. Soto-Mardones. 2010. Climatología de variables hidrográficas. In: G. Gaxiola-Castro, y R. Durazo (Eds.). *Dinámica del Ecosistema Pelágico frente a Baja California, 1977–2007: Diez años de Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California*. pp. 25-57.

- Espinosa-Carreón, T. L., T. Strub, E. Beier, F. Ocampo-Torres, and G. Gaxiola Castro. 2004. Seasonal and interannual variability of satellite-derived chlorophyll pigment, surface height, and temperature of Baja California. *Journal of Geophysical Research*.
- Espinosa-Carreón, T. L., J. Cepeda-Morales y G. Gaxiola-Castro. 2007. Influencia de los procesos físicos en la producción de carbono orgánico frente a Baja California. *En: B. Hernández de la Torre, y G. Gaxiola Castro (Eds.). Carbono en ecosistemas acuáticos de México.* pp. 293-304.
- Gaxiola-Castro, G., B. E. Lavaniegos, A. Martínez, R. Castro, and T. L. Espinosa-Carreón. 2010. Pelagic ecosystem response to climate variability in the Pacific Ocean off Baja California. *In: S. W. Simard, and M. E. Austin (Eds.). Climate Change and Variability.* Sciyo Books. pp. 163-182.
- Gómez-Valdés, J., and G. Jerónimo. 2009. Upper mixed layer temperature and salinity variability in the tropical boundary of the California Current, 1997–2007. *Journal Geophysical Research* 114.
- Hernández de la Torre, B., G. Gaxiola-Castro, y S. Nájera-Martínez. 2004. Efectos del ENSO en la producción primaria frente a Baja California. *Ciencias Marinas* 30: 427-441.
- Mantyla, A. W., S. J. Bograd, and E. L. Venrick. 2008. Patterns and controls of chlorophyll-a and primary productivity cycles in the Southern California Bight. *Journal of Marine Systems* 73: 48-60.
- McClatchie, S., R. Goericke, F. B. Schwing, S. J. Bograd, W. T. Peterson, R. Emmett, R. Charter, W. Watson, N. Lo, K. Hill, C. Collins, M. Kahru, B. G. Mitchell, J. A. Koslow, J. Gómez Valdéz, B. E. Lavaniegos, G. Gaxiola-Castro, J. Gottschalk, M. L'Heureux, Y. Xue, M. Manzano- Sarabia, E. R. Durazo, and T. R. Baumgartner. 2002. Evolution of oceanographic conditions off Baja California, 1997-1999. *Progress in Oceanography* 54: 7-31.
- Pérez-Brunius, P., M. López, A. Pares Sierra, and J. Pineda. 2007. Comparison of upwelling indices off Baja California derived from three different wind data sources. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports* 48: 204-214.
- Rossi, V., C. López, E. Hernández-García, J. Sudre, V. Garçon, and Y. Morel. 2009. Surface mixing and biological activity in the four Eastern Boundary Upwelling Systems. *Processes Geophysical* 16: 557-568.
- Stemann-Nielsen, E. 1952. The use of radioactive carbon (^{14}C) for measuring organic production in the sea. *Journal du conseil International pour l'exploration de la mer* 8: 117–140.
- Zaytsev, O., R. Cervantes-Duarte, O. Sánchez-Montante, and A. Gallegos-García. 2003. Coastal upwelling activity on the Pacific Shelf of the Baja California Peninsula. *Journal of Oceanography*.

2.16

La zona del mínimo de oxígeno en la región de transición en el Pacífico oriental tropical frente a México

Cepeda-Morales Jushiro¹, Gaxiola-Castro Gilberto¹, Beier Emilio², Lavín Miguel¹,
Godínez Víctor M.¹

¹Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE). Carretera Ensenada-Tijuana #3918, Zona Playitas. C.P. 22860. Ensenada, Baja California, México. Autor para correspondencia: jcepeda@cicese.mx
²CICESE Unidad La Paz, Miraflores # 334 e/Mulegé y La Paz, C.P.23050. La Paz, Baja California Sur, México.

Resumen

Utilizando datos del Ocean Data World 2009 más ocho campañas oceanográficas realizadas para la región del Pacífico Oriental Tropical frente a México (POTM), se analizaron las variaciones espaciales y temporales de la zona del mínimo de oxígeno (ZMO), enfocándose en la variabilidad de la profundidad de inicio de la ZMO (IZMO). Los resultados demostraron que en el POTM la distribución promedio de largo periodo del IZMO presentó un patrón de inclinación el cual fue profundo en el noroeste (380 m) y somero en el sureste (80 m). La diferencia en la profundidad del IZMO fue atribuida a la distribución espacial de las masas de agua que convergen en la región las cuales presentan diferente contenido de oxígeno disuelto (OD). El agua subtropical subsuperficial responsable de la posición somera del IZMO se ubicó entre las isopícnas de 25.0 a 26.5 kg m⁻³ y estuvo presente sólo en la región sureste ubicada por encima del agua intermedia del Pacífico, ambas masas de agua con concentraciones de OD ≤ 9 $\mu\text{mol/L}$. Por el noroeste, se identificó la influencia de agua de la corriente de California modificada caracterizada por salinidad ≤ 33.9 y con OD ≥ 45 $\mu\text{mol/L}$ que ingresa entre las isopícnas 24.0 a 25.5 kg m⁻³ y actúa como un mecanismo de ventilación. La posición superficial del IZMO facilita a que los procesos dinámicos superficiales de diferentes escalas (remolinos de mesoescala, variaciones asociadas al ciclo estacional, surgencias costeras) modifiquen el contenido de OD de la capa superficial del océano en el POTM.

Palabras claves: oxígeno disuelto, hipoxia, circulación superficial.

Introducción

El Pacífico Oriental Tropical frente a México (POTM) presenta una de las tres zonas de mínimo de oxígeno (ZMO) con mayor hipoxia del mundo (Kamykowski and Zentara 1990; Helly and Levin, 2004; Karstensen *et al.*, 2008; Fuenzalida *et al.*, 2009). El inicio de la ZMO (IZMO) se ubica cercano a la superficie (~60 m), por lo que parte de la zona

eufótica permanece bajo condiciones de hipoxia ($\leq 9 \mu\text{mol l}^{-1}$ de oxígeno disuelto, en adelante OD) (Cepeda-Morales *et al.*, 2009).

Estudios recientes plantean que las ZMO están expandiéndose como respuesta a las fluctuaciones del clima del planeta (Keeling and García, 2002; Monteiro *et al.*, 2008; Bograd *et al.*, 2008; Oschlies *et al.*, 2008). Esto implica que el IZMO podría presentar la tendencia a hacerse más somero (Bograd *et al.*, 2008). Debido a la posición somera del IZMO su variabilidad es afectada por la influencia de procesos dinámicos generados en la capa superficial del océano (Cepeda-Morales *et al.*, 2009), por lo que las variaciones de la capa superficial de la ZMO ocurren en escalas menores a la variabilidad interanual. A nivel global, han sido caracterizadas las distribuciones promedio de las ZMO y su permanencia explicadas por el balance entre procesos biogeoquímicos, responsables del consumo de OD por oxidación de materia orgánica, la circulación de gran escala que distribuye las masas de agua pobres en OD y los procesos de mezcla horizontal que actúan como un mecanismo de ventilación (Karstensen *et al.*, 2008).

En las fronteras geográficas de las ZMO convergen sistemas hidrográficos diferentes y la variabilidad temporal del IZMO posee un fuerte componente estacional e interanual asociado al efecto de la circulación superficial y encuentro de masas de agua (Morales *et al.*, 1999; Helly and Levin, 2004; Escribano *et al.*, 2004; Monteiro *et al.*, 2008). Las variaciones del IZMO en escalas regionales son menos estudiadas, en particular en el POTM, la cual corresponde a una región de transición templada-tropical-subtropical con importante influencia de procesos advectivos (Lavín *et al.*, 2006; Godínez *et al.*, 2010). La capa superficial en el POTM es afectada por procesos dinámicos de diferentes escalas (interanual, estacional, mesoescala; Godínez *et al.*, 2010) y se ha observado que parte la variabilidad del IZMO es debida a remolinos de mesoescala y surgencias costeras locales (Cepeda-Morales *et al.*, 2009), mientras que otras escalas aún no han sido estudiadas.

Basados en datos recientes de cruceros oceanográficos y en información histórica del World Ocean Database 2009 (WOD09), se estudió la distribución de largo periodo de la ZMO en el límite norte de su distribución espacial y la variabilidad del IZMO debida a la influencia de algunos procesos asociados a la circulación de la capa superficial en el POTM.

Materiales y métodos

Las distribuciones promedio de largo período de la profundidad del IZMO, salinidad y densidad se calcularon con datos del WOD09. Además, se utilizaron mediciones de ocho campañas oceanográficas realizadas entre el 2003 al 2010. En los perfiles discretos del WOD09 de OD, salinidad y densidad se calculó por interpolación lineal el IZMO ($\text{OD}=9 \mu\text{mol l}^{-1}$, Kamykowski y Zentara, 1990) y sus correspondientes valores de salinidad y densidad. Para calcular la distribución promedio de largo periodo de estas variables, se ajustaron a una malla regular de $1/4$ de grado ($n \geq 4$) y se interpoló por mapeo objetivo. Con datos climatológicos de temperatura y salinidad proporcionados por the National Oceanographic Data Center, se calculó la topografía y la circulación promedio superficial relativo a la isopícnica de 27.0 kg m^{-3} (Godínez *et al.*, 2010).

Las variaciones temporales del IZMO se analizaron en los datos de cuatro cruceros oceanográficos realizados entre de 2005 al 2007 (Figura 1).

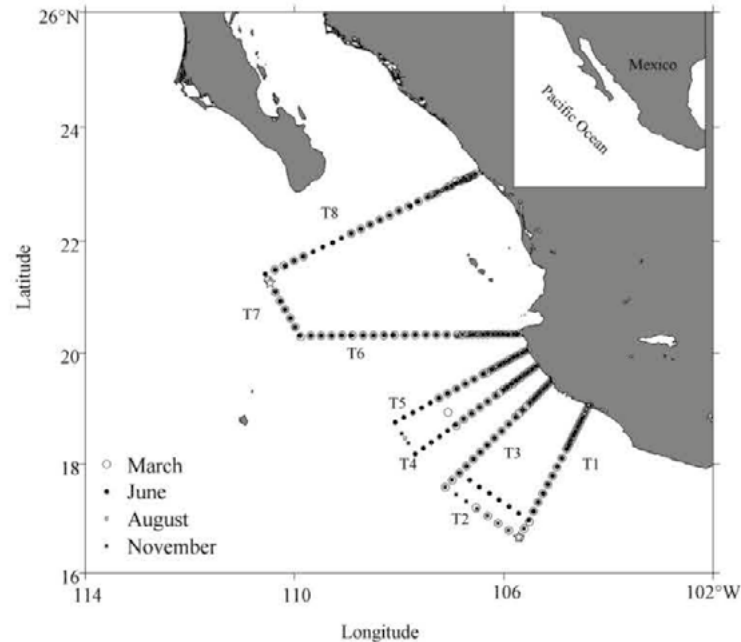


Figura 1. Área de estudio y estaciones de muestreo de los cuatro cruceros realizados entre 2005 y 2007 ubicadas en la región de transición tropical subtropical del Pacífico Tropical frente a México. Se indican las estaciones T7-1 y T1-19 (estrellas blancas) como ejemplo utilizado en la figura 2 de la distribución vertical de oxígeno disuelto.

En cada estación se generaron perfiles verticales de la temperatura potencial (θ , °C) y salinidad (S) en base a los datos colectados con un CTD SeaBird 911-plus bajado a un máximo de 1000 m. La anomalía de la densidad potencial (γ_θ , kg m^{-3}) fue calculada a partir de los datos de θ y S. En 2/3 de las estaciones hidrográficas se tomaron muestras de agua a tres profundidades con un arreglo de botellas Niskin de 5 l colocadas en una roseta hidrográfica. Las profundidades de muestreo se basaron en los perfiles descendentes de un sensor de OD acoplados al CTD y fueron: en la capa superficial justo por encima de la oxiclina; en el mínimo relativo de OD y en la profundidad máxima del lance. Las muestras de agua fueron fijadas inmediatamente y la concentración de OD fue por el método MicroWinkler. Estas mediciones fueron utilizadas para evaluar y corregir el desempeño del sensor continuo de OD.

Resultados y discusiones

La distribución de la ZMO en los extremos de la región de estudio presentó una marcada diferencia donde al noroeste fue profunda (180 m, Figura 2a) respecto a las del sureste (85 m, Figura 2f). Los promedios del IZMO separados por zonas noroeste (Figuras 2b-e) y sureste (Figura 2g) en cada crucero evidenciaron que estas diferencias se debe a variaciones

de la profundidad del IZMO. En el noroeste los valores promedio variaron de ~140 en marzo a 160 m en agosto (Figuras 2b-d) y a ~215 m en noviembre (Figura 2d). Mientras que en la región sureste las variaciones de los promedios mensuales del IZMO fueron menores y más cercano a la superficie (90 a 112 m) (Figuras 2g-j).

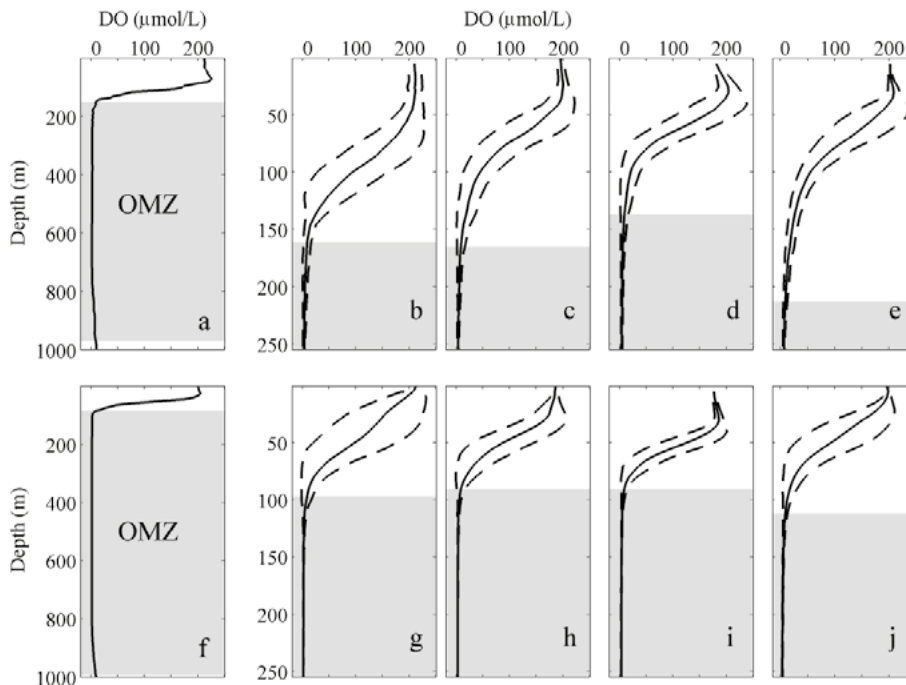


Figura 2. Distribución vertical de oxígeno disuelto (OD $\mu\text{mol/L}$, línea negra continua) y la amplitud de la zona mínima de oxígeno (área gris, $\text{OD} \leq 9 \mu\text{mol/L}$) de estaciones tomadas como ejemplos de: a) zona norte (estación T7-1); f) zona sur (estación T1-19), ambas muestreadas en marzo del 2007 (ver figura 1). Perfiles promedio por zonas y su desviación estándar para cada mes, para la zona norte (paneles superiores) se promediaron los perfiles de las estaciones T6 a T8 y para la zona sur (paneles inferiores) las estaciones de los perfiles T1 a T5; b-g) marzo, c-h) junio, d-i) agosto, y e-j) noviembre.

La inclinación del IZMO había sido omitida en los estudios globales previos en el POTM (Kamykowski and Zentara 1990; Helly and Levin 2004; Karstensen *et al.*, 2008; Fuenzalida *et al.*, 2009), tal vez por las diferentes escalas espaciales de los estudios y a la diferencia en el valor utilizado para definir los límites de la ZMO. La magnitud del cambio observado en IZMO pone en evidencia que el factor capaz de tal modificación es la influencia de la circulación local, como un mecanismo que controla parte de su variabilidad.

La distribución promedio de largo periodo del IZMO (Figura 3a) confirmó que su inclinación es un rasgo permanente, el cual cambia gradualmente desde 380 m en el extremo noroeste (24°N) a 80 m en el extremo sureste (18.5°N). Los resultados de los cruceros demuestran variaciones espaciales respecto a la media que evidencia la influencia

de la circulación local en diferentes escalas. La distribución promedio de largo periodo del densidad (Figura 3b) y salinidad (Figura 3c), demostraron que el IZMO atraviesa varias isopícnas lo que es acompañado con cambios en la salinidad, indicando las diferentes masas de agua en la ZMO. En el noroeste (IZMO profundo), el IZMO se ubicó sobre la isopícnica de 26.8 kg m^{-3} y tuvo una salinidad de 34.5, lo que indicó la presencia de Agua Intermedia del Pacífico (AIP). Mientras que al sureste (IZMO somero), el IZMO se ubicó sobre la isopícnica de 25.8 kg m^{-3} y presentó mayor salinidad 34.7, lo que corresponde a las características de Agua Subtropical Subsuperficial (AStSs).

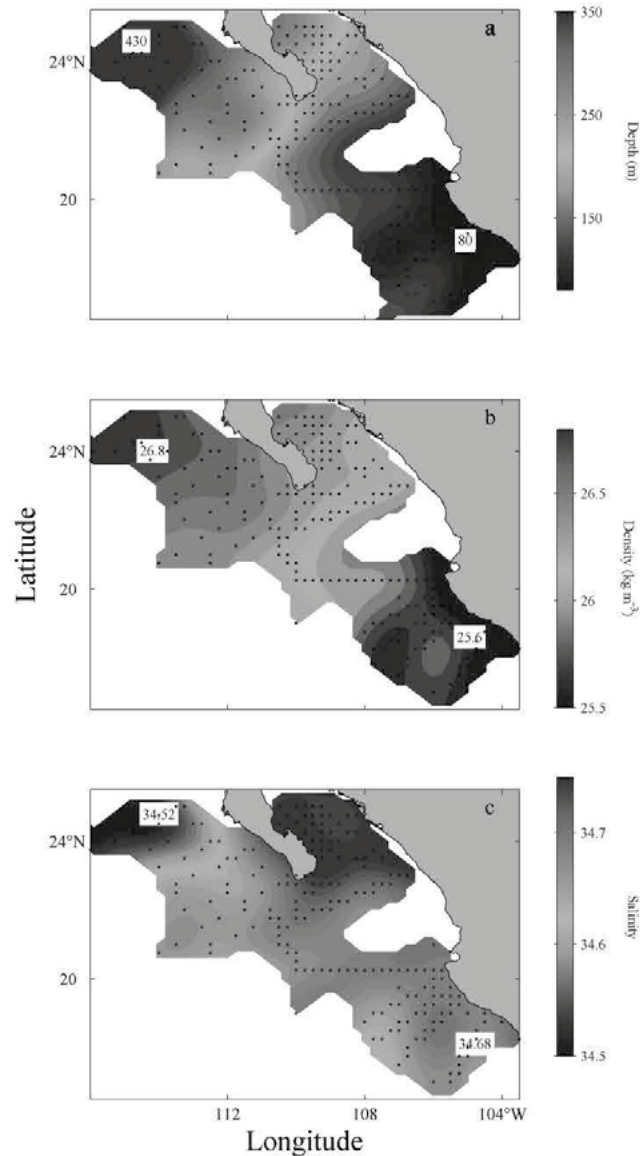


Figura 3. Distribución espacial de los promedios de largo periodo de: a) profundidad del límite superior de la zona mínima de oxígeno o IZMO (metros). b) Densidad potencial (kg/m^3) a la profundidad del IZMO. c) salinidad a la profundidad del IZMO.

El promedio del nivel del mar y la circulación superficial (Figura 4) corroboran el ingreso por el noroeste de Agua de la Corriente de California (ACC) descrito por Godínez *et al.* (2010) quien lo dividió en dos ramas (Figura 4), mecanismo que estaría ingresando agua subsuperficial (50 a 100 m) rica en OD y con baja salinidad relativa (≤ 33.9). Mientras que por el sureste, la presencia del domo ciclónico pegado a la costa genera un bombeo de Ekman de AStSs caracterizada por su bajo contenido de OD y alta salinidad (≥ 34.7), mecanismo que eleva la ZMO. La distribución de salinidad promedio (Figura 5a) dentro de los primeros 300 m de la sección latitudinal desde P1 a P4 (Figura 4) muestra el arreglo de las masas de agua que convergen en la región y los cambios en la concentración OD (Figura 5b). En el norte se observó agua subsuperficial (50 a 100 m) de salinidad ≤ 33.9 , rica en OD $\sim 200 \mu\text{mol l}^{-1}$ (Figura 5b), cuya influencia se va perdiendo hacia el sur. Mientras que en el sur a ~ 100 m de profundidad se presentó AStSs caracterizada por salinidad ≥ 34.7 con $\text{OD} \leq 9 \mu\text{mol/L}$, que se va disipando hacia el norte. Como consecuencia aumenta la profundidad del IZMO (Figura 5b).

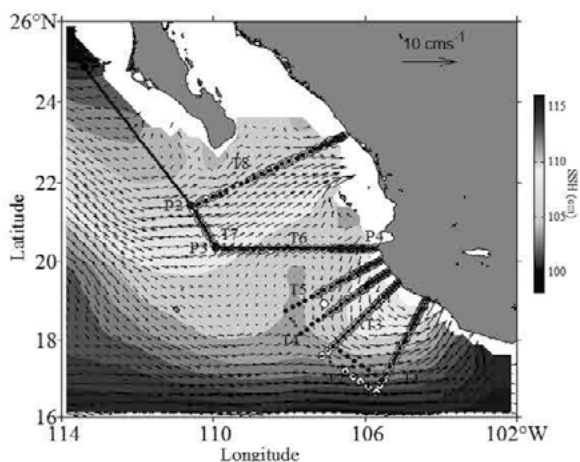


Figure 4. Distribución espacial de largo periodo para el nivel medio del mar (fondo gris) y corrientes geostróficas (flechas). Se indican las estaciones de los cuatro cruceros realizados entre 2005 y 2007. Los puntos de P1 a P4 (línea negra continua) indican la posición de donde se calcularon las secciones verticales promedio de salinidad y oxígeno disuelto de la figura 5.

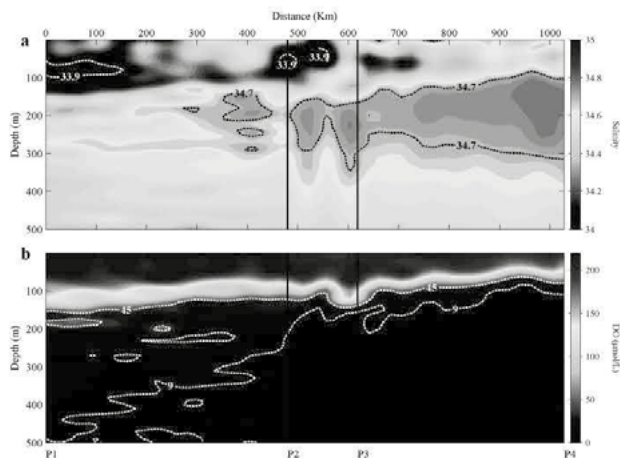


Figure 5. Sección vertical (Figura 4), para a) salinidad y b) oxígeno disuelto ($\mu\text{mol/L}$). Se calcularon con los datos del WOD09 más los datos de los cruceros realizados por CICESE. La sección inicia en la zona norte en P1 y se extiende hacia la zona sur hasta P4, las líneas negras verticales indican la posición de los puntos P2 y P3.

El ingreso al recinto de masas de agua de origen remoto es uno de los factores que controlan la inclinación del IZMO, por ende modifican la influencia de la ZMO en la capa superficial de océano en diferentes escalas. Los diagramas θ -S (no mostrados) corroboraron que el núcleo de la ZMO estuvo asociado a AStSs y AIP. Además, demostraron la estrecha asociación de la ZMO con las características θ -S tanto del AStSs responsable de la posición somera del IZMO en el sureste, como con la AIP responsable de la posición profunda en el noroeste. El AStSs que se ubica sobre isopícnas más superficiales respecto al AIP, sería la responsable del carácter superficial de la ZMO y su distribución norte-sur produce al

inclinación del IZMO, lo que es acentuado por la ventilación subsuperficial que produce el ACC al ingresar a la región. Por lo que se demuestra que la ZMO y por consiguiente el IZMO están influenciadas por el encuentro de masas de agua y su arreglo en la columna de agua.

El valor de OD utilizado para definir la ZMO ($9 \mu\text{mol l}^{-1}$) es uno de los más bajos utilizados a escala global (Kamykowski and Zentara, 1990; Helly and Levin, 2004; Karstensen *et al.*, 2008, Fuenzalida *et al.*, 2009). Dependiendo del valor de referencia, se modifica la extensión de la columna de agua que permanece bajo condiciones de hipoxia (Helly and Levin, 2004; Karstensen *et al.*, 2008). El uso de concentraciones mayores (*e.g.*, $22 \mu\text{mol l}^{-1}$) modifican el volumen estimado de las ZMO en dos a cuatro veces (Helly and Levin 2004; Karstensen *et al.*, 2008), lo que puede llegar a afectar las implicaciones de los patrones de distribución de las ZMO y de los procesos que controlan su variación espacial y temporal. Nuestros resultados demuestran que IZMO de $9 \mu\text{mol l}^{-1}$ está asociado con la distribución de salinidad del AStSs y AIP que conforman la ZMO en el POTM.

El análisis de los datos recientes (2005 a 2007) demostraron que debido a la cercanía del IZMO con la superficie se generan marcados gradientes subsuperficiales (50 a 100 m) en el contenido de OD (9 a $180 \mu\text{mol l}^{-1}$). Además, la distribución de OD, salinidad y densidad dentro de los primeros 200 m de la columna de agua demostraron que el IZMO tiene una estrecha asociación con la distribución de salinidad y en menor grado con el campo de densidad (Figura 6).

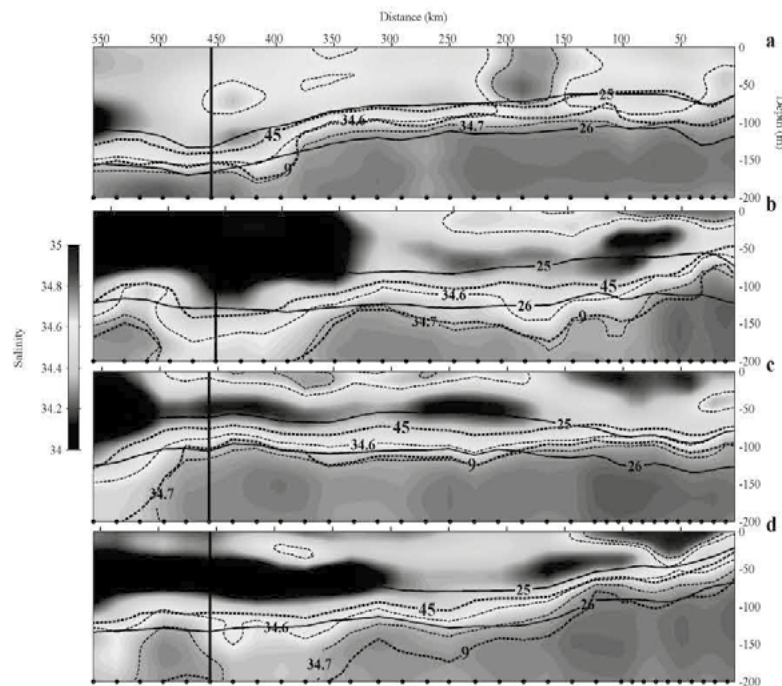


Figure 6. Secciones de salinidad (indicada con color de fondo) iniciando en la costa del transecto T6 y T7 como ejemplo de las condiciones del norte. Se superponen isólinas seleccionadas de: salinidad (líneas negras punteadas), anomalía de densidad potencial (kg/m , líneas negras continuas) y concentración de oxígeno disuelto ($\mu\text{mol/L}$, líneas discontinuas). a) marzo; b) junio; c) agosto; d) noviembre.

El alejamiento de las isolíneas de OD respecto a la distribución de las isopícnas, es mayor en el extremo noroeste mientras que al sureste estas variables mantienen una estrecha distribución. Esto último fue atribuido al efecto de la mezcla advectiva que ocurre en el noroeste y que modifica la concentración de OD de las isopícnas y es acompañado de baja salinidad. Mientras que por el sureste los cambios en el contenido de OD están más relacionados con el desplazamiento vertical del campo de densidad, lo que permite asociar su distribución a procesos de dinámicas de diferentes escalas (*e.g.* advección, remolinos de mesoescala y surgencias costeras). La influencia del componente estacional en la distribución del OMZ sólo puede ser dilucidada al asociarlo con la variabilidad del campo de densidad y su dinámica debido a la falta de información de OD. Como se demuestra en la distribución de densidad (Figura 6) se observó una elevación de las isopícnas en marzo, junio y noviembre entre 50 km a 100 km de la costa, lo que se vio reflejado en la posición somera (60 m) del IZMO. Mientras que con el hundimiento general registrado en agosto el IZMO tuvo una distribución más homogénea y relativamente profunda. Este comportamiento del campo de densidad afectó el contenido de OD de los primeros 200 m, disminuyendo con la elevación del campo de densidad y aumentando con su profundización, mecanismo que es controlado por la presencia del domo ciclónico al sureste de la región (Figura 4) y que responde al efecto del rotacional del esfuerzo del viento que genera la corriente costera mexicana (Lavín *et al.*, 2006; Godínez *et al.*, 2010).

Las altas concentraciones de OD observadas en los transectos al norte de T6, coincidieron con el hundimiento de la picnoclina y de la oxiclina (Figura 6) lo que generó el aumento en el contenido de OD. El mismo comportamiento se observó en los transectos al sur (no mostrado). El hundimiento de la picnoclina en esas zonas coincide con la presencia de remolinos anticiclónicos evidenciados por bajos valores en las anomalías geopotenciales (Godínez *et al.*, 2010). El aumento en la concentración de OD por efecto del hundimiento de la picnoclina en la zona norte fue mayor que en el sur, debido al efecto en conjunto de la presencia de un remolino ciclónico durante el verano al sur de la punta de la Península de Baja California (Godínez *et al.*, 2010) que favoreció la redistribución de ACC en la región. Por otro lado, el cambio de la profundidad de la picnoclina de gran escala y del nivel del mar fue explicado por Godínez *et al.* (2010) como una respuesta debida al componente estacional forzada por la propagación de ondas de Rossby. De acuerdo a sus resultados, durante agosto se presenta el máximo hundimiento de la picnoclina en la costa, mientras que en marzo la mayor elevación lo que explicaría los patrones observados en la distribución del IZMO (Figura 7).

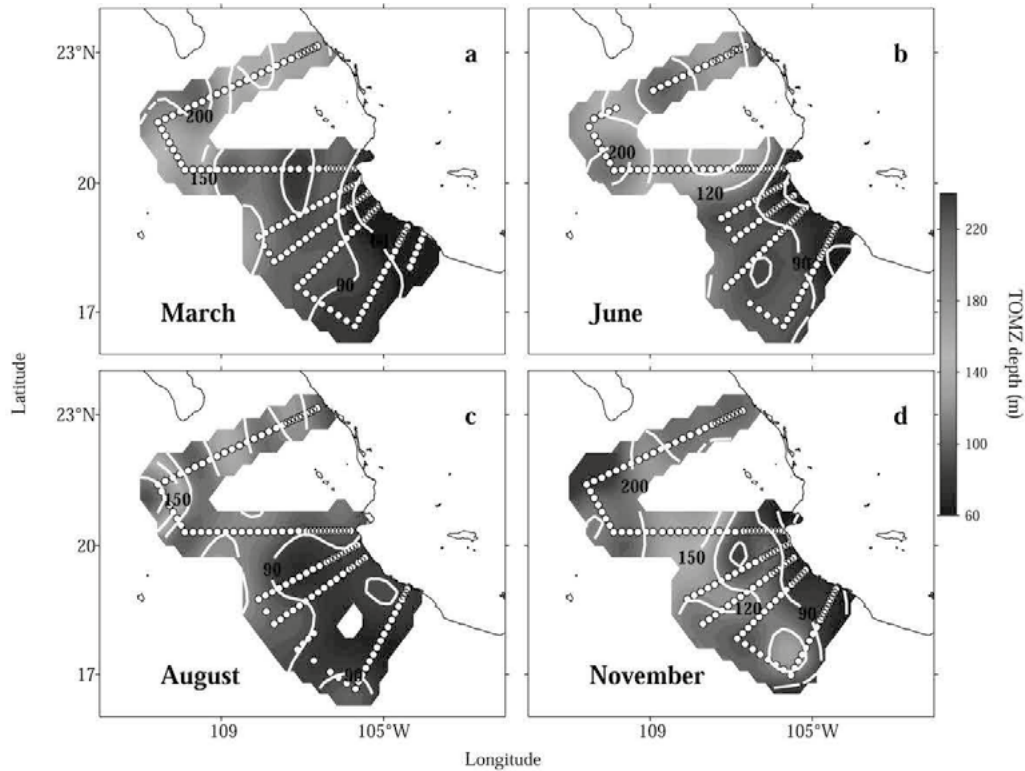


Figure 7. Distribución espacial de la profundidad de inicio de la zona de mínimo oxígeno (TOMZ en metros), definida por la distribución de $OD = 9 \mu\text{mol/L}$. Los puntos blancos indican las estaciones hidrográficas donde se realizaron lances del CTD y se midió la concentración de OD: a) marzo 2007; b) junio 2005; c) agosto 2006; d) noviembre 2005.

Conclusiones

La distribución promedio de largo período del IZMO ($OD = 9 \mu\text{mol l}^{-1}$) demostró que su inclinación noroeste (profunda) –sureste (somera), es un rasgo permanente y estuvo asociada a diferentes masas de agua que convergen a la región. El análisis de las propiedades θ -S y su contenido de OD evidenció que la ZMO estuvo asociada con agua subtropical subsuperficial (AStSs) y agua intermedia del Pacífico (AIP). La estructura vertical de OD en los primeros 300 m de la columna de agua fue definida por la presencia de agua tropical superficial con el más alto contenido de OD ($\sim 180 \mu\text{mol l}^{-1}$) y en la subsuperficie la influencia de ACC con OD entre 45 a $180 \mu\text{mol l}^{-1}$ responsable de la formación del mínimo subsuperficial de salinidad, la cual se ubicó entre el ATS y AStSs. En la región sureste donde el IZMO fue somero su distribución superficial estuvo asociada a la AStSs y en la capa profunda con AIP. Mientras que en la región noroeste donde su posición fue más profunda estuvo relacionada solo con AIP, debido a la ausencia de AStSs y al ingreso de ACC rica en DO solo fue registrada hasta los $\sim 22^\circ \text{N}$. Se propone que la presencia de ACC asociada con el sistema de circulación superficial funciona como un mecanismo de ventilación en la región en la escala interanual.

La posición del IZMO observada en las campañas hidrográficas recientes en la región varió entre 60 m a 200 m modifico el contenido de OD de la capa superficial. Su distribución espacial mostró estar relacionada con los principales procesos dinámicos descritos en la región, estos son la advección de agua por la corriente costera mexicana, remolinos de mesoescala, surgencias costeras y la advección de ACC.

Referencias bibliográficas

- Bograd, S., C. Castro, E. Di Lorenzo, D. Palacios, H. Bailey, W. Gilly, and F. Chavez. 2008. Oxygen declines and the shoaling of the hypoxic boundary in the California Current. *Geophysical Research Letters* 35.
- Cepeda-Morales, J., E. Beier, G. Gaxiola-Castro, M. F. Lavín and V. M. Godínez. 2009. Effect of the oxygen minimum zone on the second chlorophyll maximum in the eastern tropical Pacific off Mexico. *Ciencias Marinas* 35(4): 389-403.
- Escribano, R., and G. Daneri. 2004. Biological and chemical consequences of the 1997-1998, El Niño in the Chilean coastal upwelling system: a synthesis. *Deep Sea Research*. 51: 2389-2411.
- Fuenzalida, R., W. Schneider, J. Garcé-Vargas, L. Bravo and C. Lange. 2009. Vertical and horizontal extension of the oxygen minimum zone in the eastern South Pacific Ocean. *Deep-Sea Research* 56: 992-1003.
- Godínez, V., M., E. Beier, M. F. Lavín, and A. Kurczyn. 2010. Circulation at the entrance of the Gulf of California from satellite altimeter and hydrographic observation. *Journal of Geophysical Research* 115.
- Helly, J. J., and L. A. Levin. 2004. Global distribution of naturally occurring marine hypoxia on continental margins. *Deep Sea Research* 51: 1159-1168.
- Kamykowski, D., and S. Zentara. 1990. Hypoxia in the world ocean as recorded in the historical data set. *Deep Sea Research* 37: 1861-1874.
- Karstensen, J., L. Stramma, and M. Visbeck. 2008. Oxygen minimum zones in the eastern tropical Atlantic and Pacific oceans. *Progress in Oceanography* 77: 331-350.
- Keeling, R., and H. García. 2002. The change in oceanic O₂ inventory associated with recent global warming. *PNAS* 99: 7848-7853.
- Lavín, M., F., E. Beier, J. Gómez-Valdés, V. M. Godínez, and J. García. 2006. On the summer poleward coastal current off SW México. *Geophysical Research Letters* 33.
- Monteiro, P., A. Van der Plas., L. Mélice, and P. Florenchie. 2008. Interannual hypoxia variability in a coastal upwelling system: Ocean-shelf exchange, climate and ecosystem-state implications. *Deep Sea Research* 55: 435-450.
- Morales, C., S. Hormazábal, and J. L. Blanco. 1999. Interannual variability in the mesoscale distribution of the depth of the upper boundary of the oxygen minimum layer off northern Chile (18-24S): Implications for the pelagic system and biogeochemical cycling. *Journal of Marine Research* 57: 909-932.
- Oschlies, A., K. G. Schulz, U. Riebesell, and A. Schmittner. 2008. Simulated 21st century's increase in oceanic suboxia by CO₂-enhanced biotic carbon export. *Global Biogeochemical Cycles* 22.

2.17

Variación en los flujos verticales de carbono en la costa occidental de Baja California Sur en respuesta al forzamiento oceánico

Aguirre-Bahena Fernando¹, Choumiline Evgueni¹, Gaxiola-Castro Gilberto², González-Rodríguez Eduardo², Cervantes-Duarte Rafael¹, Cepeda Jushiro², Trasviña Armando²

¹Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Departamento de Oceanología. Av. IPN s/n Col. Playa Palo de Santa Rita CP 23096. La Paz, Baja California Sur, México. Autor para correspondencia: faguirre@ipn.mx

²Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada. Carretera Ensenada-Tijuana #3918 Zona Playitas, C.P. 22860. Ensenada, Baja California, México.

Resumen

En julio de 2011 se inició un estudio sobre la variación en la composición y magnitud del material en hundimiento y los factores climáticos-hidrodinámicos que la regulan. Con este objetivo se instaló una trampa de sedimentos de serie de tiempo (McLane® Mark78H-21) a 315 metros de profundidad en cuenca San Lázaro. Esta depresión se ubica a ~40 mn al NW de Puerto San Carlos en la costa sur-occidental de la Península de Baja California. Esta zona se caracteriza por intensas surgencias con un clímax en el periodo marzo-junio. Como consecuencia, la productividad primaria es considerablemente alta ($1 \text{ gC m}^{-2}\text{d}^{-1}$ en promedio, con un máximo de $6 \text{ gC m}^{-2}\text{d}^{-1}$). Sin embargo, ésta presenta importante variación interanual: en 2010 decreció 60% y 40% respecto al los dos años precedentes (sensor MODIS). Adicionalmente, debido al influjo de las surgencias, este sistema es considerado como una fuente de CO_2 a la atmosfera. Así, es importante conocer la cantidad del carbono inorgánico que se fotosintetiza en la zona eufótica y es eventualmente transportado al fondo marino. En este sentido, a finales de los años 90's por primera vez se documentó la sedimentación marina en esta región, aunque por un breve periodo. Los resultados de este estudio muestran enorme variación interanual: durante el verano-otoño de 1996 el carbono orgánico representó, en promedio, un 10% del flujo de masa total (FMT), equivalente a $21 \text{ mgC m}^{-2}\text{d}^{-1}$. En contraste, durante el invierno de 1998 (El Niño) disminuyó a 6.5% del FMT y en términos de masa fue menor por un factor de ocho ($\sim 3 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$). Desde entonces no se han realizado nuevos estudios en esta región. En julio de 2012 se recuperará y reinstalará la trampa con el propósito de monitorear continuamente y entender mejor el secuestro de carbono particulado hacia el fondo marino.

Palabras clave: Materia particulada en hundimiento, sedimentación marina, trampas de sedimento, cuenca San Lázaro

Introducción

Los estudios de trampas de sedimento llevados a cabo en varios ambientes marinos han mejorado el entendimiento de los factores que controlan la variabilidad estacional en los flujos de material tanto litogénico como biogénico en los océanos. Más aún, los muestreos llevados a cabo por más de un año en varias regiones oceánicas han revelado considerables variaciones interanuales en los flujos de partículas, además de las variaciones estacionales (Deuser y Ross, 1980; Karl *et al.*, 1996; Thunell, 1998 a; Conte *et al.*, 2001). Por lo tanto, estudios a largo plazo pueden ayudar a identificar años anómalos: El Niño-La Niña (Shipe *et al.*, 2002; Silverberg *et al.*, 2004), presencia de huracanes y/o lluvias excepcionalmente intensas (Silverberg *et al.*, 2008) y permitir una comparación de los flujos de partículas con los sedimentos más recientemente depositados en el piso oceánico. Aunque las trampas de sedimento pueden proveer de información sobre los procesos en las aguas superficiales, la interpretación de los datos es complicada debido a: a) la heterogeneidad de los procesos, b) la complejidad de las trayectorias de la materia particulada en hundimiento y c) la pérdida selectiva del material durante el hundimiento debido a la degradación de la materia orgánica y la disolución mineral (Jickells *et al.*, 1996). A pesar de estas limitaciones, hasta ahora la mejor herramienta para estudiar la sedimentación del material en hundimiento son las trampas de sedimentos. No obstante la enorme cantidad de información que provee, su uso no se ha extendido en nuestro país; probablemente por el enorme esfuerzo logístico y económico que requiere para su mantener sobre periodos de tiempo largos.

Este trabajo pretende conocer las variaciones en la composición y dinámica (flujo) del material en hundimiento en Cuenca San Lázaro (con especial énfasis en los flujos de carbono orgánico) de manera continua e interpretar los cambios en el ecosistema pelágico que las inducen, así como evidenciar, si existen, ciclos estacionales y tendencias interanuales.

Área de estudio y ambiente de sedimentación

El área de estudio se encuentra en una zona de transición entre las condiciones climáticas templado-tropical. La zona ha sido ampliamente estudiada por el programa IMECOCAL y en éste se hace referencia de la complejidad de la región (Durazo y Baumgartner, 2002), donde confluyen la corriente de California, la corriente Norecuatorial, la corriente de Davidson y la corriente Costera de Costa Rica (corriente mexicana) (Badan, 1997; Durazo y Baumgartner, 2009) cuenca San Lázaro (también referida en la literatura científica como cuenca Soledad) está ubicada en la costa suroccidental de la Península de Baja California a aproximadamente 55 Km. de la costa (Figura 1).

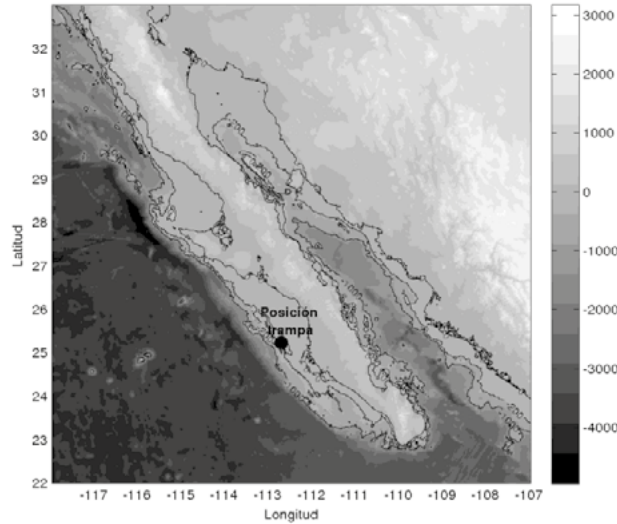


Figura. 1 Ubicación del anclaje con la trampa de sedimentos frente a la costa de la Península de Baja California.

Su eje más largo es de ~17 Km. y de 9 Km. en su parte más estrecha, referidos a la isobata de 500 m. Alcanza una profundidad de más de 550 m y sus aguas están restringidas por un umbral batimétrico de 250 m. Como resultado, las aguas contienen bajos niveles de oxígeno con aguas prácticamente anóxicas por debajo de los 200 m (Figura 2).

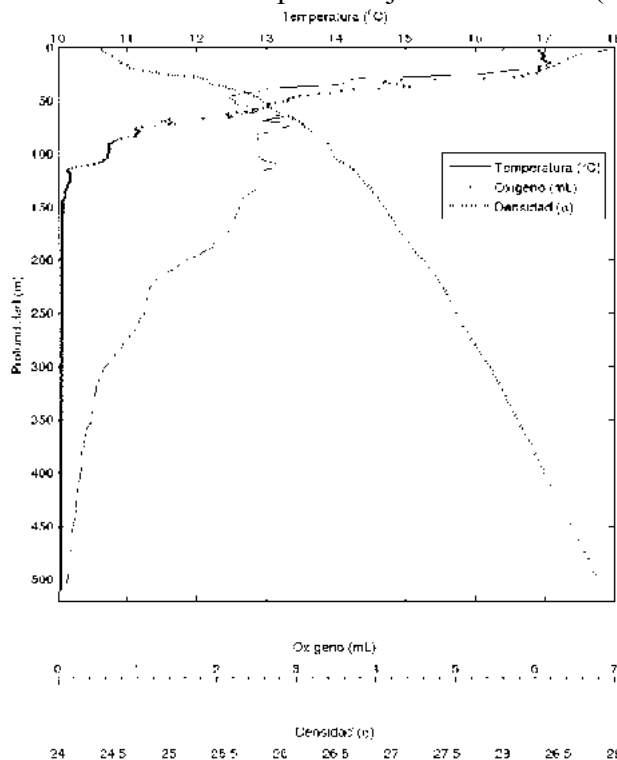


Figura. 2 Estructura física y química de la columna de agua en la cuenca San Lázaro en julio de 2011.

Esta depresión se localiza en la frontera sur de la corriente de California y presenta un ciclo anual de temperatura muy definido. Los vientos son predominantemente del NW y generan surgencias costeras que alcanzan un máximo en el periodo abril-junio, esta situación promueve una alta productividad primaria (PP) que puede ser tan alta como $6 \text{ gC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Sin embargo, la región muestra enorme variación interanual, particularmente 2010 fue un año productivo y térmicamente atípico: los datos satelitales indican que las aguas, durante el periodo cálido, estuvieron entre dos y tres grados por debajo de la temperatura registrada en los dos años previos (Figura 3). Además, la PP decreció hasta un 60% comparada con el año 2008. Los datos obtenidos para estas mismas variables registradas *in situ* corroboran esta variación (Cervantes Duarte, com. pers.)

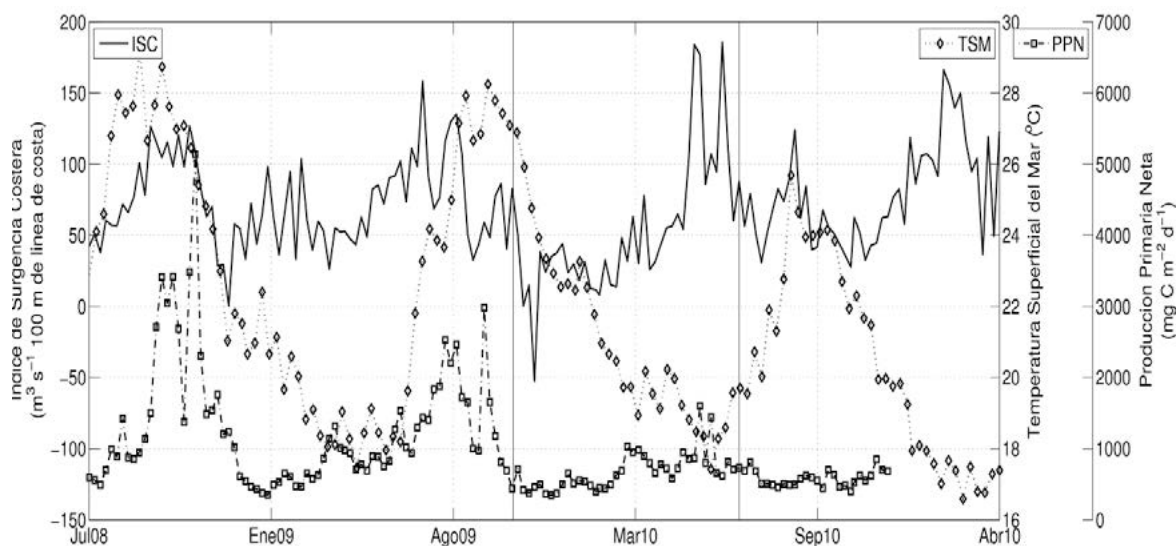


Figura. 3 Variación del índice de surgencias costeras, temperatura superficial del mar y productividad primaria de 2008 a agosto de 2011. Datos extraídos del programa MODIS Aqua, imágenes compuestas de ocho días y $4 \times 4 \text{ Km}$. de resolución.

Materiales y métodos

El 5 de julio de 2011 se instaló (en la posición $-112^{\circ} 43.75' \text{ W}$, $25^{\circ} 14.02' \text{ N}$) una trampa de sedimentos de serie de tiempo automatizada marca McLane®, modelo Mark78H-21 (de 0.5 m^2 de abertura) a 315 metros de profundidad -y 215 m del fondo- en Cuenca San Lázaro (Figura 4). La trampa fue programada para coleccionar el material en hundimiento durante 21 periodos consecutivos con una resolución de 17 -y otras de 18- días por lo que se obtendrán muestras que representan un ciclo anual completo.

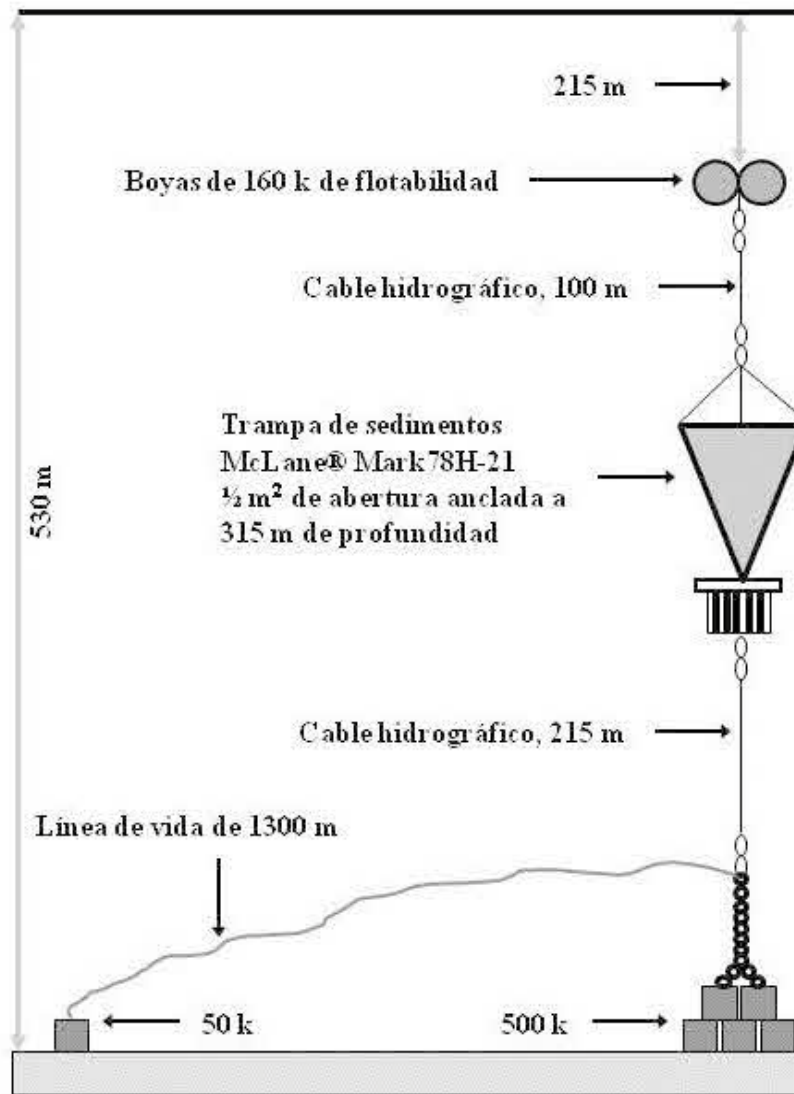


Figura. 4 Diagrama del anclaje de la trampa de sedimentos

El material está siendo acopiado en botellas de plástico de 500 ml de capacidad y llenas con una solución de mayor densidad (Salinidad: ~40 ppm, para evitar que el material salga de la botella) a la que se le agregó formaldehído al 5% neutralizado con tetraborato de sodio ($\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$). Una vez obtenidas las muestras, a éstas se les aplicará una amplia gama de análisis iniciando con la cuantificación del flujo de masa total (FMT). Para esto, cada muestra se dividirá mediante un fraccionador rotatorio diseñado para proveer de diez submuestras iguales; cuatro de ellas se lavaran para eliminar las sales y la solución preservadora. Posteriormente se secarán y pesarán y de aquí se calculará el FMT. Este material será usado para cuantificar el contenido de nitrógeno y carbono orgánico (Corg), previamente eliminados los carbonatos por acidificación de la muestra con HCl al 10%. La medición se realizará con un analizador elemental CHN acoplado a un espectrómetro de

masas de razones isotópicas, lo que nos permitirá determinar los isótopos estables de estos elementos. Otros componentes como carbonatos de calcio (CaCO_3) y silicio biogénico (BSiO_2) se determinarán por Coulometría en el primer caso y extracción por disolución secuencial propuesta por DeMaster (1981) para el último. Otros análisis incluyen la determinación de metales mayores y traza así como algunos radionúclidos, la estructura del fitoplancton calcáreo (cocolitofóridos) y silicio (diatomeas y silicoflagelados), y la abundancia y diversidad de quistes de dinoflagelados.

En agosto de 2012 se recuperarán las primeras muestras y se reinstalará la trampa de sedimentos con el objetivo de iniciar un monitoreo continuo en esta región. Todas las maniobras de instalación y recuperación se realizarán a bordo del B/O Francisco de Ulloa.

Resultados y discusión

El presente trabajo tiene como antecedente el estudio de Silverberg *et al.* (2004), quienes documentaron la sedimentación en este ambiente. Esta primera aproximación dio resultados discontinuos (tres meses en 1996 y seis en 1998) pero interesantes, sobre los procesos que afectan el hundimiento de carbono particulado. El flujo de masa total (FMT) mostró evidentes diferencias en ambos periodos: en 1996 el FMT fluctuó entre 63 a 578 $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$, mientras que en 1998 la gama fue de 1 a 202 $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$. En promedio, el FMT descendió casi por un factor de siete de un periodo al siguiente. En cuanto al contenido de carbono (C_{org}), en 1996 fue de 5.7 a 8% entre agosto y la primera semana de octubre, pero se incrementó rápidamente a valores entre 10 y 14% perdurando hasta la última muestra obtenida a finales de noviembre (Figura 5); mientras que en 1998 los valores se alternaron entre 3 y 9%. Convertidos a flujos se obtuvieron valores promedio de 21 $\text{mg C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (en 1996) y 3 $\text{mg C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (en 1998). Comparando los flujos de C_{org} con los obtenidos en otros ambientes cercanos encontramos diferencias y similitudes muy marcadas. Así, los datos obtenidos Thunell (1998a, 1998b) en cuenca Guaymas y Cuenca Santa Barbara, son en el primer caso, muy parecidos (8 vs 7 $\text{g C m}^{-2} \text{a}^{-1}$), pero muy disímiles en el segundo caso (8 vs 32 $\text{g C m}^{-2} \text{a}^{-1}$). Sin embargo, si consideramos el flujo para 1998 los resultados son muy contrastantes (menos de 1 $\text{g C m}^{-2} \text{a}^{-1}$). Hay que aclarar que estas comparaciones deben ser tomadas con reservas, ya que los trabajos de Thunell en Cuenca Santa Barbara y Guaymas (consideradas también como zonas con alta productividad primaria) fueron de mediano plazo (tres y seis años, respectivamente), mientras que en San Lázaro los datos representan la sedimentación de sólo algunos meses. Un estudio más, éste dentro de la Bahía de La Paz en Cuenca Alfonso, realizado por Silverberg (com. pers.) en cuenca Alfonso (promedio de 8 años, datos aun no publicados) son muy discordantes: 19 $\text{g C m}^{-2} \text{a}^{-1}$ (vs 8g en 1996 y 1g C en 1998). así, es necesario implementar un estudio de monitoreo de largo plazo que incluya otros datos clave como el ópalo biogénico así como los factores físicos y químicos que afectan de una u otra forma la depositación marina.

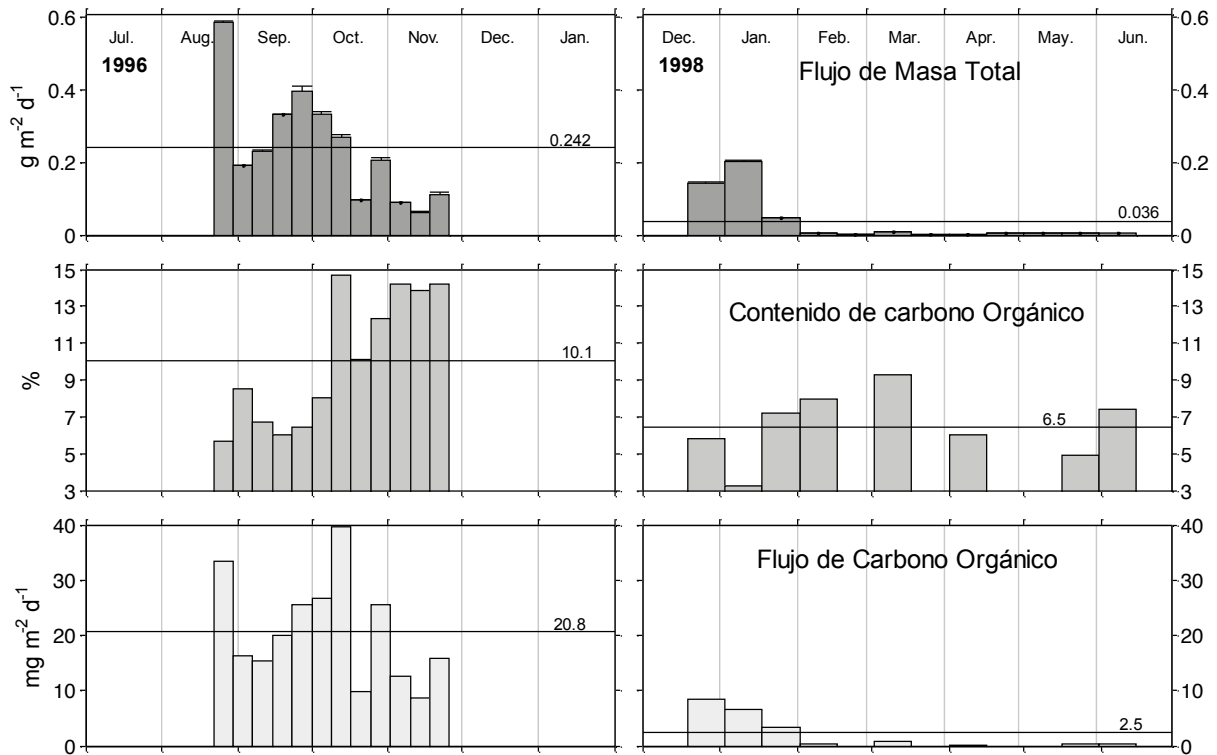


Figura. 5 Flujos verticales de carbono y su contribución al flujo de masa total registrados en Cuenca San Lázaro (B.C.S) durante dos periodos en 1996 y 1998.

Conclusiones

La Cuenca San Lázaro posee características particulares (incluyendo su papel como fuente de CO₂ a la atmósfera) que la hacen en un sitio ideal e interesante para documentar la sedimentación lito y biogénica, y eventualmente llegar a establecer una estación oceanográfica de mayores alcances. En este sentido, muchos y variados aspectos de la materia en hundimiento y de otros procesos relacionados con este ambiente -que modulen la variación ya observada- pueden ser objeto de estudio. Por tal motivo, se invita a los investigadores interesados a proponer estudios adicionales con la finalidad de obtener nueva información que nos ayuden a lograr una mejor interpretación del funcionamiento de este importante ecosistema marino.

Referencias bibliográficas

- Badan, A. 1997. La corriente costera de Costa Rica en el Pacífico Mexicano *En*: M. F. Lavin (Ed.). Contribuciones a la Oceanografía Física en México. Unión Geofísica Mexicana. pp. 99-112.
- Conte, M. H., J. Weber, and N. Ralph. 1998 Episodic particle flux in the deep Sargasso Sea: an organic geochemical assessment. *Deep Sea Research* 45: 1819-1841.
- DeMaster, D. J. 1981. The supply and accumulation of silica in the marine environment. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 45: 1715-1732.
- Deuser, W. G., and H. E. Ross. 1980 Seasonal changes in the flux of organic carbon to the deep Sargasso Sea. *Nature* 283: 364-365.
- Durazo, R., and T. Baumgartner. 2002 Evolution of oceanographic conditions off Baja California: 1997-1999. *Progress in Oceanography* 54: 7-31
- Jickells, T. D., P. Newton, P. King, R. Lampitt, and C. Boutle. 1996. A comparison of sediment traps records of particle fluxes from 19° to 48° N in the northeast Atlantic and their relation to surface water productivity. *Deep Sea Research* 43: 971-986.
- Karl, D. M., J. Christian, J. Dore, D. Hebel, R. Letelier, L. Tupas, and C. Winn. 1996. Seasonal and interannual variability in primary production and particle flux at station ALOHA. *Deep Sea Research* 43: 539-568.
- Shipe, R. F., U. Passow, M. Brzezinski, W. Graham, D. Pak, D. Siegel, and A. Alldredge. 2002. Effects of the 1997-98 El Niño on seasonal variations in suspended and sinking particles in the Santa Barbara basin. *Progress in Oceanography* 54: 105-127.
- Silverberg, N., A. Martínez, S. Aguiñiga, J. Carriquiry, N. Romero, E. Shumilin, and S. Cota. 2004. Contrasts in sedimentation flux below the southern California Current between late 1996 and during the El Niño event of 1997-98. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 59: 575-587.
- Silverberg, N., F. Aguirre-Bahena, S. Aguiñiga, and N. Romero. 2006. Flujo vertical de material particulada en la Cuenca Alfonso, Bahía de La Paz durante el año 2002. *Ciencias Marinas* 32: 73-82.
- Silverberg, N., E. Shumilin, F. Aguirre-Bahena, A. Rodríguez-Castañeda, and D. Sapozhnikov. 2008. The impact of hurricanes on sedimenting particulate matter in the semiarid Bahía de La Paz, Gulf of California. *Continental Shelf Research* 27: 2513-2522.
- Thunell, R. C. 1998a. Seasonal and annual variability in particle fluxes in the Gulf of California: a response to climate forcing. *Deep Sea Research* 45: 2059-2083.
- Thunell R. C. 1998b. Particle fluxes in a coastal upwelling zone: sediment trap results from Santa Barbara Basin, California. *Deep Sea Research* 45: 1863-1884.



3

Dimensión
Social

3.1

El PSAH y PROFACE, instrumentos de política pública ambiental y su incidencia en la conservación de los servicios ambientales como almacén de carbono: Suelo de Conservación del D.F.

Torruco Colorado Víctor M.¹

¹*El Colegio de México, Centro de Estudios Demográfico Urbanos y Ambientales. Camino al Ajusco 20, Colonia Pedregal de Santa Teresa, 10740, D.F., México. Autor para correspondencia: vtorruco@colmex.mx*

Resumen

Los Servicios Ambientales (SA) son considerados todos aquellos beneficios que proveen los ecosistemas a los seres humanos, siendo uno de estos la captura de carbono. Sin embargo, aunque se reconoce el alto valor de los servicios ecosistémicos para el bienestar de la población, paradójicamente estos tienden a disminuir en cantidad y calidad, precisamente por la degradación ambiental que acontece por la actividad humana. La presente investigación realiza un estudio comparativo de dos instrumentos de política pública ambiental procedentes de distintos ámbitos de gobierno e implementados simultáneamente en el Suelo de Conservación (SC) (área periurbana de la capital del país) del Distrito Federal. Son dos programas que están dirigidos en un mismo sentido buscando la preservación de algunos Servicios Ambientales que provee este territorio, el instrumento federal corresponde al Programa de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos (PSAH) y por parte del gobierno local, el Programa de Fondos de Apoyo para la Conservación y Restauración de Ecosistemas a través de la participación social (PROFACE). La comparación y análisis se basó en cuatro criterios metodológicos (operativos, ambientales, económicos y sociales), con los cuales se lograron determinar las convergencias (positivas y negativas) y divergencias entre ambos programas, aspectos que permitieron determinar las repercusiones que tiene la implementación de estos dos instrumentos de política pública ambiental en los SA y en los aspectos ambiental, económico y social en el SC del Distrito Federal.

Palabras claves: Servicios ecosistémicos, ambiental, económico y social.

Introducción

Con el reconocimiento de una crisis ambiental y la búsqueda en reconstruir la naturaleza enfocada en un ecologismo que surge en el último cuarto del siglo XX, se reconoce la fragilidad de la especie humana y la existencia de un orden natural básico para la sobrevivencia de la humanidad. Asimismo en un mundo considerado como un sistema



complejo de interrelaciones entre sociedad y naturaleza, y con un pensamiento social dirigido a nuevas acciones por proteger el ambiente, surgen las políticas públicas ambientales orientadas hacia la conservación ambiental.

Por otra parte, las ciudades contemporáneas han presentado nuevos patrones espaciales de ocupación territorial ocurridos a través de procesos espontáneos; o dirigidos por determinados procesos de planeación buscando controlar los límites de su extensión, así como su reconstrucción y optimización espacial. Sin embargo, no hay que olvidar que el desarrollo de las ciudades depende de la conservación de los recursos naturales al interior de las mismas y sus alrededores. Por lo tanto, debido a esta transformación continua a la que están sujetas las ciudades, la conservación ambiental se convierte en una tarea difícil de realizar, precisamente por los nuevos patrones de ocupación, que normalmente llevan implícito un cambio en el uso del suelo, sobre todo en las áreas naturales protegidas periurbanas, donde se ha tenido que poner especial atención a este problema por parte de las autoridades locales y la sociedad en general a través de la implementación de instrumentos de política pública ambiental que busquen mitigar y solucionar los efectos negativos de la intervención humana.

En este sentido, en el presente trabajo se realiza un estudio comparativo de dos instrumentos de política pública ambiental procedentes de distintos ámbitos de gobierno que están siendo implementados simultáneamente en el suelo de conservación (SC) del Distrito Federal (área periurbana de la capital del país). Se trata de dos programas enfocados en la protección ambiental que, buscan la preservación de los Servicios Ambientales que provee esta zona, como la circulación y purificación del agua, la captura de carbono, el mantenimiento de hábitats para la vida silvestre, la polinización, el control de la erosión del suelo y la sedimentación, la prevención de avenidas y la regulación de escurrimientos, la regulación del clima, la formación de suelos y el mantenimiento de su fertilidad (Collado, 2005).

Esta zona definida como de Protección Natural se considera estratégica por su alto valor ambiental, productivo y cultural, el SC ocupa casi el 60% del territorio del DF donde se encuentra una amplia variedad de especies de flora (bosques, matorrales y pastizales) y fauna originarias de México brindando múltiples servicios ecosistémicos. Sin embargo, en los últimos 40 años sus ecosistemas se han venido degradando debido a los cambios en el uso de suelo ocasionados por la expansión urbana y los cambios en el uso de suelo forestal a agropecuario. Por ejemplo en esta zona, en 2001 se registraban 890 asentamientos humanos de los cuales 86 eran regulares y los 804 restantes estaban en condición de irregularidad (GDF, INEGI, SMA, 2002).

Entonces, como una estrategia para detener las afectaciones ambientales en el SC, el cual presentaba una pérdida gradual de 250 ha anualmente; en 2003 se implementa en este territorio, el Programa de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos (PSAH) y, en 2008, el Programa de Fondos de Apoyo para la Conservación y Restauración de los Ecosistemas, a través de la participación social (PROFACE); instrumentos que son objeto de comparación en esta investigación. El primero implementado por el Gobierno Federal con el objetivo de proteger, conservar, restaurar los ecosistemas que proveen servicios ambientales hidrológicos y el segundo procedente del Gobierno del Distrito Federal, con el objetivo de generar desarrollo a partir de la conservación de los bosques, pastizales,

humedales y áreas dedicadas a las actividad agropecuaria; ambos utilizando un esquema de participación social y retribución económica por acciones de conservación ambiental.

Con respecto al PSAH, se trata de un instrumento innovador para financiar la conservación *in situ* y el buen manejo de los recursos naturales que, plantea una clara relación entre los usuarios y los proveedores de un servicio definido; para la creación de un mercado que desarrolle las actividades de conservación (Collado, 2005). En el caso del PROFACE, es un programa que busca dar un tratamiento integral a las actividades productivas y las acciones de conservación a través de dos modalidades: el apoyo para la Participación Social en acciones para la conservación y restauración de los ecosistemas (APASO) y el Fondo para la Conservación y Restauración de Ecosistemas (FOCORE). Así que el objetivo de este trabajo ha sido realizar un estudio comparativo de éstos programas implementados en el SC de retribución monetaria por servicios ambientales, detectando y analizando sus divergencias y convergencias, y además como éstas repercuten ambiental, social y económicamente.

La realización del estudio plantea como hipótesis que su instrumentación simultánea, obstaculiza las acciones de conservación y protección del Suelo de Conservación del DF; es decir, se duplican las acciones, se buscan objetivos diferentes, sus reglas de operación son confusas y desmotivan el interés de los pobladores por conservar y proteger los recursos naturales del SC. Asimismo son instrumentos que no consiguen aportar beneficios sociales, ni ingresos económicos suficientes para mejorar la calidad de vida de los proveedores de los SA.

Metodología

En cuanto a la metodología utilizada, se llevó a cabo trabajo de gabinete basado en investigación documental de textos especializados en los temas de interés, documentos institucionales y académicos, cartografía especializada del Suelo de Conservación y bases de datos con información de los programas de estudio. Igualmente, se complementó con trabajo de campo que, consistió en la aplicación de entrevistas a profundidad a funcionarios, académicos y beneficiarios del PROFACE, y se recabó información de un taller donde participaron los actores relacionados con el PSAH en el DF. También se hizo la revisión de experiencias de casos internacionales y uno nacional, en los cuales se han realizado análisis comparativos de esquemas vinculados a los servicios ambientales. De esta revisión se obtiene un grupo de cuatro criterios (operativo, ambiental, económico y social) que se utilizaron posteriormente para realizar la comparación de éstos instrumentos.

Generalidades del suelo de Conservación

El SC abarca 9 delegaciones del DF: Cuajimalpa de Morelos, Álvaro Obregón, Magdalena Contreras, Tlalpan, Xochimilco, Milpa Alta, Tláhuac Iztapalapa y Gustavo A. Madero. La mayor superficie se encuentra al sur y surponiente, otra área al oriente y una de menor extensión en el norte de la ciudad. Las delegaciones que sobresalen con mayor superficie de SC son Milpa Alta (toda su superficie dentro del SC), Tlalpan y Xochimilco con el 32%, 29% y 12% del total del SC respectivamente. La altitud de esta zona va desde



los 2200 a casi 4000 msnm y casi la mitad de su superficie se encuentra por arriba de los 3000 msnm, siendo la que presenta las mayores precipitaciones anualmente (PAOT, 2005). Asimismo en el SC se ubican algunas ANPs divididas en áreas de competencia federal y áreas de competencia local. Hasta noviembre de 2010 (CORENA, 2009; GDF, 2010 a, 2010 b) en el DF, existían 21 ANP y 4 en proceso de declaración; de estas, 19 estaban ubicadas en el área de conservación ocupando más de la cuarta parte de su territorio.

De igual importancia es su fauna que aunque no es totalmente conocida, lo que si se tiene claro, es que mucha de la biodiversidad depende de los humedales de Tláhuac-Xochimilco y bosques de la sierras, ecosistemas que favorecen la existencia de la gran variedad de plantas, mamíferos, reptiles, insectos y aves tanto nativas como migratorias. (PAOT, 2007).

Importancia hídrica del Suelo de Conservación para la Ciudad de México

La cuenca de México concentra casi el 22% de la población y la mayor parte de la actividad económica del país. En 2007 el DF aportaba el 17.6% del PIB nacional (CONAGUA, SEMARNAT, 2006) y en 2008 el 16.9% (INEGI, 2010). Ocasionando que tal proporción de actividades y habitantes ejerza una gran presión sobre los recursos hídricos de la misma región, así como otras regiones del país. Al interior del DF, el desarrollo urbano tiene efectos sobre su área rural, debido a que algunos de los nuevos asentamientos han utilizado suelos agrícolas y forestales con alto valor productivo, estimándose la pérdida de cobertura vegetal en 250 ha anualmente. Esta situación adiciona un costo ambiental, por ejemplo, la ocupación de las laderas ha ocasionado mayores escurrimientos superficiales en temporadas de lluvia, aunado a su deforestación y la ocupación de zonas con alta pendiente provocando erosión hídrica; con la consecuente disminución en la recarga de los acuíferos

Aunque en épocas prehispánicas la Cuenca de México contaba con abundantes cuerpos de agua, actualmente los únicos que existen (ya que a lo largo del tiempo la mayor parte de los canales y ríos se han convertido en parte de la red de drenaje de la ciudad) son los ríos perennes que se encuentran en la Sierra de las Cruces (Ríos Magdalena y Eslava), y una zona lacustre que se conserva artificialmente con canales de agua en la zona de Xochimilco y Mixquic utilizados para fines turísticos y producción de las tradicionales chinampas (CORENA, 2009). En CONAGUA y SEMARNAT (2006), se describe que regionalmente casi el 76% del agua que llueve se evapora, el resto se incorpora a ríos y arroyos o es infiltrada por el subsuelo para ser almacenada en los acuíferos; porcentaje muy bajo, siendo que del 60% al 70% del agua que se consume en el DF, es extraída del acuífero (GDF *et al.*, 2007); además que el crecimiento en la demanda de agua, ha llevado a las autoridades a recurrir a nuevas fuentes de abastecimiento, lo que ha provocado la sobreexplotación del acuífero de la ciudad, con efectos de hundimientos desde 6 a más de 30 cm/año. Recientes estimaciones indican que existe un balance negativo de un 30% en la recarga del acuífero, siendo cada vez más insuficiente el agua bombeada para cubrir la demanda de la ciudad; además que, la solución para abastecer el agua trae consigo grandes inversiones en la construcción de obras de infraestructura para importar el líquido de las cuencas vecinas, altos costos de operación y potabilización.

Crecimiento urbano en el Suelo de Conservación

Con respecto al crecimiento demográfico Schteingart y Salazar (2003) mencionan que en el período 1990-2000 las delegaciones que cuentan con mayor superficie de conservación (Milpa Alta, Tlalpan, Xochimilco, Cuajimalpa y Tláhuac) resultaron ser las que presentaron las tasas de crecimiento más altas. Asimismo en este mismo período, Imaz *et al.* (2011), resaltan que la tasa de crecimiento poblacional en el DF era de 0.3% mientras que en las Áreas Geoestadísticas Básicas (AGEBs) de SC fue de 3.6% lo cual revela su alto crecimiento poblacional 12 veces mayor respecto a la media del DF. En el siguiente período 2000-2005 la delegaciones que presentaron las tasas mas elevadas fueron Cuajimalpa con 2.8%, Milpa Alta 3.7%, Tlahuac 2.6% y Xochimilco con 1.8%.

Sheinbaum (2011) menciona que el crecimiento urbano del DF se ha caracterizado a través del aumento en los asentamientos irregulares en las zonas rurales de propiedad social; asimismo Schteingart (2006) subraya que debido a una importante redistribución de población al interior del DF y de la Zona Metropolitana, son las delegaciones periféricas las que han presentado las tasas más altas de crecimiento poblacional en parte debido al despoblamiento de las delegaciones centrales. Esta autora menciona que aún con lo anterior, en los últimos años se presenta un decaimiento en el ritmo de crecimiento de la población, ocasionado por las medidas de protección ambiental adoptadas por el gobierno local y por las acciones de redensificar las zonas centrales.

Con respecto a la composición y situación de los asentamientos, según INEGI (2002) establece que de los 890 asentamientos detectados en SC y que ocupaban 2,730 ha (3% del SC), 804 eran irregulares; con estas cifras se muestra la presión que ejercen estos últimos sobre esta zona de protección ecológica. Por su parte Imaz *et al.* (2011) mencionan que el incremento de la superficie ocupada por estos asentamientos irregulares entre 1995 y 2005 fue de 1,014 ha y otras 159 ha con asentamientos de este mismo tipo, fueron de identificadas por imagen satelital y no fueron quedaron registradas por el gobierno del DF.

El proceso anterior se explica, en parte, debido a que la actividad agropecuaria tradicional ha disminuido su importancia, para dar paso a actividades urbanas, además que en las delegaciones centrales no existen reservas territoriales, ocasionando que la zona sur sea la opción principal para construir vivienda por todos los sectores de la población del DF (Santos *et al.*, 2009).

Los servicios ambientales como almacén de carbono en el Suelo de Conservación

Los Servicios Ambientales (SA) conocidos también como servicios ecosistémicos, son todos los beneficios que proveen los ecosistemas a la humanidad; estos están clasificados en cuatro categorías principales: de provisión, de regulación, culturales y de soporte. Por mencionar algunos beneficios que proveen los SA provenientes SC están la recarga del acuífero, la captura de carbono, la regulación de microclimas, la disminución de la contaminación, como barrera contra tolvaneras, actividades recreacionales, educacionales y estéticos. Sin embargo, aunque se reconoce su alto valor para el bienestar de la población, la situación de los servicios ecosistémicos paradójicamente tienden a disminuir en cantidad y calidad, precisamente por la degradación ambiental que acontece por la actividad

humana. De ahí que la valoración que se propone a estos servicios a través de los esquemas de Pago por Servicios Ambientales (PSA) encuentre eco en el planteamiento de la idea que, aquellos que se beneficien de ellos deben pagar a aquellos que los proporcionan. En PAOT (2010a) se menciona que debido a la pérdida de cubierta forestal, el servicio ambiental más vulnerable en el SC atañe a la infiltración, igualmente en la misma proporción a los servicios asociados a captura de carbono y provisión de hábitat.

En una cuantificación indicada en PAOT (2010b) sobre el almacenamiento de carbono en base al tipo de vegetación existente en el SC, los bosques de oyamel son los que almacenan mayor cantidad de carbono por hectárea con 83.22 tC ha^{-1} , seguidos en menor cantidad los bosques de pino y bosques mixtos con 39.85 tC ha^{-1} y $33,56 \text{ tC ha}^{-1}$ respectivamente, de ahí la importancia de implementar estrategias de conservación y protección en estas especies de bosques.

Resultados

Los resultados derivados de la revisión documental de ambos programas y de las entrevistas a profundidad realizadas a los actores involucrados en los instrumentos, se encuentran las siguientes convergencias y divergencias que responden a los cuatro criterios metodológicos mencionados previamente (operativo, ambiental, económico y social); agrupación que permitió conocer las repercusiones que tiene la instrumentación simultánea de estos programas sobre el SC y sobre los actores involucrados en ellos.

En la parte operativa, en cuanto a convergencias, teóricamente los programas persiguen objetivos similares, considerándose esto como un aspecto favorable, ya que fortalece las acciones de conservación, al convertirse en instrumentos complementarios entre sí. Se consideran programas adecuados para el SC y se basan en un proceso de planeación al exigir el Plan de Mejores Prácticas de Manejo (PMPM) en el caso de PSAH y el proyecto de inversión y plan de trabajo por parte del PROFACE, aunque en este último se presentan casos en que los proyectos son propuestos por la CORENA dejando fuera el proceso de participación social. Sin embargo, aunque ambos programas han seguido adecuando su normatividad, y que ello repercute en una mejora en la gestión y resultados de los programas, también dificulta la continuidad y confunde a los beneficiarios en cuanto al conocimiento de las líneas de apoyo y sus reglas de operación. Las divergencias encontradas muestran que el PSAH a través del Comité Técnico Nacional busca la eficiencia, la eficacia y transparencia en sus resultados, aspecto que carece el programa del DF, que aunque cuenta con un Comité técnico, éste sólo tiene funciones de resolución de las solicitudes presentadas y no de autoevaluación.

Las convergencias encontradas en el criterio ambiental, muestran que estos instrumentos, poseen estrategias para lograr la conservación y protección de los ecosistemas naturales; parte de esto se debe a que promueven la utilización de mejores prácticas de manejo ambiental y por las líneas de apoyo que contemplan. En el caso del PROFACE como expresa un funcionario de la CORENA, con la implementación del programa se ha logrado disminuir la deforestación; los incendios forestales, la erosión del suelo y laderas, y sobre todo el cambio en el uso de suelo, ocasionando que aumente la filtración de aguas de buena calidad al acuífero. Por otra parte, aun cuando ambos

programas consideran realizar acciones de supervisión y monitoreo de los estados de conservación o realización de proyectos, esto no se cumple totalmente, debido precisamente a las carencias presupuestales, situación que impide conocer los alcances de los programas, además de la falta de estudios en el tema. Con respecto a las divergencias, los programas están enfocados a la protección de diferentes ecosistemas, para el PSAH, su fin es conservar la cubierta forestal actual en los predios, mientras que el PROFACE se enfoca a todos los ecosistemas del SC; de ahí la complementariedad en la protección ambiental que se mencionó anteriormente. Otro aspecto a resaltar está relacionado con la extensión de la superficie que contempla cada instrumento, es decir, mientras el PSAH determina cierta extensión de superficie para poder ser beneficiado; el programa del DF es más incluyente, ya que no condiciona una superficie mínima o máxima para ser considerada en un proyecto y, por otro lado, da preferencia a aquellos proyectos de mayor impacto ambiental.

En las convergencias con criterio económico, se observa que son instrumentos que generan empleos temporales; el ingreso proveniente del pago por conservación y protección del ambiente es mínimo además que se sigue considerando como un subsidio y no como una retribución económica, es un ingreso de corto plazo y no cubre el costo de oportunidad. Asimismo ambos programas funcionan con recursos insuficientes, tanto para su parte operativa como para cubrir la alta demanda de solicitudes. Las divergencias consisten en la procedencia de los fondos con que se implementan; estos tienen distintas fuentes y en este aspecto el programa federal está mejor posicionado, ya que logra obtener fondos de diversos organismos internacionales, del gobierno federal y del pago de usuarios de aguas, mientras que en caso del programa del DF, sus fondos sólo son los asignados por la Asamblea Legislativa del DF; ello habla de la dependencia que tienen los fondos del PROFACE del gobierno local. Otro aspecto relevante se detecta es cuando los beneficiarios que participan en PROFACE, tienen mayor interés por invertir en su terrenos; (aunque se dan casos en que esta inversión está mal realizada debido a que los pagos se hacen extemporáneamente a cuando se planteaba iniciar el proyecto), cosa que no sucede con los que participan en el PSAH.

Por último, las convergencias con el *criterio social* indican que, a través de la implementación de los dos programas, cada uno por su lado ha logrado fortalecer la cohesión social entre los miembros de la comunidad o del ejido, y en ocasiones con otras comunidades, de tal forma que se han retroalimentado las capacidades para el buen manejo de los recursos forestales, pastizales, matorrales, humedales y tierras de producción agrícola. Estos programas divergen en cuanto a su población objetivo; es decir, para ser beneficiario del PSAH se tiene que cumplir con ciertos criterios de prelación más estrictos. Por su parte, el PROFACE está dirigido a todo usufructuario del SC y su aceptación dependerá de la viabilidad de su proyecto o plan de trabajo.

Finalmente, pese a la aplicación de estos dos instrumentos analizados en el SC, y que existe consenso de su importancia ambiental y que de su preservación depende la sustentabilidad ambiental del DF; todavía es difícil medir los beneficios ambientales que estos programas han tenido (en parte debido a que no se han aplicado indicadores que midan sus efectos sobre el SC). No obstante se conoce la opinión de los beneficiarios quienes afirman que sigue existiendo venta de tierras ejidales para vivienda y aunque esta

situación no se detiene totalmente, sí ha disminuido, debido a que en el caso del PROFACE su implementación ha motivado que los propietarios conserven sus tierras y las valoren por la importancia ambiental que éstas representan; y por parte del PSAH se ha logrado que las comunidades y ejidos que han sido beneficiados por el programa, deseen continuar bajo este esquema y agregar más superficie para conservación. Esto indica que los programas PROFACE y PSAH cuentan con el potencial para detener el crecimiento de la mancha urbana e hipotéticamente ayudan a conservar el Suelo Conservación del Distrito Federal; sin embargo, para comprobar sus beneficios reales se necesitaría continuar con los estudios dentro de este tema.

Referencias bibliográficas

- Collado, J. 2005. Servicios Ambientales y servicios marcantiles relacionados con el ambiente. Programa Agua, Medio Ambiente y Sociedad 3.
- CONAGUA- SEMARNAT (Comisión Nacional del Agua y Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales) 2006. Estadísticas del agua 2006. México, D.F.
- CORENA (Comisión de Recursos Naturales del DF). 2009. Áreas Naturales Protegidas del DF 2009. (http://www.sma.df.gob.mx/corena/index.php?option=com_content&view=article&id=70&Itemid=87)
- CORENA. El Suelo de Conservación del Distrito Federal. (<<http://www.paot.org.mx/centro/programas/suelo-corena.pdf>>)
- GDF(Gobierno del Distrito Federal). 2010a. Decreto por el que se establece como área natural protegida, con la categoría de zona de conservación ecológica, la zona conocida como la "La Loma". Gaceta Oficial del Distrito Federal 822: 3-27.
- GDF (Gobierno del Distrito Federal). 2010b. Decreto por el que se establece como Área Natural Protegida, con la categoría de Reserva Ecológica Comunitaria la zona conocida con el nombre de "San Miguel Ajusco". Gaceta Oficial del Distrito Federal. pp: 8-11.
- GDF, INEGI, SMA (Gobierno del Distrito Federal, Instituto Nacional de Estadística Geografía, Secretaría de Medio Ambiente). 2002. Estadísticas del medio ambiente del Distrito Federal y Zona Metropolitana. Distrito Federal.
- GDF, SMA, SOS, SAC 2007. Programa de manejo sustentable para la Ciudad de México. México, D.F.
- Imaz, M., R. Camacho, y E. Ruíz. 2011. Política pública en la Ciudad de México. Suelo de Conservación: una ruta ambientalmente incorrecta. *En*: E. Pérez, M. Perevochtchikova, y S. Avila (Eds.). Suelo de Conservación del Distrito Federal: ¿Hacia una gestión y manejo sustentable? Miguel Ángel Porrúa. México, DF. pp: 34- 48
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística e Información Geográfica). 2010. Perspectiva estadística, Distrito Federal. Aguascalientes.
- PAOT (Procuraduría Ambiental y de Ordenamiento Territorial). 2005. Elementos para la gestión adecuada del Suelo de Conservación del Distrito Federal. DF.

- PAOT (Procuraduría Ambiental y de Ordenamiento Territorial). 2010a. Evaluación de la vulnerabilidad ambiental que presenta el suelo de conservación por la pérdida de servicios ecosistémicos a consecuencia del cambio del uso de suelo. (<http://www.paot.org.mx/paot_docs/centro_documental/html/publicaciones.html?tipo=13>)
- PAOT (Procuraduría Ambiental y de Ordenamiento Territorial). 2010b. Cuantificación del carbono almacenado en la vegetación del suelo de Conservación del Distrito Federal. México.
- PAOT (Procuraduría Ambiental y de Ordenamiento Territorial). 2007. El Suelo de Conservación del Distrito Federal (<<http://www.paot.org.mx/centro/programas/suelo-corena.pdf>>)
- PAOT (Procuraduría Ambiental y de Ordenamiento Territorial). 2010. Evaluación de la vulnerabilidad ambiental que presenta el suelo de conservación por la pérdida de servicios ecosistémicos a consecuencia del cambio de uso de suelo.
- Santos, C., I. Escamilla, y A. Vieyra. 2009. Proyectos productivos versus la expansión urbana en Suelo de Conservación de la Ciudad de México. DF.
- Schteingart, M., y C. Salazar. 2003. Expansión urbana, protección ambiental y actores sociales en la ciudad de México. *Estudios Demográficos y Urbanos* 18:433-460.
- Sheinbaum-Pardo, C. 2011. La compleja problemática del Suelo del Conservación del Distrito Federal: apuntes para su conservación. *En*: E. Pérez-Campuzano, M. Perevochtchikova, y S. Ávila Foucat (Eds.). *Suelo de Conservación del Distrito Federal ¿Hacia una gestión y manejo sustentable?* Miguel Ángel Porrúa. México, DF: pp: 13- 38.

3.2

Información y conocimiento científico sobre el ciclo del carbono y gobernanza ambiental: condicionantes de la participación

Martínez Diana¹

¹El Colegio de México, Centro de Estudios Demográficos, Urbanos y Ambientales. Autor para correspondencia: dcmartinez@colmex.mx

Resumen

La gobernanza ambiental implica primordialmente, una nueva manera de visualizar los problemas ambientales y el planteamiento de las soluciones, a través de la integración de las dimensiones ambiental, social, política y económica. En este trabajo se parte del supuesto de que para lograr una gobernanza ambiental acertada y eficaz se requiere una base sólida de conocimiento e información científica que disminuya la incertidumbre en los procesos que conciernen a la gobernanza; a saber, participación democrática de todos los actores involucrados, arreglos institucionales, socialización del conocimiento, toma de decisiones e implementación de las decisiones adoptadas a través de los procedimientos adecuados. Se hace énfasis en el papel que juega la difusión y apropiación del conocimiento científico a los distintos actores sociales, políticos y económicos a través de canales especializados, así como en la importancia en que los conocimientos generados sean reflejados en la política pública ambiental.

Palabras claves: socialización del conocimiento, política pública ambiental, apropiación social, difusión, lenguaje de la investigación.

Introducción

En 2009 un escándalo sacudió a la comunidad científica, el llamado “climategate”, al ser publicados ciertos correos electrónicos entre algunos prominentes científicos del Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC) (de la Unidad de Investigación Climática de la Universidad de East Anglia en el Reino Unido), con lo cual se desató la duda sobre la veracidad de sus estudios, ya que la información filtrada dio pie a cuestionar la existencia y calidad de los datos que le atribuyen el carácter antropogénico al cambio climático, en parte debido a una supuesta manipulación de los datos y su interpretación forzada (Lezama, 2010). Esto es tan solo un ejemplo de lo delicado que es el manejo del conocimiento científico y de la información que se genera a través de éste, así como de la importancia que tiene actualmente en la toma de decisiones, ya que el Panel Intergubernamental es altamente influyente en la orientación de las políticas sobre cambio climático. El climategate cuestiona también la creencia generalizada de que el

conocimiento científico (basado en la investigación) es objetivo y ajeno a las manipulaciones (intencionales) humanas; es decir, su credibilidad, asimismo enfatiza la necesidad de que el conocimiento científico sea acercado a los sectores que generalmente no tienen contacto con este tipo de conocimiento, ya sea porque no cuentan con los medios para acceder a él o porque simplemente no les interesa por considerar que no es el tipo de información que necesiten en los procesos de deliberación para la toma de decisiones

La importancia de la información y el conocimiento científico constituyen el eje angular de este trabajo, enmarcados dentro de la gobernanza ambiental. Generalmente, se ha visto como tarea de los actores sociales y del gobierno el desarrollo e implementación de la gobernanza, ya que una de sus premisas es la interrelación que debe existir entre éstos. Sin embargo, es conveniente preguntarse, dentro de esta relación, hasta qué punto el conocimiento científico y la información son un canal de comunicación, o no, entre los actores y un determinante para la toma de decisiones (entendida como la hechura de políticas públicas), sin olvidar que el sector académico y científico es un actor relevante por sí mismo, por lo que puede influir de dos formas: como grupo y como generador de conocimiento.

El argumento que se maneja es que el conocimiento enfrenta al menos dos situaciones que permean su influencia en la generación de políticas públicas y en su apropiación por parte de la sociedad: los canales de divulgación y el lenguaje en que es traducido a los actores y tomadores de decisiones. Todo esto bajo el entendido de que la socialización del conocimiento científico debe ir más allá de la simple divulgación de los resultados, más bien, se hace imprescindible que los resultados y las metodologías utilizadas sean asumidas por la ciudadanía y las instituciones gubernamentales para una mejor interpretación y aplicación de los conceptos, los esfuerzos, los éxitos y fracasos a que se enfrenta la generación del conocimiento.

En el tema del ciclo del carbono (CC), esta observación cobra especial interés puesto que al ser uno de los componentes más importantes en el cambio ambiental global, no es de fácil entendimiento esta relación para la mayoría de los actores ajenos al sector académico, incluso, dentro de éste no se ha logrado “amarrar” la dimensión humana (social) del CC y por lo tanto, se dificulta la generación de políticas públicas que respondan a las implicaciones que tiene la alteración del CC en las actividades humanas y viceversa.

Gobernanza ambiental y participación social

Gobernanza (“governance”) es el concepto contemporáneo más recurrido para hacer referencia a formas de gobierno o de gestión ajenas a las tradicionales, sus múltiples definiciones comparten características que la identifican como una nueva manera de crear reglas y orden sin depender de la autoridad jerárquica del Estado (Betsill, 2009) y a su vez, como el resultado de la interacción, relación y redes entre los diferentes sectores (gobierno, sector privado y la sociedad civil). La gobernanza, además de incluir al gobierno como el facilitador de los procesos de participación y toma de decisiones (sin poder desprenderse en ciertos asuntos de su jerarquía), requiere forzosamente de la interacción de todos los actores relevantes (“stakeholders”) en la toma de decisiones (WGF, 2011) y debe enmarcarse dentro de conceptos básicos como la apertura e inclusividad, la participación, la

responsabilidad, la eficacia y la coherencia entre el actuar de los actores (Domínguez, 2006).

Derivado del concepto general de gobernanza, la gobernanza ambiental está relacionada directamente con la conservación, el uso y acceso a los recursos naturales, a través del conjunto de procesos e instituciones formales e informales entre los que se incluyen normas y valores, comportamientos y modalidades organizativas que funcionan a distinta escala. Es a través de estos procesos que el gobierno, la ciudadanía, las organizaciones, los movimientos sociales y los diversos grupos de interés, en fin, los actores relevantes, articulan sus intereses, median sus diferencias y ejercen sus derechos y obligaciones en relación a los recursos naturales (Siles *et al*, 2010) y a la gestión del ambiente en sus distintos ejes (conservación, protección, explotación de recursos naturales, etc.). La gobernanza ambiental va desde lo local hasta el ámbito nacional e internacional, por las propias características de los recursos que compartimos. Así, a cada nivel de escala le corresponden sus propias organizaciones, herramientas políticas, mecanismos financieros, marco normativo, y los procesos de protección ambiental.

Se menciona, líneas arriba, que la participación e interacción entre los actores es imprescindible para articular los procesos de gobernanza, lo cual significa el reconocimiento de que el gobierno no es el único responsable de llevarlo a cabo, sino que implica la participación de los diversos actores en la toma de decisiones, según el rol que cumplen en la sociedad (inclusividad) desde su planificación (planificación participativa) hasta su implementación y sobretodo, evaluación. Pese a la importancia que reviste, la participación es uno de los mayores déficits en el ámbito latinoamericano (Domínguez, 2006), y no por falta de su inclusión en el discurso gubernamental o social, ya que han habido esfuerzos importantes para articularlo transversalmente en el tema de política ambiental, sino por la falta de creación de espacios y medios adecuados para llevarlo a cabo, es decir, aun no se logra trascender del ámbito discursivo.

La participación no se reduce a emitir opiniones intuitivas, lo importante es la incidencia que puede tener en la hechura de políticas públicas, a través de la apertura de espacios, procesos democráticos, parámetros claros de las reglas del juego y -destacando particularmente- información oportuna, actual y accesible (en lenguaje y medios).

Información y conocimiento científico en la hechura de políticas públicas

Ante el panorama descrito, se abre la agenda de gobernanza para incluir un énfasis explícito en el conocimiento y los sistemas de evaluación (Young, 2009), en virtud de que los procesos de gobernanza dependen, de diferentes formas, del conocimiento, de sus procesos de generación y del uso o rechazo del conocimiento relevante obtenido (Chabay *et al.*, 2009). Por un lado, existe una compleja relación entre la producción, comunicación, apropiación y el uso del conocimiento científico, y por otro, entre los cambios en las actitudes y comportamientos de los individuos, grupos y sociedades. No es suficiente con generar el conocimiento que disminuya la incertidumbre sobre el CC, sino que se requiere que la sociedad se haga partícipe de los hallazgos y pueda tomarlos e identificarse con ellos.

La gobernanza, al significar nuevas formas en la toma de decisiones, implica también nuevas formas de asimilar el conocimiento científico que lo haga más efectivo dentro del contexto de la participación democrática. En otras palabras, no se llegará a un proceso democrático mientras los actores no tengan acceso a la misma información. En este sentido, la información se refiere a aquellos extractos del conocimiento que serán utilizados para un fin o propósito, Davenport (1999) recalca que el propósito fundamental de la información es precisamente, informar a la gente, lo cual no sirve de nada si no ésta no se interesa en la información que se genera. Asimismo, hace hincapié, en que la información en última instancia es un término colectivo para designar tres conceptos: datos, información y conocimiento, en donde los datos son entendidos como observaciones sencillas de los estados del mundo que se estructuran fácilmente, se capturan fácilmente en las máquinas y se transfieren con facilidad; la información como datos dotados de pertinencia y propósito, y el conocimiento como la información valiosa de la mente humana que incluye reflexión, síntesis y contexto (Davenport, 1999)

La generación de conocimiento y la información en sí misma no garantiza su inclusión en las políticas públicas, ni su apropiación inmediata en virtud de que se identifica una frontera entre el conocimiento basado en la investigación y la toma de decisiones. En opinión de Chabay *et al.* (2009) se requiere el diseño de procesos que organicen y disminuyan esta frontera e integren las diferentes formas de conocimiento (naturales y sociales) dentro y fuera de las instituciones académicas y de investigación. En particular, utilizando técnicas como la participación de los tomadores de decisiones, la mediación y traducción de los hallazgos que podrían ser efectivas para crear un puente entre estos mundos.

Algunas experiencias de creación de puentes lo constituye la labor de las organizaciones internacionales al sintetizar y traducir la investigación científica; sin embargo, explorar las implicaciones que tienen en política pública podría ser un vínculo más fuerte y efectivo entre ciencia y la toma de decisiones. Por otro lado, se destaca la responsabilidad que tienen los periodistas para asegurar que la ciencia y la política sea transmitida al público de forma que se fomente la participación objetiva (WRI, 2003). No obstante, conviene hacer un par de apreciaciones sobre los canales de comunicación y el tipo de información que se socializa.

Una primera apreciación consiste en que los actores relevantes, diferentes entre sí, necesitan manejar el conocimiento sobre el tema que van a tratar en los procesos de gobernanza; sin embargo, es un error utilizar el mismo canal para todos ellos y el mismo formato de la información, puesto que la recepción es condicionada por las características de cada grupo. Como segunda, el lenguaje en que es traducido el conocimiento juega un papel fundamental en la apropiación que los actores hagan de éste, ya que de este elemento dependerá en gran medida la pertinencia y propósito que se le atribuya a la información, en otras palabras, mientras el receptor no reconozca que está recibiendo un conocimiento útil, el proceso de transferencia no se simplificará (Davenport, 1999). Un mejor entendimiento permitirá visualizar la información de manera contextual, es decir, permitirá a los actores responderse, ¿para qué me sirve esta información?, y aplicarlo en la deliberación que se haga sobre un tema.

La apropiación del conocimiento, al igual que la participación, es a escalas: individuo, grupo, nación, etc. Lo mismo sucede con la generación del conocimiento, el cual debe ser capaz de influenciar en el nivel adecuado. El cambio global no es ajeno a las escalas, ya que dos tipos de fenómenos participan en él: a) aquel que altera las capas de fluidos del sistema de la Tierra (atmósfera o los océanos), y consecuentemente se experimenta a escala mundial (*e. g.*, cambio en la composición de la atmósfera, cambio climático, destrucción de la capa de ozono en la estratosfera, aumento de radiación ultravioleta), y b) aquel que ocurre en sitios discretos, pero tan ampliamente distribuido que constituye un cambio global (*e. g.*, pérdida de la biodiversidad, cambio en el uso del suelo, cambios en la química atmosférica, invasiones biológicas) (Jaramillo, 2004).

Las organizaciones internacionales manejan información predominantemente global que es permeada a los gobiernos nacionales; no obstante, los hallazgos circunscritos a una microcuenca, a un ecosistema local, ¿se integran en la política pública local y nacional? En un primer acercamiento, en México la respuesta sería negativa, ya que es difícil encontrarse con políticas producto de investigaciones locales que hayan sido apropiadas por la sociedad y aceptadas por los tomadores de decisiones. Si como afirman los expertos, el denominador común de los componentes del cambio ambiental global es el ser humano y sus actividades (Jaramillo, 2004), y uno de estos componentes es precisamente la alteración del CC, se eleva a carácter prioritario la investigación que aborde las alteraciones al CC y las afectaciones que tienen en la vida en sociedad, es decir, la dimensión humana del CC y la generación de políticas en las que se refleja el entendimiento de esa relación.

Conclusión

Entendida la gobernanza como una forma de toma de decisiones aceptada teóricamente y que permea cada vez más los discursos de los actores tomadores de decisiones, se considera que se requiere el posicionamiento del conocimiento científico como uno de los ejes articuladores de la participación de éstos en los procesos deliberativos. Particularmente en el tema del CC, la información y el conocimiento científico se convierten en condicionantes previos a una buena participación que por un lado sea objetiva y entienda las implicaciones de un tema tan complejo en su dimensión humana, y que por el otro, sea capaz de generar políticas públicas, de manera que el conocimiento además se constituya como una fuente confiable en la toma de decisiones sobre el CC y que no sean en vano los esfuerzos científicos por dilucidar los enigmas que ofrece la naturaleza.

Referencias bibliográficas

- Betsill, M. 2009. Governance and authority in the global carbon market. Update Magazine of the International Human Dimensions Programme on Global Environmental Change November 2006: 9-13.
- Chabay, I., B. Siebenhuner, J. Van Eijndhoven, and M. Schreurs. 2009. Earth system governance from the perspective of the knowledge, learning, and societal change IHDP initiative. IHDP Update Issue 3: 69-73.

- Davenport, T. 1999. *Ecología de la información. Por qué la tecnología no es suficiente para lograr el éxito en la era de la información.* Oxford.
- Domínguez, J. 2006. La gobernanza del agua en México y el reto de la adaptación en zonas urbanas: el caso de la Ciudad de México. *Anuario de Espacios Urbanos* 2: 273-298.
- Lezama, J.L. 2010. Watergate Climático. *Periódico El Reforma*. Febrero 13.
- Jaramillo, V. 2004. El ciclo global del carbono. *En: J. Martínez, y A. Fernández (Comp.). Cambio Climático: Una Visión desde México.* SEMARNAT/INE. México.
- Siles, J., y I. Gutiérrez . 2010. Fortalecimiento de los grupos locales para la gobernanza ambiental, un análisis a partir de los capitales de la comunidad. *Recursos Naturales y Ambiente* 59: 130-137.
- WGF (Water Governance Facility at SIWI). 2011. *Training manual on water integrity, United Nations Development Programme.* Stockholm International Water Institute.
- WRI (World Resources Institute). 2003. *Ecosystems and Human Well-Being: A Framework for Assessment.* Island Press.
- Young, O. 2009. Institutions, governance, and the evolution of the IHDP. *Update Magazine of the International Human Dimensions Program on Global Environmental Change* November 2006: 7-8.



3.3

Mecanismo y políticas de mitigación de GEI en China: una visión desde México

Valenzuela José María

Fundación Desarrollo Sustentable A.C., Reforma 222, Torre 1, Piso 18, Col. Juárez. C.P. 06600. México D.F. Autor para correspondencia: josemaria@fds.org.mx

Resumen

En el último lustro, China ha experimentado una revolución en materia de políticas de energía y cambio climático. En tan sólo cinco años redujo la intensidad energética en 20%, y se espera que en los siguientes cinco años, durante la duración del 12vo Plan Quinquenal la reducción en la intensidad energética sea de al menos 16% y la reducción en la intensidad de carbono de 17%. La relación que guardan los mecanismos internacionales y las políticas autónomas muestran, en el caso de China, una condición especial debido a la dimensión de su economía. Este estudio, centrado en la interacción estratégica del estado, apunta hacia la importancia del entorno internacional, los intereses y actores internos y los legados institucionales, especialmente respecto a las relaciones del gobierno nacional con los gobiernos sub-nacionales y de éstos con la industria. Esta investigación devela el modo en que una tradición de profunda participación estatal en la economía inhibe la búsqueda de soluciones económicamente eficientes, pero favorece políticas de amplio alcance. La investigación, además, muestra la importancia de un sistema de incentivos adecuado para los gobiernos locales, que favorezca su participación en una agenda que aún es primordialmente del gobierno nacional. Esta investigación fue posible gracias al apoyo de la Iniciativa de Cambio Climático de la Universidad de Tsinghua y realizada en el curso del verano 2010 al verano de 2011, en la ciudad de Beijing.

Palabras clave: desarrollo de bajo carbono, instrumentos de mercado, planeación económica.

Introducción

En años recientes, diversos países en desarrollo han implementado políticas de mitigación y sustentabilidad energética con considerable rapidez. La literatura más reciente sobre el desempeño en el desarrollo de políticas relacionadas con cambio climático ha estado centrado en casos nacionales, y los análisis comparativos suelen concentrarse en asuntos específicos, como el Mecanismo de Desarrollo Limpio (Ganapati y Liu, 2008; Friberg, 2009). Otro número importante de estudios se ha concentrado en presentar una visión sistémica internacional encontrando en ello los elementos esenciales para entender las dinámicas de la agenda de mitigación a todos los niveles (Stewart *et al.*, 2009; Muller,

2010). En menor número, propuesta como la de Anthony Giddens (2009) presentan una interpretación profundamente política, aunque limitada como herramienta comparativa por estar basada en categorías más bien funcionales para el parlamentarismo en países desarrollados. Esta investigación se propone realizar una aportación a esta agenda comparativa, sistematizando los elementos clave en el patrón de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) relacionadas con la energía, su potencial de mitigación y las instituciones políticas y económicas a nivel central y local. Esto permitirá realizar comparaciones directas o indirectas con las condiciones de México, y permite además poner en perspectiva el desarrollo de instrumentos internacionales para los cuales es esencial la posición de países como China y México.

De acuerdo con este análisis las estrategias de mitigación de GEI son definidas por los estados como una respuesta a expectativas internacionales, pero su forma precisa depende directamente de la configuración de intereses internos, así como los legados institucionales y las tradiciones de política pública de cada país. Por lo tanto, comprender el modo en que los estados enfrentan la agenda de mitigación requiere conocer, primero, la naturaleza y profundidad de los compromisos internacionales, segundo, la disposición de actores e intereses de acuerdo con la estructura potencial de mitigación y su orientación económica y, por último, las instituciones que existen para influir en la economía y promover el desarrollo desde el estado.

Materiales y métodos

El análisis está dividido primero en un ejercicio deductivo a partir de la aplicación de economía clásica, así como un proceso de inducción sobre intereses y estructuras de interacción en la sociedad.

Primero. Ante una agenda de mitigación de GEI, vista ésta como medidas para la transformación de las prácticas de producción y consumo, los actores actúan de manera similar, siendo las circunstancias las que provocan respuestas diferentes. Esta proposición nos permite realizar comparaciones entre sectores nacionales en relación con los diferentes contextos. Aunque la maximización de beneficios marginales no refleja la amplia gama de variables conductuales de los actores económicos en cada uno de los diferentes entornos y regímenes a nivel mundial (Elguea, 2008), China se desenvuelve como una economía de mercado y, por lo tanto, existen amplias estructuras sociales propias del mercado para la distribución de recursos económicos. Esto significa que hay mecanismos de asignación marginal de recursos; es decir, mediante intercambios en el mercado o sus sustitutos, y en un entorno de fuerte competencia entre firmas. Cabe destacar, que muchas de las actividades en los que se centra el potencial de mitigación son propias del proceso productivo inmerso en las cadenas de producción-comercialización de bienes y servicios haciendo aún más adecuado el uso de tales supuestos.

El estudio se centra en el análisis de las curvas de abatimiento marginal, que representan el costo de reducir cierto volumen de GEI mediante una modificación tecnológica o de prácticas frente a un escenario tecnológico inercial o línea base. Cada actividad o intervención que permite la mitigación de GEI tiene un costo negativo (ahorro) o positivo,

que representa la relación entre el costo de implementación y los ahorros en insumos a la producción o recursos consumidos (Figura 1).

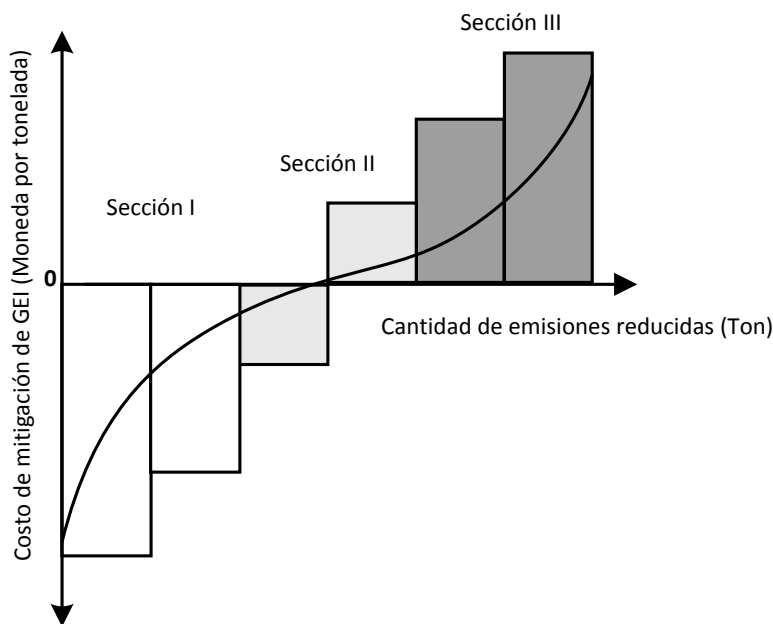


Figura 1. Gráfica ilustrativa de las curvas de abatimiento potencial.

Usando las curvas de abatimiento marginal es posible inducir la posición de los actores involucrados respecto a la intervención propuesta. Los actores pueden ser más o menos entusiastas. Entre más costoso, menos probable será que los actores asuman una actitud proactiva, entre menos costoso, más probable será que tal acción ocurra. Mckinsey & Co. publicaron en el 2009 la curva de costos de abatimiento marginal de China, por lo que se usa como insumo esencial para describir el potencial de mitigación de ese país. Para México, estudios similares han sido presentados también por Mckinsey & Co., el Centro Mario Molina (2009), y el Banco Mundial (2009).

Segundo. Las curvas de abatimiento no sólo están relacionadas con la geografía o la condición tecnológica de un país, sino con los entornos institucionales, pues aún con mercados globales de tecnología las decisiones son diferentes entre cada uno de ellos. En China la división entre el gobierno nacional y sub-nacional es especialmente importante, debido a la injerencia de estos últimos en todos los sectores relevantes de la economía, incluido el financiero, energético, industrial y la construcción. Sin embargo, las autoridades sub-nacionales no tienen responsabilidad en el entorno internacional y su limitado papel en las negociaciones de cambio climático es sólo el reflejo de esta circunstancia. El análisis institucional está fundamentado en una robusta tradición de sociología política y de economía política sobre la posición del estado frente al desarrollo económico y sobre la relación entre actores dentro del estado, especialmente en relación con intereses

económicos locales (Oi, 1995; Montinola *et al.*, 1995; Shen, 2005; Lieberthal, 2004; Qi-Zhang y Li, 2008; Naughton, 2006; Hu, 2008). Sin embargo, fue necesario realizar un análisis cuidadoso de leyes y estrategias oficiales en materia de mitigación, incluidos planes sub-nacionales.

Las estadísticas sobre emisiones de GEI y consumo energético provienen de la información del Carbon Dioxide Information Analysis Center (Boden *et al.*, 2010), y el Departamento de Energía de Estados Unidos (EIA, 2011).

Resultados y discusión

Las emisiones de China han aumentado de manera importante en los últimos tres lustros, en especial las emisiones relacionadas con el consumo de energía. Aunque los sistemas de cuantificación no han sido homogenizados, las metodologías por contar con rasgos similares ofrecen una visión de dicho aumento (Cuadro 1). Las acciones emprendidas por China se encuentran, en su mayoría en la primera y segunda sección de las curva de abatimiento generando inclusive ahorros a nivel social. Sin embargo, algunas inversiones del gobierno se encuentran, en realidad, en la tercera sección de la curva de abatimiento (Cuadro 2, 3 y 4). Esto es contra intuitivo para una economía en desarrollo de ingreso medio bajo.

Cuadro 1. Proporción de emisiones relacionada a la energía de China

<i>Comunicación Nacional más reciente ante la CMNUCC (último año existente)</i>		
(1994)		
Emisiones totales (MtCO ₂ e)	4,057.3	
Emisiones relacionadas con energía (MtCO ₂ e)	3,000.8	73.9%

Energy Information Administration, Estados Unidos de América

(2009)		
Emisiones por el consume de energía (MtCO ₂)	7,706.82	

La Comunicación Nacional de la República Popular China fue entregada en 2004 con información de 1994, y la información presentada aquí no incluye sumideros de carbono, uso de tierra, cambio de uso de tierra y forestería (Subsidiary Body for Implementation, 2005). El Energy Information Administration calcula las emisiones del consumo de petróleo, gas y carbón Boden *et al.* (2010).

Cuadro 2. Reducciones potenciales del sector energético

Escenario de línea base 2030	14.5 GtCO ₂ e	
Potencial total de abatimiento	6.7 GtCO ₂	
Potencial de abatimiento en relación a la energía	5.4 GtCO ₂	≈80%

Desarrollado a partir de la información provista en McKinsey (2009).

Cuadro 3. Potencial de abatimiento por área de solución

Sector eléctrico	2.8 GtCO ₂
Industrias de altas emisiones	1.6 GtCO ₂
Edificios y electrónicos	0.4 GtCO ₂
Transporte	0.6 GtCO ₂
Desarrollado a partir de la información provista en McKinsey (2009).	

Cuadro 4. Compromisos de China

Para 2010	20 % reducción en intensidad energética
Para 2015	16 % reducción en intensidad energética 17 % reducción en intensidad de emisiones
Para 2020	40-45% reducción en intensidad de emisiones en comparación con 2005

El análisis institucional muestra que las políticas adoptadas por el gobierno central chino en la década de 1960, en el periodo conocido como el Gran Salto Adelante provocaron enormes ineficiencias en el uso de los recursos. El giro hacia la industria ligera de la década de 1980 mejoró enormemente el patrón de eficiencia energética, mostrando un decrecimiento secular en la tasa de PIB por unidades de energía consumidas. Sin embargo, esta tendencia se revirtió durante el primer lustro de la década de 2000, obligando al gobierno central a adoptar la meta de reducir en 20 por ciento la intensidad energética de la economía en el periodo 2006-2011 (5vo Plan Quinquenal). Este análisis también muestra el particular papel de la inversión fija de capital que se ha mantenido como la más alta en su historia moderna, permaneciendo por arriba del 40%, superior al experimentado aún en las etapas de planeación central clásica (Naughton, 2008). Además el papel de China en la economía mundial significa que una porción importante de emisiones de GEI estén ligadas a su modelo exportador. Se estima que el 12.64% del total de emisiones de CO₂ estaba contenida en las exportaciones, para el año 2007 (Li y Qi, 2010).

China eligió definir sus metas en términos de intensidad de emisiones y no una reducción absoluta o en comparación con una línea base (Cuadro 4). Esto se debe a las altas tasas de crecimiento esperadas que hacen por un lado inviable pensar en una reducción absoluta y que hacen altamente inciertas las de una línea base de comparación. China ya adopta amplias medidas centradas en el desarrollo de mercados y, en ese sentido, se enfatiza la necesidad de mejorar la eficiencia energética y otras soluciones económicamente eficientes. Sin embargo, a diferencia de otros países, las políticas chinas en este sentido están claramente dirigidas a la producción y no necesariamente al consumo, debido a la alta tasa de inversión en capital fijo y una bajísima tasa de consumo como proporción del PIB. El papel de los instrumentos de financiamiento internacional resulta marginal en términos financieros; sin embargo, ostensiblemente tienen un impacto para cerrar la brecha tecnológica.

La práctica China muestra una interacción activa con el estado con los diferentes sectores productivos, sean estos de propiedad del gobierno central, de los gobiernos locales o de privados, para lo cual ha utilizado una amplia gama de herramientas de restructuración de la producción, incluidos importantes cantidades de subsidios y transferencias directas. Esto ha permitido grandes ahorros energéticos, pero también políticas fiscalmente costosas de apoyo a energías renovables y vehículos eléctricos.

Los gobiernos subnacionales han desempeñado un papel esencial. El gobierno central utiliza un sistema de evaluación de desempeño basado en un rígido sistema de sanciones e incentivos personales. Este sistema ha permitido la efectiva aplicación de metas de eficiencia energética a nivel local. Estos mecanismos de evaluación burocrática son contrastantes con los mecanismos de evaluación electoral propios de sistemas federados y con elecciones en todos los niveles de gobierno –como México. El gobierno central ha sido capaz de transmitir responsabilidades a los gobiernos sub-nacionales, los cuales poseen una gran capacidad para influir en las cadenas de producción en su jurisdicción; sin embargo, el gobierno central está limitado en el número de responsabilidades sobre las cuales puede ejercer un sistema de control efectivo.

Conclusión

Se sostuvo que las curvas de abatimiento marginal son una poderosa herramienta para identificar a los actores, a partir de los cuales es posible iniciar a identificar los intereses y relaciones relevantes para la implementación de una estrategia de mitigación.

Asimismo se argumentó que las decisiones del estado en esa agenda de mitigación están enmarcadas, más no determinadas, por la historia institucional y los legados en políticas públicas. Las elecciones del estado chino muestran una preferencia por las soluciones relacionadas con la eficiencia energética, pero más claramente en el ámbito de la producción industrial. En esta agenda ha sido esencial la participación de los gobiernos subnacionales, ya sea por su papel como regulador o como propietario de las empresas involucradas en la estrategia. El conjunto de políticas tiene dos puntos débiles. Primero, que puede resultar fiscalmente demasiado costoso, considerable para un país con otras necesidades de inversión social y económica. Y, segundo, porque la cercanía entre los intereses de gobiernos sub-nacionales y empresas puede dificultar la implementación de políticas de mitigación más ambiciosas, cuando éstas afectan de manera importante el desenvolvimiento de la economía local, sin compensaciones adecuadas, reforzando las presiones fiscales.

La experiencia de China arroja luz sobre la importancia de mostrar prudencia respecto a las políticas que implican transferencias y subsidios, especialmente cuando las curvas potenciales de abatimiento muestran grandes oportunidades en la primera y segunda sección, en las que aún existen ahorros considerables. También muestra la importancia de desarrollar mecanismos de involucramiento en las decisiones de restructuración productiva, especialmente para reducir costos de transacción o cuando se desea tener un efecto circunscrito a sectores clave. La experiencia sobre la participación de sus gobiernos subnacionales muestra la necesidad de encontrar mecanismos para la alienación de intereses. En el caso de China esto se logra mediante su sistema de planeación-evaluación, pero es un



instrumento inadecuado para un sistema federal. Sin embargo, el elemento que consolida la funcionalidad del sistema reside en que las medidas implementadas por los gobiernos subnacionales sí promueven la eficiencia en el uso de los recursos, especialmente la electricidad.

Referencias bibliográficas

- Boden, T. A., G. Marland, and R. Andres. 2010. Global, Regional, and National Fossil-Fuel CO₂ Emissions. Oak Ridge Carbon Dioxide Information Analysis Center. Oak Ridge National Laboratory.
- Energy Information Administration (EIA). 2011. International Energy Statistics. (<http://www.eia.gov/cfapps/ipdbproject/IEDIndex3.cfm?tid=90&pid=44&aid=8>)
- Elguea, J. 2008. Razón y Desarrollo. El Colegio de México. México.
- Friberg, L. 2009. Varieties of carbon governance: the clean development mechanism in Brazil a success story challenged. *The Journal of Environment and Development* 18: 395-424.
- Ganapati, S., and L. Liu. 2008. The Clean Development Mechanism in China and India: A Comparative Institutional Analysis. *Public Administration and Development* 28: 351-362.
- Giddens, A. 2009. *The Politics of Climate Change*. Polity Press. Cambridge.
- Hu, A. 2009. Can China's growth be sustained? A productivity perspective. *World Development* 7: 874-888.
- Information Office of the State Council of the People's Republic of China. 2007. China's Energy Conditions and Policies (<http://www.ccchina.gov.cn/WebSite/CCChina/UpFile/File229.pdf>).
- Li, H., and Y. Qi. 2010. Carbon embodied in international trade of China and its emissions responsibility. *Chinese Journal of Population, Resources and Environment* 8: 1-8.
- Lieberthal, K. 2004. *Governing China*. W. W. Norton & Company. New York, USA.
- McKinsey & Company. 2009. China's green revolution. Prioritizing technologies to achieve energy and environmental sustainability. (http://www.mckinsey.com/locations/greaterchina/mckonchina/reports/china_green_revolution.aspx).
- Montinola, G., Y. Qian, and B. R. Weingast. 1995. Federalism Chinese style: the political basis for economic success in China. *World Politics* 48: 50-81.
- Naughton, B. 2006. *The Chinese Economy Transition and Growth*. MIT Press. Cambridge.
- Oi J. C. 1995. The role of the local state in China's transitional economy. *The China Quarterly* 144: 1132-1149.
- Qi, Y., H. Zhang, and H. Li. 2008. Translating a global issue in to a local priority: China's local government response to climate change. *The Journal of Environmental Development* 17: 379-400.
- Shen, Y. 2005. Central-provincial relations at the CCP central committees: institutions, measurements and empirical trends 1978-2002. *The China Quarterly* 182: 338-355.

- Stewart, R. B., B. Kingsbury, and B. Rudyk .2009. Climate Finance: Key Concepts and Ways Forward, Harvard Project on International Climate Agreements. <http://belfercenter.ksg.harvard.edu/publication/19772/climate_finance.html>.
- Subsidiary Body on Implementation of the UNFCCC. 2005. Sixth compilation and synthesis of national communications from Parties not included in Annex I to the Convention. (<http://unfccc.int/resource/docs/2005/sbi/eng/18a02.pdf>)



3.4

Análisis de la capacidad administrativa del gobierno del Distrito Federal y el cambio climático

Rosas Huerta Angélica¹

¹Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco, Departamento de Política y Cultura. Calzada del Hueso 1100, Col. Villa Quietud, C.P. 04960, D.F., México. Autor para correspondencia anrosas@gmail.com

Resumen

Existen varios gobiernos centrales y locales que están impulsando acciones orientadas a atender el cambio climático; sin embargo los resultados pueden ser afectados, entre otros aspectos, por su propia capacidad administrativa (CA). En este sentido, el presente trabajo busca analizar la capacidad administrativa que el gobierno del Distrito Federal (D. F.) está construyendo para atender el cambio climático (CC).

Palabras claves: evaluación institucional, modelo de referencia, factores institucionales, gobierno local.

Introducción

Actualmente, varios gobiernos centrales y locales han impulsado acciones enfocadas a mitigar el CC. Algunos de ellos se ven obligados, por acuerdos internacionales, a impulsar acciones enfocadas a atender este problema; otros gobiernos, principalmente de países en vías de desarrollo, no están comprometidos, pero se suman al esfuerzo; es el caso del gobierno del D. F. Sin embargo, los resultados de las intervenciones pueden ser afectados, entre otros aspectos, por su propia CA¹. Frente a ello se plantean las siguientes interrogantes ¿qué capacidad administrativa está construyendo el gobierno del D. F. para atender el problema? y ¿cuáles son sus fortalezas y debilidades?

¹ Desde una perspectiva institucional, la CA es entendida como las habilidades técnico-burocráticas del aparato estatal requeridas para alcanzar sus objetivos. Esta capacidad es uno de los dos componentes que determinan la capacidad institucional de los gobiernos. En la CA está presente el nivel micro y meso de la CI. El nivel micro hace alusión al individuo, al recurso humano dentro de cada organización. El segundo nivel es el meso y se enfoca a la organización, es decir, a la capacidad de gestión. Este nivel se centra en el fortalecimiento organizacional como área de intervención para construir capacidad, se encuentra en la organización misma y en el conjunto de organizaciones con las cuales ella se relaciona para funcionar efectivamente (Rosas, 2011).

Materiales y métodos

El análisis de la CA se realiza a través de un modelo de referencia compuesto por dos componentes, capacidad administrativa y capacidad política, tres niveles, micro, meso y macro y sus principales factores institucionales y sus atributos. En el nivel micro se ubica el factor recurso humano, en el nivel meso se componen del reconocimiento público, la autoridad, la cooperación-coordinación y los recursos económicos².

El modelo se construyó en dos momentos. En el primero, se realizó una revisión de algunos estudios que han analizado la capacidad institucional de aquellos gobiernos nacionales interesados en atender el CC, así como de los decretos, planes y programas de CC de algunos gobiernos locales³. Esta revisión permitió identificar la recurrencia con que los factores se presentan en dichos estudios y seleccionar aquellos que estuvieran presentes en más de la mitad de ellos, así como sus atributos. De igual forma, dicha selección se realizó tomando en cuenta la similitud de contextos o situaciones con el D.F. y la opinión de informantes clave⁴, la cual fue recuperada a través de una entrevista semiestructurada. En un segundo momento se validaron estos factores institucionales y sus atributos, así como se incorporaron otros que no habían sido tomados en cuenta. La validación e incorporación de factores y atributos se realizó tomando en cuenta la opinión de 30 expertos en el tema. La recuperación de dicha opinión se dio a partir de la aplicación de un

² Los atributos de los recursos humanos son los siguientes: 1. Número de personas dedicadas, 2. Tipo de personal, 3. Tiempo de dedicación, 4. Tipo de contratación, 5. Idoneidad del perfil, 6. Capacitación, 7. Personal con capacidad de liderazgo, 8. Con posibilidad de hacer carrera y de especializarse, y 9. Puestos operativos independientes de la política. Los atributos del reconocimiento público son: 1. Organizaciones con la autoridad, 2. Asignación suficiente de recursos económicos y recursos humanos, 3. Recursos humanos capacitados, 4. Marco legal específico al CC, 5. Programas enfocados exclusivamente al CC, y 6. Voluntad política. Los atributos de la autoridad son: 1. Marco legal que defina y establezca responsabilidades, 2. Responsabilidades establecidas, 3. Actores gubernamentales responsables, 4. Otorgamiento de poder a los responsables, 5. Capacidad y poder para influir en otras organizaciones, 6. Organización interdisciplinaria e interinstitucional científica, 7. Comunidad científica con autoridad, y 8. Asignación de recursos a la organización. Los atributos de la cooperación y coordinación son: 1. Cooperación y Coordinación (CoC) vertical y horizontal, 2. CoC intergubernamental e intersectorial, 3. CoC sustentada en objetivos comunes, en una visión común e integral, 4. CoC con organismos nacionales e internacionales, con organismos no gubernamentales y con otros países, 5. CoC con base en estrategias, 6. Organización y personal con capacidad y liderazgo, 7. Estructuras e instrumentos que permitan la CoC, 8. Organización autogestiva. Por último los atributos de los recursos económicos son: 1. Presupuesto público (PP) destinado para el pago de sueldos y salarios, 2. PP para la coordinación de acciones enfocadas al CC, 3. Existencia de un programa operativo, 4. PP para llevar a cabo las decisiones, 5. Disponibilidad de recursos económicos para capacitar al personal de la organización, 6. Vigilancia de la utilización de los recursos económicos (Rosas, 2011)

³ Los documentos revisados fueron: Willems y Baumert, 2003; Valya y Eneffect, 2003; Gupta, 2003; Center For Clean Air Policy, 1999; Tudela, 2003; Gobierno de Madrid, 2008; Greater London Authority, 2007; Villaraigosa, 2007; Bloomberg, 2006; Office of Sustainable Development and Finance, Budget and Tax Office, 2005; Tejeda *et al.*, 2008.

⁴ Los informantes clave, son personas que saben del tema y que tiene que ver con la gestión del CC en un gobierno local.

cuestionario a través de un ejercicio Delphi⁵. Cabe comentar que el análisis de la CA que el gobierno del D. F. está construyendo para atender el CC se realiza a partir de la aplicación parcial de un análisis FODA, en este sentido, primero, se construye la valoración identificando la presencia o ausencia de los principales factores institucionales de referencia seleccionados y validados, así como en la descripción de sus atributos. Posteriormente se señalan las fortalezas y debilidades de dicha capacidad.

Resultados y discusión

El gobierno del D. F. está construyendo una CA que le está permitiendo atender el asunto del CC. Dicha CA está determinada, principalmente, por los factores institucionales que componen el modelo de referencia. Empero, el reconocimiento que el gobierno otorga al problema, factor que se ubica en el nivel meso de la CA, es el que detona su construcción y/o desarrollo. En este sentido, dicha capacidad, así como los factores que la determinan están en función de dicho reconocimiento. Éste no se dio *de facto*, sino fue un proceso paulatino que se inicia en el 2001 y se fortalece en el 2008 cuando se da a conocer el Programa de Acción Climática de la Ciudad de México, éste es el primer programa que diseña el gobierno local con la única intención de impulsar acciones que permitan que la Ciudad atienda el asunto del CC. Por ello, el contar con un programa representa otra fortaleza, ya que éste funge como el instrumento rector de las actividades que el gobierno desarrolla en torno al CC. Otra fortaleza se ubica en la voluntad política del jefe del gobierno para reconocer al CC como objeto de su acción y como objeto sobre el que ha decidido actuar. Ésta representa una fortaleza ya que se evidencia un interés, compromiso y buena disposición del jefe de gobierno, dicha voluntad no sólo ha quedado en declaraciones, sino se ha expresado en el desarrollo que ha experimentado la propia CA. Existen otros atributos que caracterizan el reconocimiento público pero debido a que éstos también caracterizan a los otros factores institucionales se decide exponerlos más adelante.

Por otro lado, los recursos humanos con los que cuenta el gobierno para atender el CC representa un factor institucional que se ubica en el nivel micro de la CA. Revisando este factor en el gobierno del D.F. se observa que su CA se ve determinada positivamente por la existencia de personal adscrito a la Dirección de Programa de Cambio Climático y

⁵ Dichos expertos se encuentran ubicados en el gobierno (5 autoridades federales y locales de México encargadas de la gestión del CC), en el sector privado (1 persona encargada del CC en la Comisión de Estudios del Sector Privado para el Desarrollo Sustentable), en organismos internacionales (3 especialistas mexicanos que participan en el Panel Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático), en organismos no gubernamentales (2 personas encargadas del cambio climático en Greenpeace, Centro Mexicano de Derecho Ambiental, A. C) y en la academia (19 investigadores que se han dedicado al estudio del CC en sus diversos aspectos y se encuentran adscritos a una institución de educación superior; así como investigadores miembros del Programa Mexicano de Carbono). Cabe precisar que tomando en cuenta el grado de homogenización de opiniones y la disponibilidad a participar de los panelistas se decidió realizar dos circulaciones del cuestionario. En cuanto al cuestionario, éste quedó estructurado en cinco preguntas organizadas en cuatro secciones: la sección relacionada con los factores determinantes de la capacidad institucional y su relevancia; la sección II orientada a averiguar sobre las relaciones que muestran entre sí dichos factores; y la sección III sobre los atributos de dichos factores en el gobierno del D. F.

Proyectos MDL⁶ y encargado exclusivamente del asunto⁷. Hasta el 2009 la dirección contaba con ocho personas que se encargaban del problema. El que se cuente con este personal, representa una fortaleza porque de acuerdo con Evans (1996), Alonso (2001), los cuadros burocráticos son sumamente importantes para el funcionamiento estatal, éstos son la base para el éxito de cualquier acción o política. Sin embargo, hay que señalar, como bien lo indican Meppen y Bourke (1999), Robinson (2004) y Meira (2009), que los problemas ambientales deben ser atendidos por todas las dependencias gubernamentales, debe existir una participación articulada de instancias pertenecientes a diferentes sectores de la actividad gubernamental. Por lo anterior, se tiene que reconocer que actualmente la CA del gobierno del D. F. también está determinada por el personal adscrito a otras áreas del gobierno responsables. Empero, para el gobierno del D. F. fue positivo contar con personal encargado exclusivamente del problema, ya que funcionó de catalizador para que el asunto se atendiera por las autoridades gubernamentales.

La estructura del personal adscrito a la dirección representa otro aspecto que favoreció la construcción de la CA del gobierno del D. F., ya que el personal se distinguió por ser operativo (7 de 8), de tiempo completo (5 de 8) y definitivo (5 de 8). En principio, esto sugiere un buen comienzo en la construcción de dicha capacidad, pues de acuerdo con Hintze (2002) para atender problemas públicos, el gobierno debe contratar con personal operativo, el cual se caracterice por producir resultados mediante el uso de los recursos materiales y a ejecutar decisiones previstas con anterioridad; que dedique toda su jornada de trabajo a producir esos resultados y que cuente con plazas permanentes. Si bien el personal es la base del éxito en la atención del asunto del CC, lo cierto es que sus cualidades determinan su actuación en sus funciones, es el caso de la idoneidad del perfil, la capacitación y el liderazgo. En cuanto a la idoneidad del perfil se concluye que aquí se ubica otro de los aspectos que favorecieron la construcción de la CA del gobierno del D. F., ya que los dos responsables principales de la gestión del CC son ingenieros y las tres personas que dan apoyo a las actividades para poner en marcha el Programa de Acción Climática de la Ciudad de México también tienen una formación en ingeniería y en física. Es una fortaleza porque su formación está directamente relacionada con el aprovechamiento de la energía, éste es un aspecto fundamental para atender el CC. Sin embargo, y retomando los aportes de Meppen y Bourke (1999), y Robinson (2004), para desarrollar la habilidad de las instancias gubernamentales para atender un problema como el CC se requiere la participación de varias disciplinas para crear una visión y soluciones basada en los conocimientos interdisciplinarios. Si sólo está presente una disciplina, como la ingeniería, entonces se corre el riesgo de que exista un dominio disciplinario en la atención del problema. Por lo anterior, es importante señalar aquí que, lo que de momento

⁶ Esta Dirección es la instancia encargada de institucionalizar el CC como problema público entre las diversas organizaciones gubernamentales del D. F., así como de la gestión y coordinación de las acciones orientadas a la mitigación de las emisiones de GEI. Ésta es un área adscrita a la Dirección General de Planeación y Coordinación de Políticas de la Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal.

⁷ La información requerida para describir este factor institucional en el gobierno del D. F. fue proporcionada por la Oficina de Información Pública de la Secretaría del Medio Ambiente, el 14 de abril del 2009, con folio: 0112000043609-001.



constituye una fortaleza inicial, a futuro podría tornarse en una debilidad y por lo tanto en una limitante para el fortalecimiento de dicha capacidad. Es por ello que deberá actuarse en la contratación de personal con otras formaciones, capacitando a los recursos humanos en otras disciplinas o bien apoyarse de expertos formados en diferentes disciplinas que funjan como asesores.

Otro de los aspectos que contribuyeron en la construcción de la CA se refiere a la capacitación y especialización que el personal ha recibido. Empero esta fortaleza se acompaña de dos aspectos que le impiden al gobierno del D. F. fortalecerla. El primero se refiere al tipo de capacitación y actualización recibida, ya que ésta se caracteriza por ser de naturaleza analítica y técnica del asunto y no existe una capacitación en cuestiones directamente relacionadas, por ejemplo al “policy making”. Ante esta limitante se propone que el gobierno instrumente programas de capacitación a fin de mejorar el talento intelectual indispensable para la formulación de políticas. Dicha capacitación no sólo puede incrementar la pericia técnica, sino, a decir de Hintze (2002), contribuye a establecer valores que apunten a la racionalidad común, el surgimiento de un espíritu de grupo y el mayor prestigio de los funcionarios. La segunda debilidad hace alusión a los recursos económicos. Hasta el momento el gobierno del D. F. ha dependido de las invitaciones de organismos internacionales para capacitar y especializar al personal encargado del problema. Los gastos realizados por el personal para participar en dichos eventos han sido pagados por las organizaciones que invitan.

La última fortaleza que se ubica en el personal es la capacidad que ha mostrado para influir en otras organizaciones gubernamentales y de incentivarlas para llevar a cabo las acciones planteadas en el Programa de Acción Climática. Esto queda evidenciado en los avances que se tienen de las acciones contempladas en dicho programa⁸. Sin embargo, estos resultados no son exclusivos del liderazgo que caracteriza al personal sino también a la relación que se establece entre éste, la voluntad política del jefe de gobierno y la cooperación y coordinación desarrollada entre las autoridades gubernamentales. Es decir, son producto de la relación que se establece entre el factor recurso humano y los otros factores que determinan la CA.

La autoridad con la que cuenta la organización gubernamental para atender el asunto del CC representa otro de los factores que favorecieron la construcción de la CA del gobierno de la Ciudad ya que el gobierno contó con un marco jurídico que establecía, y actualmente lo hace un sistema de división de atribuciones en materia de medio ambiente⁹, el cual le permitió incorporar en el Reglamento Interior de la Administración Pública del D. F. las competencias/atribuciones de la organización gubernamental del D. F. en materia de CC (Dirección de Programa de CC y proyectos MDL). Empero, para desarrollar la capacidad de gestión del CC del gobierno del D. F. resulta perentorio crear un marco legal específico al CC que establezca con claridad las atribuciones, la autoridad y las maneras de

⁸ Para un conocimiento sobre los resultados alcanzados ver GDF, 2010.

⁹ A nivel federal, se contaba y actualmente se cuenta con la Constitución Política, con la Ley General de Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente y con la Ley de Planeación. A nivel local, se cuenta con el Estatuto de Gobierno del Distrito Federal, con la Ley de Planeación del Desarrollo del D. F., con la Ley Orgánica de la Administración Pública del D. F. y con la Ley Ambiental para el D. F. establece las autoridades en materia ambiental en el Distrito Federal.

cooperación y coordinación para abordar el problema de una manera integral, transversal, interinstitucional y de largo plazo¹⁰. Por otro lado, el contar con un área para atender el asunto del CC también representa un aspecto positivo de la CA del gobierno de la Ciudad, ya que como lo señala Willems y Baumert (2003) la existencia de una organización responsable del asunto es considerada un área de intervención para construir capacidad. Sin embargo, existen algunas características de dicha área que le impiden fungir como tal, por ejemplo, la organización no cuenta con autonomía en su gestión, con la autoridad para disponer de los recursos económicos, para tomar decisiones o para decidir el rumbo de la gestión del CC; ya que depende de una unidad administrativa (Dirección General de Planeación y Coordinación de Políticas). Frente a estas características, algunos pensarían que si se busca que la Dirección de Programa de CC realmente funja como un área que contribuya a fortalecer la CA es necesario que esta dirección se convierta en unidad administrativa con las atribuciones y la autoridad requerida. Empero, y tomando en cuenta la naturaleza del CC como problema público, la intervención gubernamental no debe guiarse por este tipo de organizaciones, sino por estructuras que permitan la participación de todas aquellas dependencias vinculadas con la atención del CC, es el caso de la recién creada Comisión Interinstitucional de CC del D. F. Al parecer, con esta comisión se abre la oportunidad para que el gobierno cuente con un área que contribuya a fortalecer su CA, hay que dar tiempo para valorar su actuación.

Por último, otro de los atributos que caracterizan a la autoridad como factor institucional hace alusión a la existencia de una organización interdisciplinaria e interinstitucional científica, con funciones de asesores científicos. Para el caso del gobierno del D. F. se cuenta con el Centro Virtual de CC, éste representa una organización interdisciplinaria científica. El contar con este centro representa una oportunidad para superar el riesgo de que exista un dominio disciplinario en la atención del problema, ya que en el centro participan investigadores formados en diversas disciplinas. Pero también, representa una limitante, ya que este tipo de espacios se crea sólo para ser de apoyo.

La cooperación y coordinación que se debe establecer entre las organizaciones gubernamentales para gestionar las acciones enfocadas a la atención del CC representan el tercer y cuarto factor institucional que conforman el modelo referencial. Revisando los atributos de estos factores en el caso del gobierno del D. F. sobresale la cooperación y coordinación de esfuerzos entre unidades ubicadas al interior de la SMA y aquellas que operan en diferentes áreas de política, así como la vinculación que se desarrolla entre cada una de ellas y con las agencias internacionales. La presencia de estos atributos contribuyeron con la construcción de la CA del gobierno del D. F., ya que la autoridad asumió que el CC como problema público se enfrenta con la intervención y el esfuerzo de varias organizaciones. Otro aspecto positivo que determina la CA se refiere a que la cooperación y coordinación se desarrollaron por instrucción del Ejecutivo Local haciendo uso de sus facultades. En principio este tipo de coordinación sugiere un buen comienzo. No obstante, y tomando en cuenta la naturaleza del CC como problema público (Rosas, 2011) y

¹⁰ Opinión recuperada a través de entrevista realizada al Dr. Adolfo Mejía Ponce de León, Director General de Planeación y Coordinación de Políticas, y al Ing. Oscar Alejandro Vázquez Martínez, Director de Programa de Cambio climático y Proyectos en entrevista realizada el 28 de octubre de 2008.

los aportes de Lechner (1996: 11), este tipo de coordinación se debe apoyar cada vez más en la coordinación horizontal constituida básicamente mediante redes intersectoriales para el desarrollo de las diferentes políticas y programas.

Por otro lado, hay que destacar que la cooperación y coordinación que se desarrolla en el gobierno del D. F. para atender el CC se limita a su jurisdicción, no trasciende instancias de diferentes niveles de gobiernos. No se establece una coordinación entre órdenes o niveles de gobierno central o local. Precisamente aquí se encuentra otra limitante, ya que el gobierno del D. F. no asume que, como bien lo señala Briassoulis (1989), el problema del CC se extiende sobre todos los niveles espaciales, atraviesan las fronteras jurisdiccionales, no respetan lindes políticos, geográficos o administrativos; por lo que diferentes dependencias gubernamentales a nivel federal y local se ven implicadas en la problemática.

Por último, otra fortaleza de la CA del gobierno del D. F. se ubica en la cooperación que ha recibido de algunos organismos internacionales, principalmente ésta ha permitido, como ya se comentó, que el personal responsable del problema se capacite, así como diseñar el Programa de Acción Climática con ayuda de los recursos económicos que han donado. En principio, esta cooperación sugiere un buen comienzo en la construcción de la CI del gobierno de la Ciudad; sin embargo, en un futuro esta fortaleza se convertirá en una debilidad, ya que, por ejemplo, el gobierno no puede depender de los apoyos económicos de organismos internacionales para atender el asunto del CC.

Los recursos económicos con los que cuenta la organización gubernamental para atender el asunto del CC, representan uno de los factores críticos para la construcción de la CA del gobierno del D. F., ya que se caracteriza por presentar más debilidades que fortalezas. Primero, hasta el momento la cuenta pública del gobierno del D. F. no contempla recursos económicos destinados a alguna dependencia que se encargue exclusivamente del CC o a alguna partida referida al asunto. Pero si se le asignan recursos a la SMA para atender la problemática. Lo anterior podría representar una fortaleza inicial, pero si revisamos el monto de recursos económicos asignados, esta fortaleza se convierte en debilidad, ya que los recursos asignados a la SMA son menores a comparación de otras secretarías. Por ejemplo, para el 2009 la SMA recibió el 1.97% del monto total. En cambio la Secretaría de Obras y Servicios y la Secretaría de Seguridad Pública se le asignaron el 18.69 y el 22.99% respectivamente¹¹.

Uno de los aspectos que contribuyen a la construcción de la CA se ubica en la capacidad que tiene la SMA de asignar recursos económicos en función de los programas o acciones que lleva a cabo, entre ellas las orientadas al CC. En este sentido, se observa que desde el 2008, la SMA, destina recursos para realizar acciones enfocadas al asunto del CC. En este año se designa recursos para el rubro enfocado a la prevención del CC y uso eficiente de la energía, el monto equivale al 0.23% (\$1,879,635.57) del presupuesto ejercido por la SMA, \$835,295,221.30, presupuesto mucho menor al que se destina a las acciones para la promoción de la cultura ambiental (5.85%, \$48,850,809.48), para mantener y recuperar el suelo de conservación (15.07%, \$125,871,273.83), para controlar las emisiones contaminantes (3.5%, \$29,239,275.65%) o para operar y mantener sistemas de monitoreo ambiental (4.26%, \$35,573,329.23), GDF, 2008.

¹¹ Cuenta pública del Distrito Federal para el ejercicio fiscal 2009.

No obstante el contexto anterior, cabe señalar que la escasez de recursos no ha impedido que el gobierno atienda el asunto, lo anterior debido a que se ha contado con recursos económicos provenientes de organismos internacionales para el diseño y ejecución del Programa de Acción Climática; así como de la propia Dirección General de Planeación y Coordinación de Políticas de la SMA del D.F. para sueldos y salarios. Al respecto, del 2007 a marzo de 2009 la dirección obtuvo un total de \$5,249,500. Dichos recursos provinieron de tres fuentes: 1) del Banco Mundial que aportó \$4,025,000.00 (77%), 2) de recursos del Fondo Ambiental Público del Distrito Federal que asignó \$400,000.00 (7%) y 3) del Presupuesto de la Dirección General de Planeación y Coordinación de Políticas con un total de \$824,500.00 (16%)¹². Por último, se destaca como debilidad el que no existe una vigilancia por parte de la sociedad en la utilización de recursos económicos.

Conclusiones

Hasta aquí se concluye que el gobierno del Distrito Federal ha construido una CA que le ha permitido considerar al CC dentro de su agenda como un problema objeto de su acción, como objeto sobre el que ha decidido actuar y está actuando; así como desarrollar la habilidad que requiere para atender el CC. La CA es determinada, principalmente, por el reconocimiento público, los recursos humanos, la cooperación y coordinación, la autoridad, los recursos económicos y la participación pública. Sin embargo, la habilidad construida no es suficiente para que el gobierno de la Ciudad asuma al CC como un problema público prioritario y urgente, y en consecuencia para que ponga en marcha toda su maquinaria de información, análisis, concertación, legislación, recursos económicos, operación, etc., para atender y tratar el problema a través de acciones. Es necesario reconocer y atender las debilidades si es que se desea transitar hacia un estado más deseable de dicha CA.

Referencias bibliográficas

- Alonso, G. 2001. Notas para el Análisis de Capacidades Institucionales en el Sector Público. Documentos de Trabajo. UNSAM, Buenos Aires.
- Briassoullis, H. 1989. Theoretical orientations of environmental planning: an inquiry into alternative approaches environmental. *Environmental Management* 13 (4):381-392.
- Bloomberg, M. 2006. New York Climate Change Action Plan. USA.
- Center for Clean Air Policy. 1999. Climate Change in Ukraine: An Institutional Capacity Assessment. Washington, DC.
- Evans, P. 1996. El Estado como Problema y Como Solución. *Desarrollo Económico*. 35 (140): 529-562.
- GDF-Secretaría de Finanzas. Evaluación Programática-Prespuestal de Actividades Institucionales de la Secretaría del Medio Ambiente, 2008 y 2009.

¹² Información proporcionada por el Dr. Adolfo Mejía Ponce de León, Director General de Planeación y Coordinación de Políticas, y el Ing. Oscar Alejandro Vázquez Martínez, Director de Programa de Cambio climático y Proyectos en entrevista realizada el 28 de octubre de 2008.



- GDF. 2010. Informe de avances 2010. Programa de Acción Climática de la Ciudad de México 2008–2010, México.
- Gobierno de Madrid. 2008. Plan de Uso Sostenible de la Energía y Prevención del Cambio Climático de la Ciudad de Madrid, España.
- Greater London Authority. 2007. Action Today to Protect Tomorrow. The Mayor's Climate Change Action Plan. Greater London Authority. London.
- Gupta, S. 2003. Implementing Market-based Approaches for Greenhouse Gas Abatement in India: Institutions and Policies *In*: Willems, P., and K. Baumert (eds). Institutional Capacity and Climate Actions. OECD Environmental Directorate International Energy Agency. France.
- Hintze, J. 2002. Capacidad Institucional y Profesionalización: el Enfoque ORH. *En*: VII Congreso del CLAD sobre la Reforma del Estado y de la Administración Pública. Lisboa, Portugal.
- Lechner, N. 1997. Tres formas de coordinación social. Un esquema. *Cepal*. 61: 7-17.
- Meira, Á. 2009. Comunicar el Cambio Climático. Escenario Social y Líneas de Acción. Ministerio del Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. España.
- Meppen, T., and S. Bourke. 1999. Different ways of knowing a communicative turn toward sustainability. *Ecological Economics* 30 (3): 389-404.
- Office of Sustainable Development and Finance, Budget and Tax Office. 2005. A progress report on the city of Portland and Multnomah County local action plan on global warming. Portland.
- Robinson, J. 2004. Squaring the circle? Some thoughts on the idea of sustainable development. *Ecological Economics* 48 (4): 369-384.
- Rosas, H. A. 2011. La Capacidad Institucional del Gobierno Local para Atender el Cambio Climático: el Caso del Gobierno del Distrito Federal. Tesis doctoral. Universidad Autónoma Metropolitana. México.
- Tejeda, A. 2008. Resumen del Programa Veracruzano ante el Cambio Climático. Documento de Trabajo para Consulta Pública. Universidad Veracruzana, Embajada Británica, Centro de Ciencias de la Atmósfera, Instituto de Ecología, A. C., Instituto Nacional de Ecología, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.
- Tudela, F. 2003. Institutional Capacity for Climate Change Mitigation in Mexico. *In*: Willems, S., and K. Baumert (eds). Institutional Capacity and Climate Actions. OECD Environmental Directorate International Energy Agency. France.
- Valya, P., and S. Eneffect. 2003. Bulgaria's Institutional Capacity for Climate Actions: a Survey. *In*: Willems, S. and K. Baumert (eds). Institutional Capacity and Climate Actions. OECD Environmental Directorate International Energy Agency. France.
- Villaraigosa, A. R. 2007. Los Angeles Climate Change Action Plan. USA.
- Willems, S. and K. Baumert. 2003. Institutional Capacity and Climate Actions, OECD Environmental Directorate International Energy Agency. France.

3.5

Respuesta de la economía mexicana ante un impuesto ambiental evaluado por el modelo EGC-2

Araujo Gutiérrez Zuelclady María Fernanda¹, Pérez Mendoza Arturo², Ordóñez Díaz José Antonio Benjamín¹, Puente Martínez Yair⁴

¹ Pronatura México A.C. Aspérgulas 22. Colonia San Clemente. CP 01740 México DF
Autor para correspondencia: zuel.araujo@gmail.com

² Departamento de economía, División de Negocios, Tecnológico de Monterrey, Campus Ciudad de México. Calle del Puente 222, Col. Ejidos de Huipulco Tlalpan CP. 14380, México D.F.

⁴ Escuela de Graduados en Política Pública, Tecnológico de Monterrey, Campus Ciudad de México. Calle del Puente 222, Col. Ejidos de Huipulco Tlalpan, 14380, México D.F.

Resumen

Ante la actual crisis generada como consecuencia del cambio climático se deben desarrollar estrategias para mitigar y adaptarnos a este fenómeno; sin embargo, estas estrategias no deben generar daños al bienestar de la población. En este estudio se plantean nueve escenarios diferentes de política pública en los cuales se coloca un impuesto ambiental diferenciado a los doce sub-sectores económicos más contaminantes, excluyendo a los sectores agrícola y forestal. Se analizó por medio de un modelo de equilibrio general aplicado la reacción en la producción, precios, salarios, bienestar de la población y reducción de emisiones de CO₂. Se puede observar en los resultados que colocar únicamente un impuesto ambiental sobre el valor agregado de la producción no es la estrategia más eficiente que permita a cumplir las metas de reducción de emisiones planteadas en la Estrategia Nacional. Basándonos en las tecnologías existentes, en la producción, la reducción de las emisiones bajo un esquema de tasa impositiva moderada (del 2 al 15% sobre el VA), no logra una reducción significativa de emisiones de CO₂ -la mayor reducción encontrada en estas tasas impositivas es del 2%-; al momento de gravar con tasas elevadas de un 20% o más encontramos la máxima reducción de emisiones de un 11% y una caída en la producción del 6% que representa el 2.3% del PIB nacional. Aunque no debemos de olvidar que la caída en el PIB, así como la reducción en el nivel de bienestar de los consumidores no está considerando los beneficios que tiene para ellos la reducción de emisiones.

Palabras clave: emisiones de CO₂, cambio climático, economía ambiental.

Introducción

El cambio climático, consecuencia del incremento de gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera terrestre, ha generado diferentes problemáticas a la civilización humana.



Esto ha llevado a las sociedades a desarrollar mecanismos que permitan tener medidas de adaptación y mitigación ante el cambio climático. Éste, en un principio, se vio sólo desde la arena científica, la cual ha brindado las herramientas que permiten conocer su origen y el comportamiento que tiene evaluando los cambios de temperatura, el aumento de gases de efecto invernadero (GEI), la modificación de patrones de migración, distribución y ciclos biológicos, así como el aumento de desastres naturales extremos y la disminución del agua, aire limpio y recursos naturales en general. Actualmente se han desarrollado estrategias que permiten combatir el cambio climático desde un enfoque global que incluya a los sectores económicos y sociales de cada país.

Es por ello que se deben de buscar las mejores opciones de política pública que reduzcan las emisiones de CO₂ lo más posible (México se comprometió a reducir el 20% de sus emisiones para el 2020) y que no afecten la calidad de vida de las personas, ni comprometan al sistema económico del país, al momento de realizar una política restrictiva o un cambio en la estructura impositiva.

Una parte fundamental antes de implementar una política pública en cambio climático es el análisis económico. En este trabajo se busca analizar la reacción de la economía mexicana al colocar un impuesto ambiental diferenciado, por medio de un análisis de equilibrio general aplicado, donde se explorarán diferentes tasas impositivas por sector económico, estas tasas van desde un 1% a 21%, considerando diferentes simulaciones, y se aplicarán a los sectores económicos más contaminantes. Esto nos permitirá evaluar la viabilidad de utilizar las tasas impositivas como un mecanismo para reducir las emisiones de CO₂ y llegar a lo acordado en los acuerdos internacionales.

Los modelos de equilibrio general aplicado dentro del marco de la economía ambiental surgieron desde los trabajos de Leonfief en 1990. Para el caso de México, podemos mencionar los trabajos de Romero (1994), que utiliza un modelo dinámico de equilibrio general para analizar políticas ambientales encaminadas a reducir las emisiones de bióxido de carbono en el país; posteriormente tenemos los trabajos de Oscar Fernández en 1999, donde desarrolla un Modelo de Equilibrio General (MEG) computable con la aplicación de un impuesto neutral; donde considera dos posibles escenarios de comparación: en el primero se asigna un impuesto ecológico no neutral y en el segundo se supone que el impuesto es neutral. Otro de los trabajos más recientes es el de Bravo (2009), donde se cuantificaron los efectos que se producen en la economía cuando se gravan con un impuesto *ad valorem* los insumos energéticos.

Materiales y métodos

El modelo de equilibrio general es una aproximación de la situación económica, en la cual se simula numéricamente la estructura de equilibrio general de una economía. Esta metodología permite representar cada uno de los sectores de una economía y a su vez, evaluar el impacto total de los efectos de las políticas. El modelo identifica un número de consumidores, cada uno de los cuales se supone que posee una dotación inicial de un número de bienes y factores, y un conjunto de preferencias. De la maximización de la utilidad se obtienen las funciones de demanda para cada bien y las demandas de mercado se definen como la suma de cada una de las demandas individuales. Las demandas de mercado

de los bienes dependen de todos los precios, éstas son continuas, no negativas, homogéneas de grado cero y satisfacen la ley de Walras, de tal manera que a cualquier conjunto de precios, el valor total del gasto del consumidor igual a su ingreso (Bravo, 2009).

La tecnología utilizada en la producción se describe por funciones de producción con rendimientos constantes a escala y productores minimizadores de costos. Un equilibrio en este modelo se caracteriza por un conjunto de precios y niveles de producción en cada industria de tal manera que, para todos los bienes, cada demanda iguala a la oferta de mercado. En este modelo todos los agentes son precio aceptantes y el gobierno recauda impuestos, y consume bienes y servicios.

Especificación del Modelo

Los bienes que se producen en esta economía para este modelo fueron seleccionados a partir de la matriz insumo-producto 2003 (INEGI). Se agruparon los 79 subsectores de la economía mexicana en 18 sectores. La definición de estos 18 sectores se dio a partir de tres formas diferentes (Cuadro 1):

- 1) Los primeros 12 son aquellos subsectores de la economía mexicana con mayor nivel de contaminación; es importante recalcar que el subsector aprovechamiento forestal (3^{er} lugar) y ganadería (8^o lugar), fueron omitidos de la selección ya que el tipo de presiones al que se enfrentan al emitir emisiones de CO₂ son diferentes.
- 2) El renglón 13 (sector 1) representa a los subsectores referentes a agricultura, ganadería y otros subsectores relacionados (aprovechamiento forestal, servicios relacionados con las actividades agropecuarias y forestales y pesca, caza y captura). Estos sectores se agruparon por separado ya que el tipo de emisiones y las presiones por las que generan los GEI son diferentes a las de los otros sectores.
- 3) Los últimos 4 renglones (los quintiles), son una agregación de los 51 sectores restantes de la economía, que se agruparon a partir de determinar quintiles de niveles de contaminación, esto nos permite identificar el comportamiento de los sectores por medio de su nivel de contaminación

Cuadro 1. Conformación de los 18 sectores económicos

Sector	Subsector	CgCO2 Eq.	Gg de GEI por millon de VBP
7	Generación, transmisión y suministro de energía eléctrica	120844.7	0.5596
15	Autotransporte de carga	52860.5	0.1567
16	Transporte terrestre de pasajeros, excepto por ferrocarril	51431.7	0.1578
12	Fabricación de productos a base de minerales no metálicos	40156.7	0.2488
17	Manejo de desechos y servicios de remediación	37256	7.4481
2	Extracción de petróleo y gas	37253.4	0.0874
10	Fabricación de productos derivados del petróleo y del carbón	36940.8	0.01526
8	Agua y suministro de gas por ductos al consumidor final	30063.1	1.3314
13	Industrias metálicas básicas	11079.7	0.0518
11	Industria química	8475.9	0.0219
9	Industria alimentaria	7052	0.009
14	Transporte aéreo	6346.6	0.1573
1	Sector forestal	96228.8	0.769575
18	Primer quintil	4420.3	0.003737
6	Segundo Quintil	4022.2	0.008433
5	Tercer quintil	7647.6	0.008467
4	Cuarto quintil	3210.9	0.05175
3	Quinto quintil	7309	0.0827

El consumidor representativo se representa por una función Cobb Douglas, las variables a todos los bienes que se producen en la economía. Cada uno de los bienes es producido en una industria que actúa en competencia perfecta y produce un bien utilizando bienes intermedios y factores. Los productores minimizan los costos sujetos a un nivel de producción dada y se representan por medio de una función CES de los bienes importados (M_i) y los bienes nacionales (D_i)

$$C_i = \bar{C}_i \left[\mu(D_i)^{1-\frac{1}{\rho_i}} + (1 - \mu_i)(M_i)^{1-\frac{1}{\rho_i}} \right]^{\frac{\rho_i}{\rho_i-1}} \quad i = 1,2,3,4, \dots 18 \quad (1)$$

Así mismo los precios de los bienes compuestos están dados por los precios de los bienes domésticos, los precios de bienes importados, los cuales son fijos, y los aranceles. Los precios son obtenidos mediante la minimización del costo del bien compuesto. La oferta de importaciones es perfectamente inelástica, asumiendo que la economía no puede alterar los precios internacionales y puede comprar todos los bienes importados que desee. En este modelo se asume que los productores son indiferentes entre vender sus productos internamente o en el extranjero. La cantidad total de la inversión es exógena.

Se asume que la oferta de factores es inelástica y que hay sustitución entre trabajo y capital, mas no entre insumos intermedios los cuales son perfectos complementos; para ello se utiliza una función anidada. Se asume una competencia perfecta por lo que los ingresos

son iguales a los costos. El gobierno gasta una cantidad fija en cada bien compuesto existente, y puede tener déficit. El índice de precios al consumidor será el numerario. Para el mercado de factores se utilizará la regla de cierre Walrasiana. A partir de la matriz insumo producto (INEGI, 2003), se construyó una matriz de contabilidad social en la cual están contenidos todos los elementos necesarios para realizar el análisis, los datos de emisiones de CO₂ provienen de INE, 2009.

Determinación de la reducción de emisiones

Para determinar cómo se mueven las emisiones de CO₂ y las reducciones que se presentan por sector y a nivel total se utilizarán los coeficientes de emisiones por sector (INE, 2009).

$$\text{Emisiones del sector } i = Y_i * (\text{Gg de GEI } i) \quad (2)$$

$$\text{Emisiones totales} = \sum_{i=1}^{18} Y_i * (\text{Gg de GEI } i) \quad (3)$$

Resultados y discusión

Simulación 1:

Las tasas impositivas se asignaron de acuerdo al porcentaje que representan las emisiones para el total nacional. Este escenario de política pública plantea la mayor tasa impositiva del 21% a la generación, transmisión y suministro de energía eléctrica. El ingreso adicional del gobierno por los impuestos recaudados es de 68.07750 millones de pesos. Sin embargo el rendimiento del capital y el salario disminuyen un 1.72% y 1.60% respectivamente, así como el ingreso disponible del consumidor, disminuye 1% del PIB nacional.

Con respecto al nivel de precios por sector, encontramos que a los sectores que se gravaron, los precios subieron (generación, transmisión y suministro de energía eléctrica se incrementa un 7.77%)¹³, excepto en el caso de la industria química y transporte aéreo que bajaron 0.13% y 0.60% respectivamente. Por su parte el sector representado por el quinto quintil (minería de minerales metálico y no metálicos excepto petróleo y gas, la fabricación de equipos de cómputo comunicación y otros accesorios electrónicos) se ve favorecido; así como el transporte por agua, esto puede suponer que el transporte de pasajeros y mercancías realiza un efecto sustitución.

En este escenario la producción se incrementa 0.01%, y la reducción de las emisiones en 1.26%, debido a los cambios en la producción de los sectores. Para evaluar el nivel de bienestar de los consumidores se utilizó la variación equivalente y nos indica que se le deben de quitar 70.758 millones de pesos a los consumidores para tener la misma utilidad que en el escenario posterior a la aplicación de este impuesto ambiental. Es decir, en términos económicos, el nivel de bienestar de los consumidores disminuye.

¹³ En la Tabla 3 se presentan los resultados de reducción de emisiones de CO₂ e ingreso.

Simulación 2:

Se colocaron impuestos a los 5 sectores más contaminantes, la tasa de impuesto más alta es de 10% que se le asigna al sector de generación, transmisión y suministro de energía eléctrica. En este escenario la variación del rendimiento del capital así como el salario tienen una disminución del 0.95% y de 1.20% respectivamente, esta disminución genera que la utilidad de los consumidores también se reduzca en un 0.7276%. El incremento en el ingreso del gobierno es de 38.8853 millones de pesos con respecto al equilibrio original.

La demanda de capital disminuye en los sectores que tienen el impuesto así como en el sector agrícola y forestal que es dependiente del autotransporte de carga. El sector de agua y suministro de gas por ductos al consumidor final y el sector fabricación de productos derivados del petróleo y gas, disminuyen su demanda de capital en un 0.25% y 0.82% cada uno, debido a las modificaciones que genera el impuesto en el sector extracción de petróleo y gas. La industria alimentaria depende de numerosos sectores, pero la disminución que tiene en demanda de capital es ocasionada principalmente por el incremento del autotransporte de carga y los cambios en el sector agrícola forestal.

La variación de la utilidad de los consumidores es de -0.73%. Con respecto a la variación equivalente el individuo debe de quitar 49.9357 millones de pesos antes del escenario de política pública para tener la misma utilidad que en el escenario posterior a la aplicación de este impuesto ambiental. Si analizamos estos resultados como porcentaje del PIB que se reduce la disminución es de 0.83%. Con respecto a la reducción de emisiones los cambios que se generaron en los diferentes sectores provocaron que las emisiones se reduzcan 0.5%. La producción en este escenario de política pública aumento 0.16%.

Simulación 3:

En el tercer escenario de política pública que se plantea le pone un impuesto a los sectores que dependen más del petróleo, en este caso se gravan 8 sectores (Cuadro 2). La demanda de trabajo en este escenario presenta sectores que se ven altamente beneficiados, como el sector agua y suministro de gas por ductos al consumidor final; esto se puede considerar como un indicador de que al poner un impuesto a la gasolina, el gas podría ser un sustituto. Con respecto a la variación de la producción sectorial el sector 3 es el que tiene un mayor incremento de 6.95%, y el que tiene mayor reducción es el sector 11 con un 4.55%.

El nivel de utilidad de los consumidores visto a través de la equivalente muestra que los consumidores deben de tener 74.5978 millones de pesos menos antes del escenario de política pública para tener la misma utilidad que en el escenario posterior a la aplicación de este impuesto ambiental. Sin embargo los ingresos del gobierno aumenta 49.5784 millones de pesos. Esta disminución vista como una reducción en el PIB nacional representa el 1%. En este escenario la reducción de emisiones es del 2.1%, sin embargo la relación que tienen las emisiones con la producción hace que esta tenga un decremento del 0.88%.

Simulación 4:

En esta simulación se utilizó el mismo esquema que en la simulación anterior, pero en este caso se gravó a los mayores dependientes de la energía eléctrica. Analizando este escenario podemos ver que el rendimiento del capital baja en 1.9515%, y el salario disminuye un 4.5%. La variación del ingreso disponible del consumidor baja 2.8%, y el nivel de utilidad baja 1.2%.

La variación de la producción se incrementa en 9.36% en el sector 3 que es el quinto quintil; aunque en los demás sectores no se incrementa de forma considerable. Los ingresos del gobierno aumentan un 51.2931 mil millones de pesos. Con respecto a la variación equivalente, al consumidor se le deben de quitar 79.3203 millones de pesos antes del escenario de política pública para tener la misma utilidad que en el escenario posterior a la aplicación de este impuesto ambiental. Esta disminución en el nivel de bienestar de los consumidores representa una disminución del 1.09% del PIB nacional.

Simulación 5:

En ese escenario de política pública se colocó un impuesto del 5% a los 12 sectores más contaminantes. En esta política la tasa impositiva es más equitativa entre los sectores contaminantes. La variación el rendimiento del capital es negativa en 0.9755%; sin embargo el salario 2.713%.

En este escenario los precios en todos los sectores suben. Con respecto a la variación en la demanda de capital aumenta la demanda de capital en los sectores 5, 6 y 18, que son los sectores que representan los quintiles que tienen menor índice de contaminación por sector. Con respecto a la variación equivalente se le deberían de quitar 71.5275 millones de pesos antes del escenario de política pública para tener la misma utilidad que en el escenario posterior a la aplicación de este impuesto ambiental. El estado de bienestar de los consumidores se reduce 1% del PIB. El valor de la producción total en esta economía se reduce 1.37%, sin embargo las emisiones de CO₂ en este escenario de política pública se reducen un 1.9%.

Simulación 6:

Esta simulación que se basa en la simulación 2 con un impuesto general del 20% a los 5 sectores más contaminantes de la economía mexicana. Encontramos que el incremento de los ingresos del gobierno es de 113.56730 millones de pesos.

Las emisiones disminuyen un 2.8%, y la producción disminuye 1.08%. En este escenario, la reducción de las emisiones es casi tres veces mayor que la reducción en la producción. Con respecto al bienestar económico del consumidor, éste disminuye un 1.2% con respecto al PIB en el equilibrio original. Con respecto a la variación equivalente el individuo debe de recibir 173.583 antes del escenario de política pública para tener la misma utilidad que en el escenario posterior a la aplicación de este impuesto ambiental.

Simulación 7:

Tasa impositiva del 20% a los sectores dependientes de la energía eléctrica, el ingreso del gobierno aumenta 121.73060 millones de pesos. La variación de precios en este escenario se incrementa casi el doble que en los escenarios anteriores, y aumenta más en los sectores de transporte (transporte aéreo, autotransporte de carga, transporte terrestre de pasajeros), que son los sectores que ven más afectada su producción, disminuyendo de un 6% hasta un 11.8%.

La demanda de capital se incrementa nuevamente en el quinto quintil lo que también hace que se incremente la producción. El manejo de desechos y servicios de remediación es otro de los sectores que se ve más afectado, los precios suben un 9.3% mientras que la producción se reduce 8.36%. Las emisiones disminuyen un 2.8%, y la producción disminuye 1.089%. En este escenario, la reducción de las emisiones es casi tres veces mayor que la reducción en la producción. Con respecto al bienestar económico del consumidor, este disminuye un 1.2% con respecto al PIB en el equilibrio original. En este caso la variación compensada nos indica que se le deben de quitar 174.622 millones de pesos para tener el mismo nivel de utilidad que tenía antes de este escenario de política pública.

Simulación 8:

En esta simulación se colocaron impuestos diferenciados a los 12 sectores más contaminantes de acuerdo a su nivel de contaminación como se muestra en el Cuadro 2. En el sector extracción de petróleo y gas el nivel de precios se incrementa menos del 0.5%. Sin embargo, la demanda de trabajo disminuye un 11% y la producción decrece 6.71%.

Cuadro 2. Tasas impositivas por simulación

Tasas impositivas por sector gravado	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Generación, transmisión y suministro de energía eléctrica	21.5	10%	7%	13	5	20	13	40	30
Auto transporte de carga	9.4	8%	9%	9	5	20	9	40	30
Transporte terrestre de pasajeros, excepto ferrocarril	9.1	6%	1%	5	5	20	5	40	30
Fabricación a base de minerales no metálicos	7.1	4%	0	1	5	20	1	0	30
Manejo de desechos y servicios de remediación	6.6	0%	0	3	5	0	3	40	30
Extracción de petróleo y gas	6.6	2%	15	0	5	20	0	20	30
Fabricación de productos derivados del petróleo del carbón	6.6	0%	11%	11	5	0	11	40	30
Agua y suministro de gas por ductos al consumidor final	5.3	0%	0	0	5	0	0	10	30
Industria química	0	0	13%	15	5		15	0	30
Industrias metálicas básicas	0	0	5%		5	0	0	10	30
Transporte aéreo	0	0	3%	7	5	0	7	0	30
Industria alimentaria	0	0	0%	0	5	0	0	10	30

En este escenario con impuestos extremos se puede ver que la disminución de la reducción de emisiones no es proporcional a la tasa impositiva. En este caso la reducción de las emisiones fue de un 11.10% y la reducción de la producción de un 6.32%, éste es el mejor escenario que se ha planteado durante este trabajo para la reducción de las emisiones; sin embargo es importante analizar cómo se comporta el nivel de bienestar de los consumidores. El rendimiento del capital disminuye 6.7% y el salario disminuye 0.7%. Con respecto a la variación equivalente, el individuo debe de recibir 390.499 antes del escenario de política pública para tener la misma utilidad que en el escenario posterior a la aplicación de este impuesto ambiental. Esta disminución en el bienestar de los consumidores representa el 2.3% de disminución en el PIB nacional.

Simulación 9:

En esta última simulación se colocó una tasa impositiva del 30% a los doce sectores más contaminantes. Esta simulación tiene la más alta tasa impositiva y podemos observar que este modelo no nos ofrece la mejor reducción de emisiones; tan sólo la reduce un 6.7%, mientras que la producción disminuye un 2.5%. Los ingresos del gobierno son 278.7620 millones de pesos mayor que el ingreso original del gobierno que es de 341.8662 millones de pesos. La variación del rendimiento del capital disminuye un 7.21% y el salario disminuye 0.44%. El bienestar económico del consumidor medido por la variación equivalente el individuo debe de recibir 411.026 millones de pesos antes del escenario de política pública para tener la misma utilidad que en el escenario posterior a la aplicación de este impuesto. El nivel de bienestar económico de los consumidores medido en proporción al PIB nacional es de 4.3%, sin embargo el bienestar generado por la reducción de las emisiones no se cuantificó económicamente en este estudio.

Conclusiones

A partir de los resultados (Cuadro 3) vemos que si se desea una reducción de emisiones del 30% para el 2030, es necesario no sólo asignar un impuesto ambiental, sino que se deben de buscar nuevas estrategias de mitigación que reduzcan también las emisiones de CO₂, y no esperar que únicamente gravando a los sectores contaminantes se reduzcan las emisiones.

Cuadro 3. Reducción de emisiones por escenario de política Pública

	Emisiones reducidas Gg de CO₂ Eq	% reducido de emisiones	Producción reducida millones de pesos	% reducido de producción
Simulación 1	10495.464	1.27%	-1475.57*	-0.01%*
Simulación 2	4091.70	0.5%	-20591.76*	-0.16%*
Simulación 3	17236.85	2.08%	109997.22	0.88%
Simulación 4	1086.44	0.13%	-121607.93*	-0.98%*

Cuadro 3. Continuación

Simulación 5	15735.61	1.9%	170339.3	1.37%
Simulación 6	18866.66	2.3%	111084.9	0.90%
Simulación 7	23302.02	2.81%	134303.90	1.08%
Simulación 8	91919.43	11.1%	785555.00	6.30%
Simulación 9	55489.02	6.7%	321185.80	2.60%

* indican el aumento de la producción

Se sabe que la generación, transmisión y suministro de energía eléctrica es uno de los sectores más contaminantes (INE, 2009), a partir de esta información se deben desarrollar estrategias de desarrollo tecnológico que permitan reducir las emisiones de ese sector y que no afecten la producción. El autotransporte de carga es el segundo subsector económico más contaminante, y uno de los que se ve afectado siempre que hay un impuesto ambiental, la inversión en formas de transporte menos contaminante como trenes, y camiones que tengan una menor cantidad de emisiones bajaría los costos que genera este impuesto como consecuencia del impuesto directo a este sector y los adicionales que genera el incremento de los costos de los combustibles derivados del petróleo.

La extracción de petróleo y gas es uno de los sectores que más ingresos generan a la economía mexicana, y el que paga más impuestos; aumentar los impuestos en este sector baja la producción y reduce las emisiones. Si se invierte para transformar los sectores que dependen más del petróleo en industrias más limpias y que utilicen otro tipo de tecnologías, la reducción en emisiones sería mayor y los impactos en la economía serían menores. Otro sector que es importante considerar es el de manejo de desechos y servicios de remediación, ya que es el que tiene mayores emisiones por unidad de VBP. La estrategia que se ha desarrollado en otros países es el aprovechamiento de los gases que genera para producción de energía.

Como se puede ver las estrategias de reducción de emisiones tienen altos costos económicos, se requiere inversión para transformar los sistemas productivos del país y reducir las emisiones ya que una tasa impositiva no es la mejor estrategia para lograr llegar a la meta de emisiones. Es importante ver que en este estudio no se mide el valor económico que tiene el reducir las emisiones para los consumidores, aunque se reduzca el nivel de bienestar económico de los consumidores no sabremos cómo impacta la reducción de las emisiones en su nivel de bienestar. Es difícil determinar los costos de los beneficios sociales que obtienen los consumidores con la reducción de las emisiones.

Referencias bibliográficas

- Bravo-Pérez, H. 2009. El cambio climático y los modelos de equilibrio general. Economía Informa.
- Fernández, O. 1999. Efectos de la aplicación de un impuesto ecológico neutral en México: análisis mediante un modelo de equilibrio general computable". *En*: Mercado, G.

- A. (Coord.). Instrumentos económicos para un comportamiento empresarial favorable al ambiente en México. El Colegio de México. México.
- INE. 2009. Distribución de los costos del cambio climático entre los sectores de la economía Mexicana: Un enfoque de insumo producto. Gobierno Federal SEMARNAT.
- INEGI. 2003. Matriz Insumo Producto.
- Leontief, W. 1990. Environmental repercussions and the economic Structure: an input output approach. *Review of Economics and Statistics*, Agosto.
- Romero, J. 1994, Energía emisiones y precios relativos. *En*: Antonio Yunez-Naude (Comp.). Medio Ambiente: Problemas y Soluciones. El Colegio de México. México.



3.6

Respuesta de instituciones de educación superior ante el cambio climático: elaboración de inventarios de gases de efecto invernadero en campus universitarios

López L. Víctor M.¹, Reyes G. Artemisa M.²

¹ Instituto Politécnico Nacional-Programa de Cambio Climático y Sustentabilidad. Av. Juan de Dios Bátiz s/n, Edif. 10, Unidad Profesional Adolfo López Mateos, Delegación G.A.M., México, D. F. Autor para correspondencia:

vlopez@ipn.mx

² Universidad Nacional Autónoma de México. Escuela Nacional de Música, Xicoténcatl 126, Col. Del Carmen, Coyoacán, México, D. F.

Resumen

La concentración atmosférica de gases de efecto invernadero (GEI), de procedencia antropogénica, está continuamente en aumento, derivado de lo cual la tropósfera de nuestro planeta enfrenta cada vez más altas temperaturas que ocasionan el calentamiento global, lo que a su vez propicia el cambio climático, que es causa de múltiples consecuencias adversas para toda la humanidad. Para enfrentar ese desafío emergente, además de algunas acciones de adaptación, la sociedad deberá responder con medidas de mitigación a la emisión de GEI. Como una contribución innovadora a esas medidas, en este trabajo derivado de un proyecto de investigación que obtuvo un reconocimiento, se presentan los resultados de la aplicación de una metodología acondicionada a partir de metodologías a gran escala del Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático y otras de mediana escala, como la propuesta por el Greenhouse Protocol (WRI- WBCSD, 2011), para la elaboración de un inventario de GEI a escala de un campus universitario, lo que eventualmente posibilita la implantación de un programa de reducción de ese tipo de gases en las universidades.

Palabras clave: escuelas, calentamiento global, variabilidad climática, mitigación.

Introducción

El cambio climático es, en términos abreviados, la variación general del clima de la tierra atribuible a procesos internos o externos, naturales o antropogénicos. Este fenómeno es considerado por los científicos como el principal desafío ambiental que enfrenta la humanidad en el presente siglo, pues amenaza la habitabilidad del planeta, el proceso de desarrollo humano y la supervivencia de muchas especies de flora y fauna (Flanery, 2006; Godrej, 2006; Henson, 2006).

En su más reciente reporte, el grupo internacional de expertos en cambio climático denominado Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en

inglés), reitera la clara y severa advertencia de que las concentraciones atmosféricas de gases de efecto invernadero (GEI) de procedencia antropogénica, que propician el calentamiento global, se han incrementado acentuadamente desde los inicios de la Revolución Industrial, derivado de lo cual nuestro planeta enfrenta actualmente altas temperaturas que podrían elevarse aún más a finales del presente siglo, a 2.4° C en el escenario más favorable y hasta 6.4° C en el peor de los casos (IPCC, 2011).

Ese sobrecalentamiento global que está conduciendo al cambio climático tiene como propulsores a casi treinta gases de efecto invernadero; sin embargo, los más importantes o que han sido oficializados a través del tratado internacional llamado Protocolo de Kioto, son el dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O), perfluorocarbonos (PFC), hidrofluorocarbonos (HFC) y hexafluoruro de azufre (SF₆), además del vapor de agua que abunda en la atmósfera.

El cambio climático está causando la fusión de los hielos polares y continentales de montaña, aumento del nivel del mar, variabilidad en las cantidades y temporadas de precipitación, intrusión de salinidad marina, expansión territorial de algunas enfermedades, variabilidad de patrones de viento, condiciones meteorológicas atípicas, tales como lluvias torrenciales inesperadas, sequías, olas de calor y aumento en la frecuencia e intensidad de los ciclones tropicales. Los daños que provocan estos fenómenos se están evidenciando en varios sectores y regiones afectando ecosistemas, fuentes de agua, agricultura, turismo, salud humana, costas y tierras bajas, entre muchos otros (Stern, 2007).

El IPCC afirma que la sociedad puede responder a estos embates mediante medidas de mitigación (disminución) en la emisión de gases de efecto invernadero y medidas de adaptación a los impactos adversos del cambio climático, así también con la identificación de vulnerabilidades al fenómeno, a las que debe dedicar atención prioritaria.

Asimismo, llama a la población a percatarse que las actividades humanas (generación de energía, industria, transporte, deforestación, cambio de uso del suelo, tiraderos de basura, incendios forestales, etc.), están arrojando enormes cantidades de GEI a la atmósfera que provocan el incremento del llamado efecto invernadero, que es un fenómeno físico natural que ha estado presente en la tierra por millones de años, beneficiándola con la regulación del clima que hace posible la vida, pero que hoy día, derivado del incremento desproporcionado de la emisión de gases por las actividades antropocéntricas, se torna en un sobrecalentamiento del planeta al que debe controlarse para evitar que continúe aumentando.

Muchos de los impactos del cambio climático pueden ser reducidos, retardados o evitados mediante medidas de mitigación, para lo que se requiere cuantificar las emisiones a través de la elaboración de inventarios de GEI con la finalidad de diseñar y poner en práctica acciones de mitigación a diferentes escalas.

Materiales y métodos

Adecuación de metodologías para inventarios de gases de efecto invernadero a escala de un campus universitario.

Refiriéndose al tema que nos ocupa, el Consejo Consultivo de Cambio Climático, órgano permanente de consulta de la Comisión Intersecretarial de Cambio Climático presidido por el Premio Nobel Mario Molina, ha dicho que en México estamos en tiempos de traspasar la barrera de las declaraciones, escritos y buenos propósitos, para pasar a aplicar medidas tanto de mitigación como de adaptación (INE, 2009).

Es en ese contexto que se ha ubicado la elaboración de un inventario de emisiones de gases de efecto invernadero en un campus universitario, para cuya finalidad no se contaba con una metodología específica, debido a la relativa pequeña escala de estos espacios, comparados con las dimensiones nacionales o regionales para los que se han elaborado las guías y directrices técnicas del IPCC, que es la agrupación de científicos que orienta este tipo de mediciones en el mundo. Por consiguiente, fue menester interpretar los documentos pertinentes del IPCC (IPCC, 2007) e investigar la existencia de otras referencias que pudieran ser compatibles con la escala y las características de un campus universitario, tales como las herramientas de cálculo del Greenhouse Gas Protocol (GHG, 2009), las recomendaciones de la Association for the Advancement of Sustainability in Higher Education (AASHE, 2010), las propias recomendaciones de la cabeza de sector del cambio climático en nuestro país (SEMARNAT, 2008), además de aportes metodológicos de los autores de este artículo y de estudiantes de maestría, lo que a la postre condujo a la obtención de un procedimiento adecuado para la elaboración del inventario de GEI de un campus universitario.

Esta técnica instrumental se aplicó en el Campus Zacatenco (Unidad Profesional Adolfo López Mateos, en la Ciudad de México), del Instituto Politécnico Nacional, la que fue analizada y aceptada por el Programa GEI México (Programa GEI, 2010) de contabilidad y reporte voluntario de este tipo de gases. La metodología híbrida en cuestión, es precursora entre las universidades e instituciones de educación superior. El reporte del inventario de emisiones de un campus universitario alternó en el programa GEI México, con los reportes de 68 empresas y organizaciones que utilizaron metodologías *ad hoc* para sus giros propios de mercado.

Derivado del resultado metodológico y cuantitativo obtenido, la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), otorgó al Instituto Politécnico Nacional un reconocimiento especial por mostrar liderazgo y transparencia en la contabilidad y reporte de las emisiones de GEI. Al obtener esta distinción, el Instituto adquiere el derecho de participar en la siguiente etapa mediante una propuesta de mitigación (reducción) de emisiones de GEI en las fuentes identificadas del Campus de Zacatenco, el registro en el Programa GEI México y la validación de su programa de mitigación, lo que puede ubicarlo en el mercado de bonos de carbono.

La metodología podría ser adoptada por otras instituciones educativas y universidades, o por asociaciones de éstas, para ser aplicada en sus inventarios, los que serían parte alícuota de las comunicaciones nacionales ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre

el Cambio Climático (UNFCCC, 2010), que elabora periódicamente el Instituto Nacional de Ecología. Es en esta fase donde las universidades tienen la oportunidad de integrarse a los programas de mitigación del cambio climático.

Resultados y discusión

Aplicación de la metodología para inventario de las emisiones de GEI en el Campus Zacatenco del I.P.N.

El Instituto Politécnico Nacional (IPN) es un órgano desconcentrado de la Secretaría de Educación Pública, dedicado a la investigación y a la educación en los niveles medio superior, superior y posgrado, con una matrícula es de más de 153,000 estudiantes en sus 232 carreras impartidas en 55 planteles, centros y unidades de enseñanza y de Investigación (IPN, 2011).

El inventario de emisiones de gases de efecto invernadero se desarrolló en el Campus Zacatenco, por ser la unidad profesional más importante en cuanto al número de escuelas, estudiantes, centros de investigación y por albergar las oficinas de gobierno y otras instalaciones especiales del IPN.

La metodología precisa que la contabilidad debe referirse a un año que cuente con la totalidad de la información a utilizar, por lo que se decidió que el llamado año base fuese 2008. También se establecieron los límites operacionales (Cuadro 1); es decir, los espacios y posibles fuentes emisoras que son propiedad o que controla la institución. Esto implicó la identificación de otras emisiones asociadas intrínsecamente a las operaciones del campus (Cuadro 2), clasificándose como operaciones directas. Al tiempo que se identificó el alcance de contabilidad y reporte para las emisiones que no entraron en esta categoría (indirectas). Después de involucrar estas variables en la metodología antes citada, se obtuvieron los resultados del inventario de GEI en cuestión.

El Inventario de emisiones de GEI del Campus Zacatenco del IPN, arrojó la cantidad de 12,945 tCO₂ e (toneladas de bióxido de carbono equivalente) para el año 2008 (Cuadro 3). El desglose de este resultado es el siguiente: el alcance 1, referido a las emisiones directas, representa 17.22 % del total de gases emitidos; el alcance 2 de las indirectas participa con 36.15% y el alcance 3 de otras emisiones indirectas se eleva a 46.63%. La organización de estos alcances por actividad y fuente de GEI se muestran en la tabla1, al final de este trabajo.

En síntesis, las emisiones indirectas de GEI (subproductos de la combustión de combustibles fósiles en automotores y generación de energía eléctrica) representan el 82.78% del total de las producidas en el Campus, lo que evidencia que es en las fuentes de emisión final de este tipo donde es urgente proponer y promover medidas de mitigación para su reducción, en el consumo de energía eléctrica en las instalaciones del campus y en los viajes de alumnos, docentes y personal de apoyo de sus casas a las instalaciones escolares y viceversa.

**Cuadro 1.** Alcance de emisiones por tipo de fuente.

Alcances	Actividad	Fuentes
Alcance 1 Emisiones directas	<i>Combustión fija:</i>	
	Plantas de emergencia para la generación de electricidad	Motores a diesel y a gasolina
	<i>Combustión móvil:</i>	
	Transporte de personas y otros usos	Camiones, autobuses propiedad del Instituto para el transporte de los alumnos, personal y materiales. (Combustible: diesel).
Alcance 2 Emisiones indirectas	Consumo de electricidad	Iluminación
		Uso de computadoras
		Refrigeradores
		Motores
		Laboratorios
		Otros
Alcance 3 Emisiones indirectas opcionales	<i>Combustión móvil:</i>	
	Vehículos particulares: Automóviles y camiones ligeros de la plantilla docente y empleados.	Combustible: Gasolina y gas licuado de petróleo
	Viajes de empleados	Viajes aéreos nacionales e internacionales

Cuadro 2. Información de 2008 mínima requerida para la elaboración del inventario de GEI

1	Cantidad y tipo de vehículos propiedad del IPN (camiones, autobuses, automóviles), que fueron u utilizados para el transporte de personal, alumnos, materiales, etc.
2	Consumo de gas licuado de petróleo en tanques estacionarios y consumo de diesel para plantas de emergencia en Zacatenco.
3	Uso de extintores, por tipo de extintor, material de consumo en kilogramos.
4	Consumo de energía eléctrica en Zacatenco.
5	Cantidad de Viajes Aéreos Nacionales e Internacionales utilizados por los funcionarios y docentes del IPN.

Cuadro 3. Emisiones de dióxido de carbono equivalente en el Campus Zacatenco del I.P.N., año 2008

Alcance	Tipo de Emisión	Emisiones de dióxido de carbono equivalente (toneladas)
Alcance 1	Emisiones directas	2,229
Alcance 2	Emisiones indirectas	4,679
Alcance 3	Otras emisiones indirectas	6,036
Total		12,945

Conclusiones

Ante el hallazgo de que el consumo de combustible por el transporte y el consumo de electricidad en el campus son los principales aportes de GEI, la siguiente fase de mitigación corresponde al establecimiento de medidas de mitigación (reducción) de emisiones en las fuentes identificadas. Con relación a ello, se ha preparado un proyecto específico para esa etapa y, adicionalmente, deberán llevarse a cabo otros inventarios en el futuro para analizar el progreso de las medidas de mitigación.

La metodología y el software implícito en ella, disponible en las fuentes referenciadas, es aplicable en cualquier campus o instalaciones universitarias e instituciones de educación. Es pertinente advertir que el principal obstáculo confrontado al realizar el inventario aquí referido, lo representó la obtención de la información, tanto en tiempo como en su cabalidad y certidumbre.

En otro orden, se estima importante comentar que la Organización de las Naciones Unidas exhorta, en el artículo 4 de la Convención Marco sobre el Cambio Climático, a los países para que promuevan la educación, la capacitación y la sensibilización del público respecto al cambio climático. Por tratarse de un tema emergente, para atender esa sugerencia, las universidades requerimos preparar personal científico, técnico y de apoyo a la comunidad, así como también desarrollar actividades de orientación mediante campañas informativas.

El cambio climático no es una posibilidad distante, sino una realidad que ya está entre nosotros y, derivado de la longevidad de los GEI y de la baja inercia de algunas manifestaciones, seguirá estando por mucho tiempo (López, 2009).

Referencias bibliográficas

- AASHE (Association for the advancement of sustainability in higher education). 2010. (<<http://www.aashe.org>>, consultado el 27 de octubre de 2010)
- Flanery, T. 2006. *We are the Weather Makers*. Penguin Books.
- GHG (The Greenhouse Gas Protocol Initiative). 2009. *Product Accounting and Reporting Standard*. (<http://ghgprotocol.org>)



- Godrej, D. 2006. *The No Nonsense Guide to Climate Change*. New International Publications Ltd. Oxford.
- Henson, R. 2007. *The Rough Guide to Climate Change*. Rough Guides Ltd. London.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2007. (<<http://www.ipcc.ch>>), consultado el 2 de junio de 2011)
- INE – SEMARNAT. 2009. *Cuarta Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático*. México. SEMARNAT
- IPN (Instituto Politécnico Nacional). 2011. (< <http://www.ipn.mx>>, consultado el 28 de julio de 2011)
- López-López, V. M. 2009. *Cambio Climático y Calentamiento Global. Ciencia, Evidencias, Consecuencias y Propuestas para Enfrentarlos*. Editorial Trillas. México.
- Programa GEI México. 2010. (<<http://www.geimexico.org/>>, consultado el 26 de mayo de 2011).
- SEMARNAT-WBCSD. 2008. *Protocolo de GEI: Estándar Corporativo de Contabilidad y Reporte*. SEMARNAT. México.
- Stern, N. 2007. *The Economics of Climate Change: The Stern Review*. Cambridge University Press. New York, USA.
- UNFCCC (Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático). 2010. *Cuidar el Clima. Guía de la Convención del Cambio Climático, el Protocolo de Kyoto*. Bonn, Alemania.
- WRI-WBCSD (The Greenhouse Gas Protocol Initiative). 2011. (<<http://www.ghgprotocol.org>>, consultado el 10 de enero del 2011).

3.7

La propuesta de mitigación del Programa Especial del Cambio Climático (2006 – 2012)

Vázquez García Verónica¹

¹*Colegio de Postgraduados, Km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, 56230, Estado de México, México. Autora para correspondencia: verovazgar@yahoo.com.mx*

Resumen

Desde 2001, el Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC) reportó que la emisión de GEI ha alterado el balance radiativo de la tierra, conduciendo a su calentamiento. La temperatura del planeta ha aumentado de manera significativa desde 1750. La última mitad del siglo XX presentó los cambios más evidentes e intensos, con una tasa de calentamiento promedio de $0.13^{\circ}\text{C} + - 0.03^{\circ}\text{C}$ por década. Hasta el día de hoy, México ha presentado cuatro comunicaciones nacionales ante los organismos competentes de la ONU. También ha elaborado la Estrategia Nacional de Cambio Climático y el Programa Especial de Cambio Climático (PECC 2009-2012). El PECC utiliza datos del Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero (INEGEI) para modificar un escenario tendencial de emisiones proyectado para el año 2050. Este trabajo analiza al PECC desde la perspectiva de la política pública. Por razones de espacio, nos enfocamos únicamente en la propuesta de mitigación y en dos instituciones: PEMEX y la CFE.

Palabras clave: cambio climático, mitigación, política ambiental.

Introducción

El cambio climático constituye un reto para la interdisciplina. Durante las dos últimas décadas ha crecido la evidencia científica sobre el proceso del calentamiento del planeta, pero desde una perspectiva social hay varios temas ausentes. El primero es que, a pesar de que el origen del cambio climático está en cómo se ha organizado la sociedad occidental para producir bienes y servicios, la discusión ha involucrado pocos científicos/as sociales. Segundo, el cambio climático influye no sólo en los sistemas físicos y biológicos, sino también en los sociales, económicos y políticos, incluyendo desplazamientos humanos a causa de inundaciones, sequías, deslaves. Se trata de procesos escasamente estudiados. Tercero, de ser un asunto detectado por las ciencias duras (el grupo de científicos/as que conforman el IPCC), el cambio climático ha pasado a ser un tema de política internacional, con resultados poco alentadores. Ante la falta de consenso a nivel internacional sobre cómo frenar el aumento global de temperatura, los países han respondido con programas cuyo diseño y aplicación apenas está ejecutándose. Se conocen poco los avances al respecto.

Este trabajo tiene por objetivo analizar el Programa Especial de Cambio Climático (PECC, 2006-2012), que es la propuesta oficial mexicana para combatir las causas y los efectos del aumento de temperatura (SEMARNAT, 2009a). El análisis incluye dos aspectos: 1) la congruencia entre el diagnóstico y las áreas sugeridas para la reducción de GEI; y, 2) las instituciones responsables de promover la reducción de GEI.

¿Qué es el cambio climático? La evidencia científica

Desde 2001, el IPCC reportó que la emisión de GEI ha alterado el balance radiativo de la tierra, conduciendo a su calentamiento. La temperatura del planeta ha aumentado de manera significativa desde 1750. La última mitad del siglo XX presentó los cambios más evidentes e intensos, con una tasa de calentamiento promedio de $0.13^{\circ}\text{C} + - 0.03^{\circ}\text{C}$ por década (IPCC, 2007). Algunos autores sugieren que el término correcto a utilizar es cambio climático antropogénico, ya que el ser humano consume cerca del 2% de la productividad primaria neta de los ecosistemas terrestres, pero al hacerlo destruye o utiliza cerca del 40% del total (Jaramillo, 2004).

Los principales gases de efecto invernadero (GEI) son, en orden de importancia, el bióxido de carbono (CO_2), el metano (CH_4) y el óxido nitroso (N_2O). La presencia del primero en la atmósfera se debe a la oxidación de carbono orgánico por la quema de combustibles de origen fósil (petróleo, gas natural y carbón mineral) y la deforestación. El metano procede de fuentes tanto naturales (humedales) como humanas (agricultura, gas natural, rellenos sanitarios, aumento del hato ganadero y quema de biomasa vegetal). Las fuentes antropogénicas del óxido nitroso son los fertilizantes agrícolas sintéticos, la combustión de energéticos fósiles, la producción de ácidos, el tratamiento de aguas residuales, la combustión de desechos y el quemado de biomasa. Con la Revolución Industrial, la concentración de los GEI mostró los siguientes incrementos: CO_2 , 31%; metano, 151%; óxidos de nitrógeno, 17%. Actualmente, el CO_2 representa 60% del total de GEI en la atmósfera; el CH_4 , 20%. Otros gases (entre ellos el N_2O) representan el 20% restante (Cuatecontzi y Gasca, 2004; Arvizu 2004).

El cambio climático en la escena internacional: de la ciencia a la política

Los primeros estudios sobre la influencia del CO_2 en la atmósfera, realizados por la Organización Meteorológica Mundial, datan de los años cincuenta. A partir de entonces, prácticamente cada década tuvo un evento importante. En 1979 se realizó la primera conferencia sobre el clima mundial. En 1988 se creó el IPCC que ha producido cuatro informes (1990, 1995, 2001 y 2007) además de trabajos intermedios. En 1992, durante la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y Desarrollo celebrada en Río de Janeiro, Brasil se adoptó la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC). En 1997 se creó el Protocolo de Kioto (PK), el cual comprometía a 39 países (la mayoría desarrollados) a reducir en 5% sus emisiones para el año de 2012. El PK entró en vigor en 2005, cuando se alcanzó el mínimo número de países para firmarlo, entre ellos Rusia, pero no Estados Unidos. A lo largo de este periodo, se han hecho 16 Conferencias de las Partes (COP) para tratar un tema que, sin lugar a dudas,

concierna a toda la humanidad. Sin embargo, actualmente se sabe que la mayoría de los países desarrollados no cumplirán las metas de reducción a las que se comprometieron en el PK (Avalos, 2004; Galindo, 2009).

Juntar evidencia sobre la amenaza del cambio climático, desde el punto de vista de la responsabilidad humana en las emisiones de GEI; determinar los límites entre lo aceptable y lo inaceptable para el futuro del planeta; proyectar lo posible dentro de un marco de incertidumbre; todo esto constituye uno de los aportes más importantes que la ciencia ha hecho a la humanidad. Pero a medida que el consenso se iba logrando, la responsabilidad por resolver el problema se fue traspasando de la ciencia a la política. Para convencer a tomadores/as de decisiones fue necesario preparar un documento sobre los costos económicos del cambio climático. Esta labor estuvo a cargo de Nicholas Stern (2007), quien señaló que el clima global es un bien público, y el cambio climático es la mayor externalidad negativa global del proceso de desarrollo. El economista inglés cuantificó los cambios esperados por efecto del calentamiento global en la disponibilidad de agua, producción de alimentos, incidencia de enfermedades, daño a los ecosistemas y afectaciones a infraestructura. Concluyó que se necesitaría una inversión equivalente al 1% del PIB mundial para mitigar los efectos del cambio climático, pero de no hacerlo, los costos podrían alcanzar hasta el 20%. Por ello, la mejor solución al calentamiento global es reducir las emisiones de GEI a la atmósfera.

A pesar de la evidencia, no sólo ambiental, sino también de eficiencia económica, la negociación internacional ha sido lenta y complicada. Dos principios reflejan la tensión existente: el de precaución y el de responsabilidad diferenciada. El primero, adoptado por la CMNUCC desde 1992, sostiene que cuando haya amenaza de daño grave o irreversible, no debe utilizarse la falta de certidumbre científica para posponer medidas. El segundo principio, de responsabilidades compartidas pero diferenciadas, también fue adoptado en 1992. Sostiene que los principales responsables del calentamiento global son los países industrializados, que han emitido y siguen emitiendo cantidades mucho más altas de GEI a la atmósfera que el resto, tanto en términos absolutos como relativos (per cápita). Estados Unidos y 25 países de la Unión Europea son responsables de 55.8% del total mundial acumulado de emisiones. Estados Unidos y Australia se han negado a adoptar planes de mitigación por temor a afectar los intereses de sus industrias. Por su parte, los países en vías de desarrollo han defendido su derecho a elevar el nivel de vida de sus habitantes, lo cual les ha permitido evitar la obligatoriedad en la reducción de emisiones (Galindo, 2009).

México tiene una historia particular con relación al cambio climático. Firmó los acuerdos de la Cumbre de Río de 1992, pero al entrar a la OCDE en 1994, quedó fuera del Grupo de los 77 y China, el cual representa el principal bloque negociador de los países en desarrollo. A finales de los noventa, el país decidió fortalecer a las instituciones que tratan el tema de cambio climático antes de asumir compromisos cuantitativos de reducción de emisiones. En 1997 se creó el Comité Intersectorial para el Cambio Climático (CICC) y se decidió fomentar la investigación, organizar foros de discusión y reforzar al Instituto Nacional de Ecología (INE) (Tudela, 2004). En 2000, el senado mexicano ratificó al PK por unanimidad, dentro de la categoría de “país No Anexo I”; es decir, como país en desarrollo. No se fijaron metas cuantificables de reducción de emisiones de GEI, pero sí



compromisos particulares, entre ellos la elaboración de inventarios nacionales de emisiones (SEMARNAT, 2009b).

En 2005, México se localizaba entre los 25 países con mayor población, mayor PIB y mayores emisiones. En 2006, contribuyó con alrededor de 1.6% a las emisiones de GEI (715 M tCO_{2e}), 6.2 tCO₂ per cápita. México se ubica en la posición número 13 en la lista de países emisores a nivel mundial (SEMARNAT, 2009 b).

La propuesta de mitigación del Programa Especial de Cambio Climático (2009-2012)

La Estrategia Nacional de Cambio Climático, presentada por el Ejecutivo en 2007, definió las bases para impulsar la reducción de emisiones en México, así como para crear capacidades de adaptación a los efectos del cambio climático. A partir de la publicación de la estrategia, las dependencias que participan en el CICC elaboraron el PECC para el período 2009-2012.

El PECC utiliza datos del Inventario Nacional de Emisiones de GEI (INEGEI) para proyectar, a partir un ritmo de crecimiento y de evolución de la distribución sectorial de sus emisiones, un escenario tendencial al año 2050. Con el PECC se pretende modificar dicho escenario sin comprometer las perspectivas nacionales de desarrollo (SEMARNAT, 2009a).

El PECC compromete a México a lograr una reducción de 50% de las emisiones nacionales de GEI, tomando como referencia las del año 2000. Se trata de metas que no son jurídicamente vinculantes y que están doblemente condicionadas, primero a que los países desarrollados apoyen con recursos financieros y tecnológicos; y segundo, a que exista un acuerdo global convergente que tienda a dar una solución colectiva al problema del cambio climático (SEMARNAT, 2009a). Sin embargo, México tiene razones de peso para actuar en lugar de esperar dichos acuerdos. En el estudio titulado Implicaciones Económicas del Cambio Climático en México (Galindo, 2009), que utiliza la misma metodología del Informe Stern (2007), se calcula que los costos del cambio climático para México en el 2050 irían de 4.2 a 15.3% del PIB nacional; mientras que los costos de mitigación actuales serían de entre 0.56 y 5.6% del PIB.

Para el año 2012, el PECC calcula haber alcanzado una reducción total de emisiones anuales de alrededor de 51 millones de toneladas de CO_{2e} con respecto al escenario tendencial (línea base al 2012 que ascendería a 786 MtCO_{2e}). Esto sería el resultado de acciones realizadas en diversas categorías: generación de energía (35.6%); uso de energía (23.4%); agricultura, bosques y otros usos del suelo (30.2%); desechos (10.8%) (Cuadro 1).

Cuadro 1. Categorías en el plan de reducciones del PECC.

Generación de energía	Uso de energía	Agricultura, bosques y otros usos del suelo	Desechos	Procesos industriales
Petróleo y gas	Transporte	Agricultura	Disposición de desechos sólidos urbanos	N.D.
Electricidad	Sector residencial, comercial, municipal	Ganadería	Descargas y tratamiento de aguas residuales	N.D.
	Industria	Bosques	Otros residuos	N.D.
	Administración pública federal	Frontera forestal agropecuaria		N.D.

Fuente: SEMARNAT, 2009a. N.D.= Dato no disponible

La falta de congruencia entre el diagnóstico y la propuesta

El plan de reducción de emisiones no es congruente con el diagnóstico presentado en el mismo PECC. Hay importantes disparidades entre el porcentaje de emisiones en el 2006 por cada categoría y lo que se ha proyectado reducir para el año 2012 (Cuadro 2). El petróleo y el gas tienen un gran peso en la reducción de emisiones, a diferencia del sector transporte que contribuye con el 20% de las emisiones pero sólo con el 11% de la reducción proyectada. La reducción de emisiones por el uso de energía de parte del sector residencial, comercial y municipal es demasiado grande en relación con su contribución de GEI. La categoría de bosques tiene demasiado peso en las reducciones, siendo que su contribución a las emisiones de GEI ni siquiera aparece calculada. Uno se pregunta por qué los bosques tienen que llevar el mismo peso que la generación de energía con petróleo y gas, siendo que la mayoría de los bosques son de propiedad social y están habitados por campesinos/as e indígenas, sectores particularmente desfavorecidos de la sociedad mexicana. Finalmente, el mismo PECC reconoce que la contribución de desechos a la emisión de GEI es demasiado alta en el país, si se compara con el promedio mundial que es de 3.6%. En esta categoría, el mayor peso recae en la disposición de desechos urbanos, involucrando muy poco al tratamiento de aguas residuales que cada año inundan importantes zonas del Estado de México.

Cuadro 2. Discrepancia entre el diagnóstico de emisiones y el plan de reducciones del PECC.

Categoría	% en el diagnóstico (2006)	% en el plan de reducciones al 2012
Generación de energía	27.3	35.6
Petróleo y gas	11.7	20.4
Electricidad	16	15.2
Uso de energía	38	23.4
Transporte	20	11.3
Sector residencial, comercial, municipal	3	10.9

Cuadro 2. Continuación

Industria	15	1.1
Administración pública federal	N.D.	0.1
Agricultura, bosques y otros usos del suelo	19	30.2
Agricultura	N.D.	1.9
Ganadería	N.D.	1.8
Bosques	N.D.	19.7
Frontera forestal agropecuaria	8	6.8
Desechos	14	10.8
Disposición de desechos sólidos urbanos	N.D.	8.8
Descargas y tratamiento de aguas residuales	N.D.	2
Otros residuos	N.D.	N.D.
Procesos industriales	N.D.	N.D.

Fuente: SEMARNAT, 2009a.

N.D.= Dato no disponible

Instituciones responsables

Las principales secretarías involucradas en las acciones del PECC para lograr la disminución de emisiones son: Secretaría de Energía (SENER), Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales (SEMARNAT) y Secretaría de Comunicaciones y Transportes (SCT). En menor medida, la Secretaría de Desarrollo Social (SEDESOL) y la Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca (SAGARPA). Otros actores mencionados esporádicamente son los siguientes: gobiernos locales para rellenos sanitarios, sector privado para el autoabastecimiento de energía eléctrica con fuentes renovables, Instituto Nacional para la Vivienda de los Trabajadores (INFONAVIT) para hipotecas verdes y Secretaría de Hacienda y Crédito Público (SHCP), Secretaría de Economía (SE) y Nacional Financiera (NAFIN) para chatarrización de vehículos.

Llama la atención que la mayor parte de las acciones corren a cargo del gobierno federal, siendo que aspectos tan importantes como el uso del suelo caen dentro de la normativa de los gobiernos municipales, mencionados únicamente para el tema de los rellenos sanitarios. No hay un trabajo de ordenamiento territorial con dichos gobiernos, que aportaría en mucho a reglamentar los cambios en el uso del suelo.

El sector privado es otro de los grandes ausentes. Su contribución en emisiones de GEI y su reducción ni siquiera aparecen calculadas. El sector privado aparece asociado únicamente al autoabastecimiento de energía eléctrica con fuentes renovables, siendo que todo el proceso industrial tendría que ser revisado desde la óptica de la reducción de emisiones. Es necesario diseñar un sistema de instrumentos económicos que estimulen el cambio tecnológico de diversos sectores industriales. Como lo señala Galindo (2009), en México la aplicación de instrumentos económicos para fines ambientales ha sido más bien casuística, a pesar de las ventajas demostradas que suponen dichos instrumentos, y a pesar también de que están previstos, de distintas formas, en la legislación desde la última década del pasado siglo.

Algunas acciones del PEEC manejan indicadores numéricos, por ejemplo, construcción de 600,000 estufas eficientes de leña; incorporación de 2.95 millones de hectáreas al manejo forestal sustentable; incorporación de 2.5 millones de hectáreas de ecosistemas terrestres al sistema de Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMAS); construcción de 38 tramos carreteros. Por el contrario, otras acciones no proporcionan ningún indicador: “vivienda eficiente e hipotecas verdes”, “rellenos sanitarios”, o ítems incluso más ambiguos como transporte limpio. Esto no quiere decir que los indicadores son necesariamente buenos, puesto que en ninguna parte se señala cómo fueron calculados, por qué tienen que ser 600,000 y no un millón de estufas. Queda la impresión de que algunas acciones están mejor trabajadas que otras, que tienen mayor avance y mayor fundamento, aunque éste no sea anunciado explícitamente.

Preocupa que PEMEX sea manejado de manera vaga, por ejemplo “reinyección de gas amargo en Cantarell”, “eficiencia operativa en PEMEX”, “cogeneración en PEMEX”, siendo que la generación de energía con petróleo y gas es el cuarto ítem que más contribuye a la emisión de GEI. El objetivo 2.1.1 del PECC es bastante más explícito en las metas de reducción de emisiones planteadas para PEMEX, puesto que señala el número de emisiones en 2006 y el proyectado para 2012. Sin embargo, son tan ambiciosas que las formas de alcanzarlas tendrían que ser mucho más explícitas.

La CFE recibe un tratamiento muy similar. Cuatro objetivos (2.1.5, 2.1.7, 2.1.8 y 2.1.9) del PECC dan información que se refiere al proyecto integral Manzanillo que debe iniciar operaciones en 2012. Se habla de la importancia de reducir fugas en los sistemas de transmisión y distribución de energía eléctrica; del aumento en la generación de energía por centrales eólicas, geotérmicas y de producción de vapor con energía solar; y de la necesidad de que la CFE participe en mercados de carbono como ya lo hace PEMEX desde 2004. Se menciona la importancia de que el sector privado colabore en la producción de energía por fuentes renovables en un esquema de autoabastecimiento. En la mayoría de estos objetivos se proporcionan cifras sobre la reducción de emisiones proyectadas para 2012. Sin embargo, tampoco se aclara cómo se van a alcanzar.

Conclusiones

Este trabajo se propuso analizar los esfuerzos realizados por el gobierno de México para combatir el cambio climático. En particular, se estudia la propuesta de mitigación del PECC 2006-2012. Se argumenta que dicho programa es producto de una presencia creciente de México en la discusión internacional sobre el cambio climático, ya que el país ocupa el lugar número 13 en la lista mundial de emisores.

Sobre el PECC resaltan varios hallazgos. Se detecta una falta de congruencia entre el diagnóstico y el plan de reducción de emisiones, donde la generación de energía por petróleo y gas tiene el mismo peso que los bosques como factores de reducción, siendo que el sector que más emite GEI es el de transporte. La mayor parte de la responsabilidad para la reducción de emisiones recae en instituciones del gobierno federal, en contraste con los gobiernos municipales y el sector privado. Para algunas áreas se presentan indicadores que no están lo suficientemente explicados. Las propuestas para instituciones tan importantes como PEMEX y la CFE son generales y vagas. Se presentan metas, pero no el camino para



alcanzarlas. Queda pendiente, además, determinar qué tanto se ha implementado el programa y qué reducciones se habrán logrado en 2012.

Referencias bibliográficas

- Arvizu, J. L. 2004. Registro Histórico de los Principales Países Emisores. *En: Martínez, J., y A. Fernández (comp). Cambio Climático: una Visión desde México. SEMARNAT e Instituto Nacional de Ecología, México. pp: 99-108.*
- Ávalos, M. 2004. Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático. *En: Martínez, J., y A. Fernández (comp). Cambio Climático: una Visión desde México. SEMARNAT e Instituto Nacional de Ecología, México. pp: 126-141.*
- Cuatecontzi, H., y J. Gasca. 2004. Los Gases Regulados por la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. *En: Martínez, J., y A. Fernández (comp). Cambio Climático: una Visión desde México. SEMARNAT e Instituto Nacional de Ecología, México. pp: 88-98.*
- Galindo, L. 2009. La Economía del Cambio Climático en México. SEMARNAT. México, 443 p.
- Jaramillo, V. 2004. El Ciclo Global del carbono. *En: Martínez, J., y A. Fernández B. (comp). Cambio Climático: una Visión desde México. SEMARNAT e Instituto Nacional de Ecología. México. pp: 77-85.*
- Tudela, F. 2004. México y la Participación de Países en Desarrollo en el Régimen Climático. *En: Martínez, J., y A. Fernández B. (comp). Cambio Climático: una Visión desde México. SEMARNAT e Instituto Nacional de Ecología. México. pp: 155-175.*
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climatic Change). 2007. Climate Change 2007: Synthesis Report. IPCC. Ginebra, Suiza, 104 p.
- SEMARNAT (Secretaría de Marina, Recursos Naturales y Medio Ambiente). 2009a. Programa Especial de Cambio Climático 2009-2012. SEMARNAT. México, 118 p.
- SEMARNAT (Secretaría de Marina Recursos Naturales y Medio Ambiente). 2009b. Cambio climático: ciencia, evidencia y acciones. SEMARNAT. México, 93 p.
- Stern, N. 2007. The Economics of Climate Change: The Stern Review. Cambridge University Press. United Kingdom, 673 p.

3.8

La gobernanza forestal, piedra angular de la política REDD+ en México

Ortiz Lemus Itzaé Lizette¹

¹ *El Colegio de México*

Resumen

El cambio climático actualmente se ha posicionado en la agenda pública internacional y nacional como uno de los principales problemas ambientales que aquejan a los seres humanos, razón de ello se crearon diversas instancias y organizaciones con la finalidad de responder a esta problemática. Asimismo se han realizado diversos instrumentos que dictan las líneas de acción para mitigar y adaptarse al calentamiento global. Bajo este contexto emerge la política de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación forestal, así como el mejoramiento de los acervos de carbono forestal, manejo sostenible de los bosques y conservación forestal (REDD+). Sin embargo, la complejidad de dicho instrumento ha generado la necesidad de incorporar a los actores locales en la dinámica de esta política, por lo cual la gobernanza forestal resulta indispensable para lograr generar cierta concordancia entre los objetivos de REDD+ y los de las comunidades locales, introduciendo a los agente técnicos como medio para coadyuvar en la compaginación de estos objetivos.

Palabras clave: Acciones tempranas, gobernanza ambiental, actores locales, agentes técnicos.

Introducción

La problemática del cambio climático ha generado la respuesta internacional desarrollando diversos instrumentos que permitan mitigar y adaptarse a ésta, uno de ellos es el mecanismo de reducción de emisiones por deforestación, degradación forestal, conservación forestal, manejo sustentable de los bosques y mejoramiento de los acervos de carbono forestal (REDD+), el cual busca coadyuvar a la mitigación de dicho problema mediante la disminución de las emisiones de dióxido de carbono (CO₂). Éste en general ha tenido una respuesta favorable de las diversas delegaciones, siendo México uno de los países que actualmente se encuentra elaborando dicha política para colaborar en los esfuerzos mundiales de la mitigación de esta problemática.

Dado que la política REDD+ se está diseñando a escala nacional, la cuestión radica en ¿cómo lograr internalizar las reglas generales de la política en cada comunidad o región en todo el país, teniendo en cuenta que México se caracteriza por ser heterogéneo a nivel social, económico y político? En este sentido, una posible solución es la gobernanza forestal, la cual puede utilizarse para integrar los intereses de las comunidades a los



objetivos generales de la política. Por tanto, es pertinente explicar brevemente el concepto de gobernanza forestal y las características en términos generales de la política REDD+, con la finalidad de sentar las bases que darán cuerpo al objetivo de este trabajo.

Conceptualizando a la gobernanza forestal

La gobernanza hace referencia a la coordinación entre una multiplicidad de actores siendo el proceso mediante el cual, como menciona Aguilar (2006), deciden sus objetivos, intereses y las formas de coordinarse para realizarlos, por tanto la gobernanza refleja la expresión del interés colectivo. En este sentido, “la gobernanza representa una nueva filosofía de la acción de gobierno por la cual la gobernabilidad se asegura a través de una mayor participación de la sociedad civil en una relación horizontal entre instituciones del gobierno y organizaciones como sindicatos, grupos vecinales, asociaciones civiles, organizaciones no gubernamentales, movimientos sociales, asociaciones profesionales, empresas privadas”, entre otras (Piñeiro, 2004).

De esta forma, la gobernanza ha sido acogida en los temas ambientales generando el término gobernanza ambiental, el cual expresa una nueva forma de percibir la relación entre sociedad y gobierno que permita internalizar los problemas ambientales en la sociedad y esta se involucre y participe en la implementación de las políticas ambientales. Así, se hace referencia a los procesos de toma de decisiones en donde participan el gobierno en sus distintos niveles o instancias y los actores interesados de la sociedad civil en lo concerniente a los ecosistemas (Piñeiro, 2004). En lo que respecta a la gobernanza ambiental, el documento del World Resources Institute (Cronkleton *et al.* 2008) señala cinco principios que se relacionan con una buena práctica de gobernanza ambiental: el primero se basa en la participación de los actores interesados o afectados por las decisiones que se efectúan sobre el ambiente expresando sus opiniones e inquietudes previamente a la toma de decisiones. De esta forma se asegura que todas las visiones sean tomadas en cuenta con la finalidad de que los gobiernos conozcan las diversas propuestas y posiciones para las decisiones finales, teniendo un mayor grado de legitimidad la toma de decisiones por parte del gobierno. El segundo, hace referencia a la capacidad de la sociedad civil para responsabilizar a los tomadores de decisiones sobre las medidas adoptadas por éstos. El tercer principio señala que debe hacerse la toma de decisiones en materia ambiental, en el nivel adecuado del problema que se está analizando. El cuarto habla sobre el principio de la accesibilidad estipulado por la Conferencia de Río de Janeiro de 1992, el cual hace referencia a tres aspectos relevantes: 1) el acceso a la información ambiental y al proceso decisorio. 2) la oportunidad de la sociedad civil para participar en instancias de decisión influyendo sobre las decisiones finales. 3) la capacidad para objetar una decisión que afecte directa o indirectamente al actor civil y la posibilidad de influir en la modificación de la misma. El quinto hace referencia a que las decisiones sobre los temas ambientales no deben ser monopolizadas por un organismo específico sino que deben integrarse en la toma de decisiones que se lleva a cabo en todos los niveles de gobierno, esto se argumenta planteando la importancia del ecosistema para la preservación de la vida humana.

La gobernanza ambiental hace referencia a que toda experiencia que pretenda mejorar el manejo de la biodiversidad o mitigar la degradación ambiental, inevitablemente su marco

de referencia parte desde el nivel local. Esto es, para mitigar “las causas de la degradación se necesita la articulación de organizaciones de base territorial local a niveles más amplios, incluso formando asociaciones de organizaciones de base con gobiernos locales” (Mora y Román, 2004). Sin embargo, “el proceso de gobernanza requiere de tiempos largos de maduración, durante los cuales, los actores locales involucrados interioricen y se apropien de las potencialidades del autocontrol y autorregulación de que son capaces, no solo para diseñar, sino para accionar sobre las condiciones de vida del presente y por tanto del futuro” (Montoya *et al.*, 2006).

Por otra parte, los recursos forestales son bienes públicos locales pero cumplen funciones globales; es decir, los bosques y selvas nos brindan madera, leña, entre otros. Sin embargo, son servicios ambientales a escala global, además se caracterizan por ser un mercado de productos intangibles internacionales, como la compra de bonos de captura de carbono.

Así, la gobernanza forestal en términos generales, es la forma en que se ejerce el poder y control sobre los recursos del bosque. Este concepto de gobernanza forestal toma relevancia a partir de la problemática planteada acerca del Cambio Climático, ya que surgieron diversos mecanismos de mitigación para atacar dicho problema, entre los cuales se encuentran los mercados de Captura de Carbono, siendo los actores locales relevantes en este mecanismo.

De esta forma, la gobernanza forestal es la expresión de la negociación entre los actores locales que viven en el territorio forestal y la administración pública, generando una mayor legitimidad ya que se genera una mayor injerencia de los intereses de las comunidades locales la hechura de las políticas públicas.

La política REDD+

El deterioro acelerado del ambiente y sus efectos negativos sobre los seres humanos comenzó a llamar la atención en el ámbito internacional en los años setenta, y actualmente el calentamiento global es una de las principales problemáticas ambientales a la cual se le ha dado importancia tanto en la agenda internacional como la nacional.

La perspectiva antropogénica de dicho problema generó una serie de instituciones y mecanismos para mitigar y adaptarse al mismo. De esta forma, se crea el Panel Intergubernamental de Cambio Climático en 1988, con la finalidad de evaluar los impactos del calentamiento global, así como generar las opciones de mitigación y adaptación. Asimismo en 1992 se adoptó la Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático para generar la estabilización de las concentraciones de los gases de efecto invernadero.

Bajo este escenario se desarrollaron diversos instrumentos que utilizan los bosques como medio para disminuir las emisiones de CO₂. Entre estos instrumentos se encuentra REDD+ (reducción de emisiones por deforestación, degradación forestal, la conservación de la masa forestal, el manejo forestal sustentable y el mejoramiento de los acervos de carbono forestal). La importancia que se le ha dado a ésta para mitigar las emisiones de CO₂ se debe a que la deforestación es la segunda causa más importante que contribuye a las emisiones de dicho gas, por lo cual en el año 2003 se comienza a introducir la idea de crear

un mecanismo que incorporara la reducción de emisiones por deforestación, llegando a configurarse como REDD+ en 2008, siendo actualmente uno de los principales mecanismos de mitigación al cambio climático en la agenda internacional.

México por su parte, ha decidido realizar un mecanismo REDD plus para contribuir en la mitigación del cambio climático. Por lo cual, actualmente se cuenta con el documento La Visión de REDD+ México, el cual sentará las bases para la elaboración de la Estrategia Nacional de REDD+ (ENAREDD+).

Es evidente que el objetivo de REDD+ es claro y sencillo de comprender (coadyuvar en la mitigación del cambio climático mediante la disminución del CO₂ proveniente de la deforestación y la degradación forestal, así como fomentar la conservación de la masa forestal, el manejo forestal sustentable y el mejoramiento de los acervos de carbono forestal). Sin embargo, conlleva una serie de acciones que implican un gran esfuerzo y trabajo por parte de los diferentes ámbitos de gobierno y de la participación de las comunidades locales que habitan los bosques.

Gobernanza forestal, una prioridad para REDD plus

La política de REDD+ es un instrumento que se está configurando a escala nacional, lo cual sentará las bases en la materia para un país caracterizado por ser heterogéneo en los aspectos sociales, económicos y políticos. De esta forma, el diseño de la política nacional configurada con reglas generales requerirá la incorporación de la gobernanza forestal para lograr internalizarlas a las especificidades de cada lugar.

Es relevante señalar que la gobernanza forestal actualmente no es ajena a REDD+ México, ya que parte de los esfuerzos que se están realizando en el país es el desarrollo de acciones tempranas que pretenden fungir como proyectos piloto para esta política.

De esta forma se han seleccionado tres lugares específicos que tienen el 70% de la deforestación neta y con los elementos que coadyuvan en el proceso de aprendizaje para el diseño e implementación de dicha política, es decir, cuentan con la capacidad de llegar a generar arreglos institucionales innovadores, alineación de políticas públicas, realización de un sistema MRV local y el manejo forestal comunitario (Graf, comunicación personal).

Las acciones tempranas de REDD plus se están desarrollando actualmente en Chiapas en parte de la selva Lacandona, en la península de Yucatán con los tres estados (Yucatán, Quintana Roo y Campeche) y las cuencas costeras de Jalisco. La finalidad de implementar estas acciones es llevar a cabo la política REDD+ a una escala local/regional para poder realizar los ajustes necesarios y posteriormente replicarlas a nivel nacional.

Estas experiencias están aportando elementos importantes para la configuración de la política REDD+. Esto es, en la selva Lacandona se está realizando un esfuerzo por coordinar las políticas de la CONAFOR con la SAGARPA mediante un agente técnico que es el Corredor Biológico Mesoamericano (Bauche, comunicación personal). Esto es, se está tratando de armonizar las actividades agropecuarias con las forestales para que se realicen en dicha zona actividades económicas bajas en carbono.

En lo que respecta a las cuencas costeras Jalisco, se está trabajando sobre todo en la consolidación de un sólido sistema MRV, se ha generado por tanto, la información necesaria para realizarlo localmente (Graf, comunicación personal).

El proyecto en la península de Yucatán es un esfuerzo por realizar una asociación inter-estatal, en la cual se está trabajando para generar las capacidades necesarias de los tres estados que permitan atender una parte importante de bosque a nivel regional (Graf, comunicación personal).

Por lo anterior, podemos notar que en el país se está implementado parte de lo que sería la política REDD+ en México, generando esfuerzos y capacidades para demostrar la factibilidad de su realización en el mismo. Pero es importante que la forma de llevar las acciones tempranas mediante un agente técnico se replique a nivel nacional, ya que será necesario contar con agentes que conozcan y entiendan el lugar o la región para lograr internalizar las reglas generales.

Los agentes técnicos son pieza medular que logrará generar este proceso de gobernanza a nivel local/regional, ya que en los diversos sitios del país cuentan con diferentes formas de concebir la realidad ambiental, lo cual afecta directamente al uso y la valoración de los recursos naturales. Y estos al poseer una relación más directa con los pobladores de estas zonas, será por tanto más sencillo llevar a cabo un proceso de participación entre estos logrando captar los intereses y necesidades de los mismos; y, al contar con la confiabilidad de las personas facilitará la aceptación de colaborar en la implementación de las acciones requeridas. Así mediante ellos se podrá lograr internalizar los objetivos generales de la política REDD plus a las especificidades de cada lugar.

La acción temprana realizada en parte de la selva Lacandona es un ejemplo claro de la funcionalidad de los agentes, ya que si bien la SAGARPA y la CONAFOR por si solas nunca hubieran llegado a coordinarse, el Corredor Biológico Mesoamericano logró empatar ciertos objetivos que dieran como resultado dicha coordinación (Graf, comunicación personal).

El contar con la confiabilidad de las personas en las acciones que se realizaran es sumamente importante, ya que en diversas acciones que se deben llevar a cabo para REDD+ intervienen diferentes actores con objetivos e intereses divergentes. Ejemplo de ellos es la coordinación que se debe realizar entre las políticas agropecuarias y forestales para que no se interpongan entre sí. Lo cual se puede lograr mediante la intermediación de un agente técnico que teniendo en cuenta los intereses de los pobladores logre realizar un ordenamiento territorial apto para todos los intereses.

Materiales y métodos

La metodología se basa en la obtención de información mediante un análisis documental y trabajo de campo:

1. Revisión documental: para elaborar marco conceptual de la gobernanza, gobernanza ambiental, la gobernanza forestal, las características generales de REDD+ México se realizó una revisión bibliográfica de libros y artículos publicados acerca del cambio climático, los servicios ambientales producidos por los bosques, la gestión forestal en México, la gobernanza y REDD+.
2. Trabajo de campo: Se llevó a cabo mediante entrevistas semi-estructuradas con la finalidad de reforzar la información recopilada y aportar conocimiento que aún no se ha escrito.



Conclusiones

Trabajar a nivel nacional es complejo debido a la realidad y a las características intrínsecamente diferenciadas en todo el país y aunado a la complejidad que representa REDD+, es evidente que se requiere que los diversos actores involucrados coadyuven conjuntamente para lograr implementar adecuadamente esta política. Es decir, se requiere de la participación y coordinación de los diversos actores para establecer un ordenamiento territorial que permita llevar a cabo la conservación forestal y el desarrollo económico.

De esta forma, la política REDD+ requiere contar con el proceso de gobernanza forestal que coadyuve a la aceptación de los objetivos de la misma para ser implementados en las zonas forestales. En este sentido se requiere del apoyo de agentes técnicos capaces de internalizar los objetivos de la política a los intereses de los actores locales, generando un proceso de participación y credibilidad por parte de las comunidades locales ante esta política. Así, los agentes técnicos fungirán como un medio para armonizar los intereses de las partes involucradas.

Por tanto, la gobernanza será el pilar que guie la concordancia entre los objetivos de REDD plus y de las comunidades locales, mediante la incorporación de agentes técnicos que potencialicen las virtudes sustentables del lugar.

Referencias bibliográficas

- Aguilar-Villanueva, L. 2006. *Gobernanza y Gestión Pública*. México, FCE.
- Cronkleton, P., P. Leigh, D. Barry, S. Stone-Jovicich, and M. Schmink. 2008. *Gobernanza Ambiental y el Surgimiento de Movimientos Forestales de Base*. Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR) Occasional Paper. 49.
- Johnson, S. Asegurando la gobernanza forestal. *Actualidad Forestal Tropical* 17 (1).
- Montoya, G., J. F. Hernández, A. Velasco, L. Reygadas, and T. Ramos. 2006. *Organización comunitaria para la conservación forestal: Estudio de caso en la Selva Lacandona de Chiapas, México*. *Papeles de Población*, julio-septiembre (49): 177-204.
- Mora-Alfaro, J., e I. Román. 2004. *Experiencias de movilización social, gobernanza ambiental y desarrollo territorial rural en Mesoamérica*. Informe Final. RIMISP.
- Piñeiro, D. 2004. *Movimientos sociales, gobernanza ambiental y desarrollo territorial rural*. Uruguay. RIMISP.

3.9

La transición energética hacia sistemas basados en fuentes renovables

Eduardo A. Rincón Mejía

Universidad Autónoma del Estado de México, Facultad de Ingeniería. Cerro de Coatepec, CU, Paseo Universidad S/N, Toluca 50130, México. Autor para correspondencia: rinconsolar@hotmail.com

Resumen

El calentamiento atmosférico y oceánico con sus consecuentes alteraciones climáticas, el envenenamiento del aire, el agua y el suelo por diversos contaminantes, las guerras por el control del petróleo y el gas natural, los derrames de crudo en los océanos y las enormes fugas en depósitos y embarcaciones que transportan gas natural, son todas consecuencias directas del actual sistema energético basado en combustibles fósiles. El Dr. James E. Hansen del Instituto Goddard de la NASA y otros expertos han hecho notar que el valor seguro para la estabilidad térmica de la atmósfera es de cuando mucho 350 partes por millón de dióxido de carbono en la atmósfera. Actualmente la concentración ha rebasado 393 ppm. Cada ppm de CO₂ equivale, en términos máxicos, a casi 7.75 mil millones de toneladas de este gas. Habría que retirar de la atmósfera una cantidad superior a 333 mil millones de toneladas de CO₂ equivalente para que la atmósfera recupere su estabilidad. La alternativa para salvar a la atmósfera es una transición rápida hacia un sistema energético mundial basado en la energía solar y otras fuentes renovables como el viento, las biomásas y la geotermia, entre otras, aunado con una deforestación cero con recuperación de bosques y selvas, para reducir la concentración de CO₂ a 350 ppm. La energía solar y las demás fuentes renovables de energía podrían muy sobradamente satisfacer cualquier necesidad energética de la presente y las futuras generaciones. En este artículo se esboza cómo eliminar las emisiones de CO₂ provenientes de la generación eléctrica y procesos de calentamiento, empleando tecnologías energéticas de cero emisiones de óxidos de carbono. Muchas de éstas pueden ser desarrolladas en México en sus universidades públicas, para aprovechar de la mejor manera los recursos renovables con las particularidades con que se presentan en el país.

Palabras claves: fuentes renovables de energía, cero emisiones de carbono, gases de efecto invernadero

Introducción

El mundo enfrenta una compleja problemática que involucra inextricablemente aspectos ambientales, energéticos, económicos, de disponibilidad de agua potable y alimentos, de inequidad social, de pobreza extrema en amplias capas poblacionales, de flujos migratorios



indeseados, de violencia en todas las escalas: desde guerras, hasta violencia callejera. Se plantea que una condición *sine qua non* para resolver esta inaceptable situación es, por simple que parezca, un tránsito hacia un sistema energético mundial basado en las fuentes renovables de energía, que son la radiación solar y sus manifestaciones secundarias como el viento, la hidroenergía, la bioenergía, entre muchas otras. La razón es muy sencilla: el actual sistema mundial está basado en energéticos no renovables (petróleo, gas, carbón, uranio), que son extraídos de muy contados puntos del planeta, desde donde se pretende que se distribuyan a todos los centros mundiales de población, de acuerdo con Rincón (2010a). Así las cosas, este sistema no puede ser eficiente. Del análisis, “del pozo a las ruedas” para vehículos que consumen gasolinas, y otros similares para la generación de energía eléctrica, transporte y otros usos finales de la energía, se concluye que el sistema energético actual es muy ineficiente. Ruiz (2009), concluye que menos del 5% de la energía de estas fuentes no renovables es aprovechada, el restante 95%, es desperdicio que agrava el incontrovertible calentamiento global. Es además inicuo, ya que la gran mayoría de países se ven obligados a importarlos; es contaminante y destructor de ecosistemas y es incapaz de satisfacer las necesidades energéticas de la humanidad en el mediano plazo.

Por el contrario, el Sol sale para todos, es una fuente energética inagotable en miles de millones de años y da lugar a vientos, lluvias, formación de hidratos de carbono, proteínas y otros nutrientes por la acción fotosintética en las plantas verdes, que además retiran dióxido de carbono de la atmósfera en estos procesos. Estos vientos, lluvias, biomoléculas y corrientes oceánicas, constituyen fuentes energéticas limpias con potenciales suficientes para satisfacer muy sobradamente todas las necesidades energéticas de la presente generación y de las innumerables generaciones por venir, con emisiones netas nulas de gases de efecto de invernadero, o abreviadamente, GEI.

La transición hacia un sistema energético basado en fuentes renovables

La transición energética hacia un sistema mundial basado en las fuentes renovables de energía, en el que la eólica será dominante en el corto plazo, y la solar en el mediano y largo plazo, ya se ha iniciado, a pesar del discurso de organismos multinacionales (IEA, IAEA), ministerios de energía de diversos países, etcétera, que proclaman que los energéticos no renovables continuarán prevaleciendo durante las próximas décadas. Ese discurso es insostenible por los siguientes hechos, ignorados por muchos:

1. La magnitud del recurso solar. En su órbita alrededor del Sol, la Tierra intercepta una cantidad de energía proveniente de éste, más de 7,360 veces mayor que la que se consume a nivel planetario. Es decir, si se aprovechara tan sólo la milésima parte de esa energía interceptada, se dispondría de una cantidad 7,36 veces superior a la que actualmente se consume en todo el mundo (Cuadro 1). Si adicionalmente se duplicara la eficiencia del aprovechamiento energético, lo cual es técnicamente viable, ya que la eficiencia actual es ínfima, se estará hablando de un potencial de 15 mil veces el consumo actual. La energía solar podría satisfacer cualquier necesidad energética de la presente y las futuras generaciones sin impactar al ambiente, si se empleasen tecnologías de cero emisiones de GEI.

Cuadro 1. Potenciales netos y sustentables de las fuentes renovables de energía (Rincón, 2011)

FUENTE ENERGÉTICA	POTENCIAL NETO (EJ /año) 1 EJ = 10 ¹⁸ J	POTENCIAL SUSTENTABLE (EJ / año)	POTENCIAL SUSTENTABLE ----- CONSUMO MUNDIAL (530 EJ en 2010)
Solar	3 900 000	3 900 (0,1 % de aprovechamiento)	7,36
Viento	111 000	1 110 (1 % de aprovechamiento)	2,09
Hídrica	166	23,2 (14 % de aprovechamiento)	0,04
Biomásas	5 490	302 (5,5 % de aprovechamiento)	0,57
Oleajes y corrientes marinas	27 500 ?	27,5 (0,1 % de aprovechamiento)	0,05
Geotermia	600 000	5 000 (0,83 % de aprovechamiento)	9,43
TOTAL	4 644 156	10 362,7 (0,22 % de aprovechamiento)	19,55

2. Las limitaciones de las fuentes no renovables. Todas las reservas probadas de energéticos no renovables son insignificantes cuando se les compara con la energía solar interceptada en tan sólo un año. Ninguna de las fuentes no renovables podría garantizar el abasto energético mundial en el largo plazo, hasta donde el conocimiento científico actual permite dilucidar. Hay que observar que cualquier recurso no renovable que se consume, más temprano que tarde comienza a escasear, sobre todo si se le usa irracionalmente, como ha sucedido con el petróleo, y que ningún crecimiento en el consumo de recursos no renovables puede sostenerse por siempre. El planeta encara ya el pico en la producción de petróleo predicho por King Hubbert (1956) hace ya varios lustros. Al incrementarse la demanda y disminuir la oferta, su precio se volverá a disparar, a pesar de forzar la extracción en los países productores, de la especulación que se realice, de los despojos y guerras que se hagan, y aún de continuar la recesión económica mundial.

3. El problema ambiental. El sistema energético basado en combustibles fósiles ha ocasionado graves trastornos ambientales y sociales, entre ellos: el calentamiento atmosférico y alteraciones climáticas, el envenenamiento del aire, el agua y el suelo por diversos contaminantes, guerras sangrientas por el control del petróleo, justificadas por armas de destrucción masiva o cualquier otro pretexto, derrames de crudo en los océanos, fugas enormes –no reportadas- en depósitos y embarcaciones que transportan gas natural (que está compuesto mayoritariamente de metano, un gas veinticinco veces más efectivo



que el dióxido de carbono en el efecto de invernadero), explosiones en gasoductos, etcétera, etcétera. Hansen *et al.* (2008), entre otros expertos, han hecho notar que el valor seguro para la estabilidad térmica es de cuando mucho 350 partes por millón de CO₂ en la atmósfera, como ya se mencionó. Actualmente la concentración de CO₂ ha rebasado las 392 ppm (Figura 1), es decir, estamos en gran riesgo. Que nadie se extrañe de inundaciones catastróficas, huracanes cada vez más intensos, ondas de calor mortíferas, sobre todo para los ancianos y niños, el retorno de enfermedades que se creían erradicadas. Ahora bien, como la masa de la atmósfera es de aproximadamente $5,1 \times 10^{18}$ kg, cada ppm de CO₂ equivale, en términos másicos, a poco más de 7,7489 mil millones de toneladas de este gas. ¡Habría que retirar de la atmósfera una cantidad superior a 333 mil millones de toneladas de CO₂ equivalente para que la atmósfera recuperara su estabilidad!

4. El mito nuclear. Algunas voces invocan la energía nuclear como parte de la solución al problema energético y ambiental. Sin embargo, las reservas de uranio y torio son muy pequeñas comparadas con las de gas natural o carbón, que a su vez son insignificantes comparadas con el recurso solar. Como recurso energético es el más pobre de todos, aun empleando las tecnologías más modernas. Además la minería, el procesamiento, el consumo y la disposición del uranio conllevan gravísimos problemas ambientales no resueltos. Existen alrededor de 440 plantas nucleares en operación para la generación eléctrica, con incidentes y accidentes graves, como el de la planta sueca de Forsmark, el 25 de junio de 2006, o el de la planta japonesa Kashiwazaki-Kariwa (la más grande del mundo para generación eléctrica), que un año después, el 16 de julio de 2007, en un movimiento telúrico dañó el reactor nuclear y liberó al ambiente material radiactivo. La planta tuvo que cerrarse por más de 21 meses. Ni que decir de la catástrofe de Chernobil, cuyas consecuencias afectaron incluso a millones de mexicanos que consumieron leche radiactiva proveniente de zonas afectadas, o la más reciente de Fukushima, de consecuencias funestas para el pueblo japonés y toda la humanidad. La tecnología nuclear es costosísima, la construcción de una central nuclear es lenta, dura no menos de cinco años, y ésta podría ser el blanco de ataques terroristas, y son plantas cuya energía sólo sirve a mega consumidores. En resumen, la energía nuclear es carísima, inaceptablemente riesgosa, insuficiente para reducir los niveles de emisión de gases de invernadero y suministrar energía en el largo plazo, ocasiona dependencia tecnológica y energética y gastos militares. Es pues, la peor opción energética.

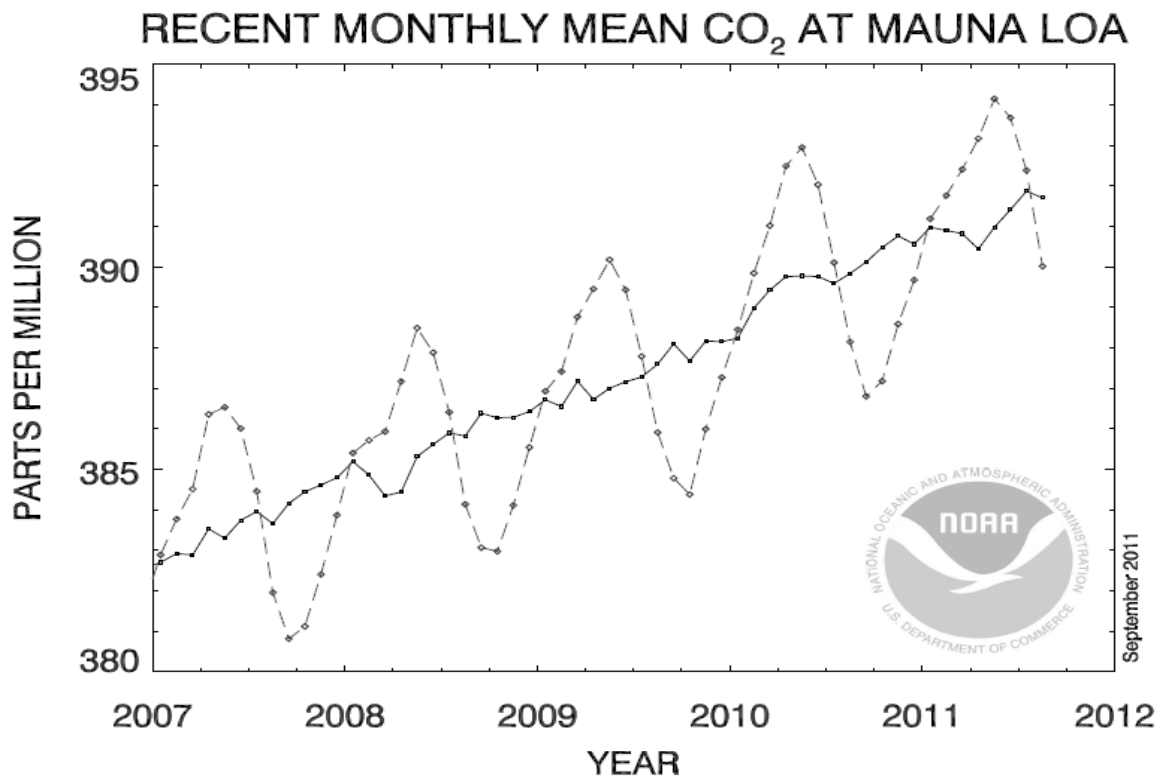


Figura 1. Curva de Keeling, que muestra las variaciones estacionales en la concentración del CO₂ atmosférico, y el creciente incremento en su valor medio en el transcurso de los años (Tans, 2011).

5. La dependencia tecnológica. Además de la capacidad de generación de energía eléctrica y térmica, el desarrollo socioeconómico y el bienestar de la población de un país y su independencia política y económica están correlacionados con su avance tecnológico. Puede verse una clara diferenciación entre países avanzados, que son finalmente países que desarrollan tecnología, y los países subdesarrollados que son, cuando bien les va, exportadores de materias primas y agrícolas (petróleo, gas, cobre, plata y plátanos) e importadores de tecnologías desarrolladas en los primeros. El desarrollo de sistemas para el aprovechamiento de las fuentes energéticas locales constituye una enorme oportunidad para un avance científico y tecnológico, y salir del atraso y la miseria. No basta con emplear las fuentes renovables de energía, se requiere además desarrollar tecnología propia para poder hacer un aprovechamiento sustentable de éstas y mejorar la calidad de vida de toda la población, vía empleos permanentes bien remunerados para ingenieros, operarios, trabajadores y una amplísima gama de profesionales y trabajadores. Esto es así porque existen diferencias muy grandes en la forma en que se presentan los recursos renovables en cada parte del mundo.

Por ejemplo, México recibe una irradiación solar (energía solar por metro cuadrado de territorio) dos veces superior que Alemania o Austria, por ejemplo. El territorio austriaco es casi 25 veces más pequeño que el mexicano (1'967,183 km² contra 83,858 km²), de modo



que el recurso solar es casi 50 veces superior en México que en Austria. Sin embargo, Austria tiene instalados por cada habitante 300 watts térmicos en calentadores solares de agua, mientras que México sólo tiene 6 watts térmicos, es decir, 50 veces menos. ¡Con un recurso 50 veces mayor tenemos un índice de aprovechamiento 50 veces menor! a pesar de que las condiciones climáticas permiten desarrollar calentadores solares igual de efectivos aquí en México, pero a una fracción del costo de los austriacos. Hay que revertir esas cifras y la oportunidad es enorme, pero si se opta por importar los sistemas y no por desarrollar tecnología propia, en lugar de beneficiarnos nos volveremos aún más dependientes y pobres.

En recursos eólicos la situación es aún más dramática; la potencia que puede proporcionar un aerogenerador dotado de una turbina de un determinado tamaño, es proporcional al cubo de la velocidad del viento. De modo que en una zona como el Istmo de Tehuantepec, en donde la velocidad media del viento es del doble del de una buena zona europea, ¡la potencia que podría obtenerse es ocho veces mayor! Para aprovechar de la mejor manera posible el recurso eólico de La Ventosa, en Oaxaca (o La Rumorosa, en Baja California, o La Virgen, en Zacatecas, etcétera), deberían diseñarse los aerogeneradores para operar ventajosamente a las velocidades de viento de cada sitio. Importar aerogeneradores diseñados para velocidades de viento menores implica, además del riesgo de que no resistan ráfagas intensas, un aprovechamiento mucho menos eficiente y otra oportunidad desaprovechada para desarrollar tecnología propia. Estos argumentos son extensibles a la geotermia y las demás fuentes renovables de energía.

6. La inequidad social. La energía, al igual que el ingreso, está muy mal distribuida. Al tiempo que existe un puñado de súper millonarios y mega consumidores de energía, dos mil de millones de personas están en la miseria alimenticia, energética, educativa y demás. En México alrededor de seis millones no disponen de energía eléctrica por habitar lejos de las grandes líneas de distribución. No es técnica ni económicamente viable el suministrarles el servicio de energía eléctrica por medios convencionales, ya que se requeriría de transformadores, líneas de transmisión, subestaciones y demás aditamentos para comunidades muy dispersas, con costes de decenas de miles de pesos por vivienda. No hay recursos suficientes para esta opción. Sin embargo, el empleo de sistemas basados en fuentes renovables, por ejemplo módulos fotovoltaicos y pequeños aerogeneradores, sí es una opción enteramente viable para la electrificación de comunidades alejadas de las líneas de transmisión.

Al no contar con energéticos para vivir y mejorar su calidad de vida y trabajo, millones de habitantes de zonas marginadas migran hacia las ciudades, e incluso a otros países-buscando subsistir, abandonando sus tierras de cultivo, creando en las ciudades cinturones de miseria y agudizando los problemas urbanos. Paradójicamente, en los países ricos, cada vez más personas pudientes van a vivir cómodamente a regiones rurales, proveyéndose de pequeños sistemas basados en energía solar, viento, y alguna otra fuente renovable, para alimentar con éstos sus computadoras, refrigeradores, televisores, luminarias y demás. Un hipotético desarrollo sustentable, requiere acabar con la inequidad, la marginación y la miseria.

Nuevas instalaciones solares y eólicas

En tanto la industrias petrolera y nuclear, en vías de obsolescencia y responsables del deterioro mundial van en declive (los Estados Unidos alcanzaron su pico en la producción petrolera a inicios de los años 70), la industria eólica ha crecido a tasas cercanas a 30% anual. Al final junio de 2011, se tenían poco más de 215 mil MW eléctricos de capacidad instalada en más de 80 países. Aunque ahora apenas genera el 3% de la producción mundial de energía eléctrica, la capacidad instalada se ha decuplicado en los últimos ocho años, ¡el crecimiento en la capacidad eoloeléctrica instalada, sí es de tipo exponencial! Ahora conservadoramente se espera tener más de 1500 mil MW instalados para fines de 2020. Los países con mayor capacidad instalada al 31 de diciembre de 2010 eran China, con 52 mil MW, Estados Unidos, con más de 42 mil MW, Alemania, con 28 mil MW, y España, con más de 21 mil MW, de acuerdo con Rincón (2010b), quien pronostica que la capacidad eólica para generar electricidad alcanzará a la gran hidroeléctrica alrededor del año 2018, es decir, en esta misma década.

Si Alemania, con un territorio cinco veces menor que el de México, con sólo mil km de costas contra más de 11 mil de México, sin zonas como La Ventosa, La Rumorosa, y muchas otras, ya ha instalado más de 28 mil MW eoloeléctricos, México en menos de 15 años podría instalar más de 60 mil MW, empleando una gran componente tecnológica nacional, si hubiese la visión y la voluntad política de hacerlo. Esto sería mucho más que la capacidad actual instalada, de unos 56 mil MW, que incluye las termoeléctricas, hidroeléctricas, geotérmicas y nucleoeeléctricas. La industria eólica está llamada a superar a la industria automotriz en el mediano plazo. Por su parte, la industria fotovoltaica duplica su tamaño en periodos menores a dos años. La capacidad instalada fotovoltaica conectada a la red creció más de 120% durante 2010. Ninguna industria ha crecido tanto en tan poco tiempo, ni la telefonía celular, ni los equipos de cómputo, ni el resto de la industria electrónica.

Pero quizás la tecnología más prometedora sea la generadora de electricidad vía ciclos termodinámicos, empleando luz solar concentrada con espejos. En junio de 2007 fue concluida la planta solar Nevada Solar One, que llega a generar 75 MW con 64 MW de capacidad nominal. Cubre una superficie de 121 hectáreas, con 184 mil espejos parabólicos. Esta planta solar está ubicada cerca de Boulder City, Nevada, y evita la emisión de 130 mil toneladas de CO₂ al año. Asimismo, con 300 MW de potencia, el complejo solar de San Lúcar, en Andalucía, España, producirá energía eléctrica suficiente para abastecer a 180 mil hogares, tantos como los que existen actualmente Sevilla. Su primera planta se inauguró el 30 de marzo de 2007. El complejo evitará la emisión de 600 mil toneladas de CO₂ anuales. De acuerdo con Solar PACES *et al.*, (2009), tan sólo en España hay más de 50 plantas termosolares en proyecto, en construcción o ya en operación, por lo que su tasa de crecimiento será espectacular en el corto plazo.

Otras tecnologías para aprovechar las Fuentes Renovables de Energía

La transición energética hacia un sistema mundial basado en las fuentes renovables de energía (FRE) requerirá de la aplicación sinérgica de todas las fuentes renovables



disponibles en cada región. Con esto se soslayará la principal limitación de la energía solar y eólica, que es su intermitencia, y se garantizará capacidad firme sin necesidad de grandes sistemas de almacenamiento energético. Además de la solar y la eólica, la energía geotérmica, incluyendo la microgeotérmica con bombas de calor, que hace del suelo una fuente de calor en el invierno y un sumidero en el verano, es un recurso energético principal para 58 países, y 39 de ellos podrían ser 100% energizados con energía geotérmica. México está particularmente bien dotado de recursos geotérmicos y cuenta ya con una considerable experiencia en su aprovechamiento, que debería incrementarse para incluir aplicaciones de baja y mediana temperaturas, además de la generación eléctrica.

Por su parte, el potencial mundial de la bioenergía para el año 2050 podría igualar al consumo mundial de energía actual. Sin embargo, no es sustentable establecer sembradíos energéticos en detrimento de los alimenticios, como se ha hecho con el bioetanol a partir de maíz, o el biodiesel a partir de aceite de palma proveniente de grandes plantaciones. La generación de biogás con residuos orgánicos y excremento de animales sigue siendo la opción más sustentable.

Tecnologías solares de cero emisiones de carbono

Finalmente, para que una tecnología, solar o no, conlleve cero emisiones de carbono, toda la energía empleada en su manufactura, transporte, instalación, desmantelamiento y reciclado de sus materiales, debería provenir de sistemas cuya operación fuese hecha con energía proveniente de fuentes limpias.

Actualmente, para fabricar, por ejemplo, un módulo fotovoltaico de silicio monocristalino, se requiere de mucha energía para fundir y extrapurificar el silicio, formar lingotes, cortarlos, doparlos y demás procesos requeridos antes de que el módulo fotovoltaico comience a convertir la energía radiante en eléctrica. Aunque al final de su vida útil haya generado mucho más energía de la consumida en su desarrollo (del orden de 30 veces más), mientras se continúen fabricando con combustibles fósiles, la energía eléctrica proveniente de los módulos fotovoltaicos no estará exenta de emisiones de GEI. Lo mismo puede decirse de todas las demás tecnologías para aprovechar las fuentes renovables.

Conclusiones

El mundo está inmerso en una inminente transición energética hacia un sistema mundial basado en las fuentes renovables, en el que la eólica será dominante en el corto plazo, y la solar en el mediano y largo plazos, pero que requerirá del aprovechamiento sinérgico de todas las fuentes renovables disponibles. El desarrollo y uso de nuevas tecnologías para el aprovechamiento de las fuentes renovables de energía constituye una gran oportunidad para un nuevo desarrollo empresarial y de negocios en nuestro país, además de generar una importante fuente de empleos y de avance tecnológico. Los sistemas para aprovechar las FRE en general, y en especial la eólica y la solar, son sumamente rentables, lo que se manifiesta en las enormes tasas de crecimiento anual de sus mercados.

El aprovechamiento de las fuentes limpias de energía con las tecnologías actualmente disponibles, puede ayudar a satisfacer en gran medida la demanda creciente de energía eléctrica y térmica sin impactar negativamente al ambiente. Solamente el uso de las energías renovables puede garantizar un desarrollo sustentable para México, pero es importante el desarrollo de tecnologías más económicas para garantizar su uso masivo y reducir muy significativamente las emisiones de dióxido de carbono y otros gases de efecto de invernadero.

Referencias bibliográficas

- Hansen, J. E., M. Sato, P. A. Kharecha, D. J. Beerling, V. Masson-Delmotte, R. Pagani, D. L. Royer, and J. C. Zacho. 2008. Target atmospheric CO₂: where should humanity aim? *The Open Atmospheric Science Journal* 2: 217-231.
- King, H. M. 1956. Nuclear Energy and the Fossil Fuels, presented before the Spring Meeting of the Southern Division of Production. American Petroleum Institute. Houston, Shell Development Company, Exploration and Production Research Division. San Antonio, Texas. 46 p.
- Rincón, M. E. 2010a. La inminente transición hacia fuentes renovables. *Energía a Debate* 37: 42-46.
- Rincón, M., E. 2010 b. Combining solar and wind in sustainable energy systems. *In: Wind Energy International 2009-2010*. WWEA. pp: 383-385.
- Rincón, M. E. 2011. Tecnologías solares de cero emisiones de Carbono. *En: Memorias del Simposio de Contaminación Atmosférica y Tecnologías de Cero Emisiones de Carbono*, 13-14 de marzo de 2010. El Colegio Nacional. México DF.
- Ruiz, H. V. 2009. La electricidad solar térmica, tan lejos, tan cerca. Junta de Andalucía y Gas Natural Fundación. Sevilla. 109 p.
- Scripps Institute of Oceanography. 2011. Keeling curve lessons. (http://scrippsco2.ucsd.edu/program_history/keeling_curve_lessons_3.html, consultado 18 de agosto del 2011)
- Solar PACES, ESTELA and Greenpeace. 2009. Global Concentrating Solar Power. Outlook 09. Brussels. 112 p.
- Tans, P. P. 2001. Trends in Atmospheric Carbon Dioxide. Official Publication of the National Oceanic and Atmospheric Administration /ESRL. (www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/, Consultado el 29 de agosto de 2011)

3.10

Detección de asentamientos humanos para la preservación del Suelo de Conservación de la Ciudad de México: estudio comparativo LANDSAT vs SAR

De la Rosa Jocabet¹, López Penélope¹, Couturier Stéphane³, Silvan José Luis¹, Domínguez Judith⁵

¹ Centro de Investigación en Geografía y Geomática. Ingeniero Jorge L. Tamayo. Contoy 137, Col. Lomas de Padierna, Del. Tlalpan, CP 14240, México DF. Autor para correspondencia: jdelarosa@centrogeo.org.mx

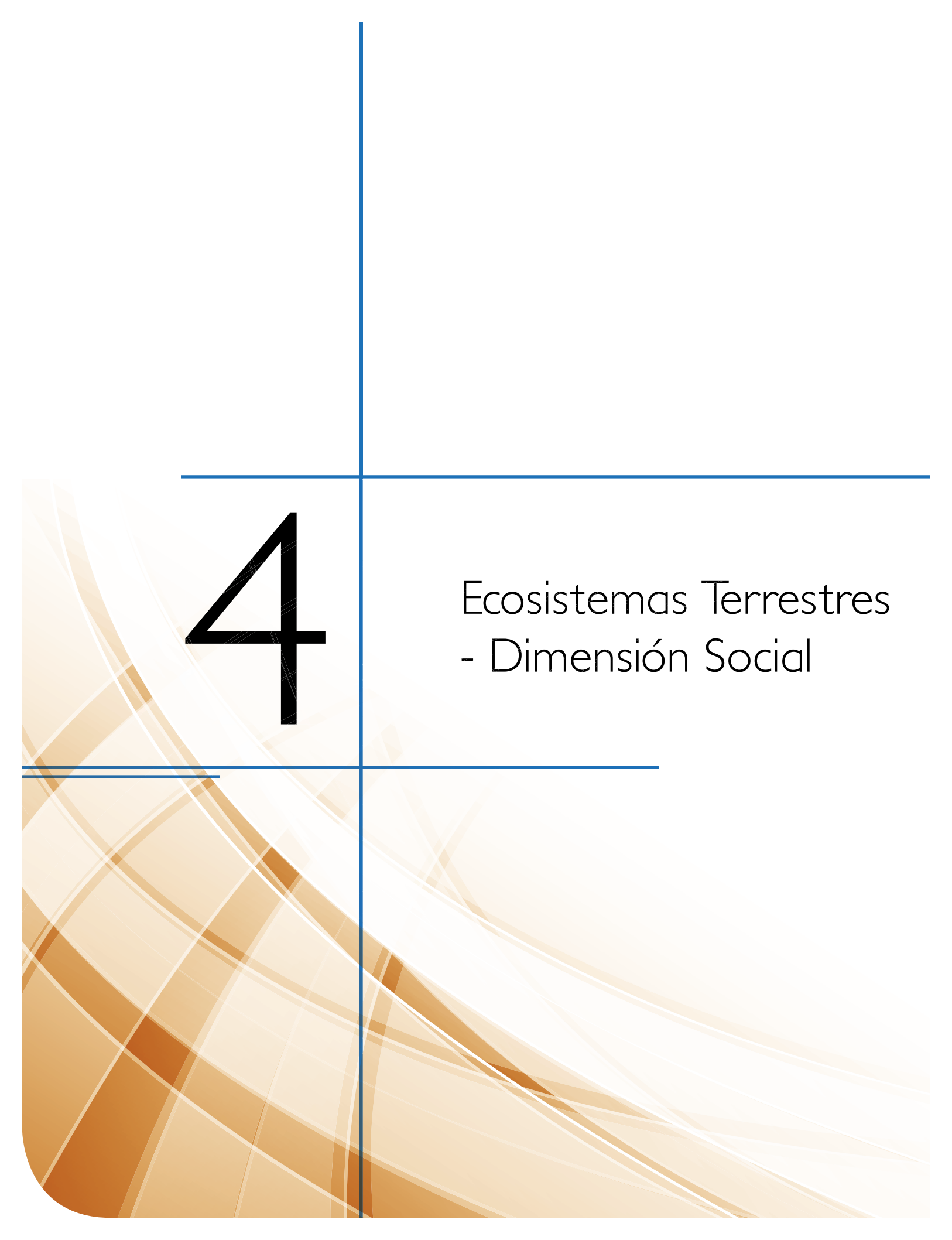
² Laboratorio de Análisis Geo-Espacial (LAGE), Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito Exterior, Ciudad Universitaria, Del. Coyoacán, C.P. 04510 México DF.

³ Centro de Estudios Demográficos, Urbanos y Ambientales. El Colegio de México. Camino al Ajusco, 20. Pedregal de Santa Teresa. México, D.F., C.P., 10740.

Resumen

El Distrito Federal se puede dividir en dos áreas básicas, considerando los usos de suelo y actividades de la población, éstas son: Área de Desarrollo Urbano (ADU) y Área de Conservación Ecológica, esta última, hoy denominada Suelo de Conservación (SC), ocupa más del 59% de la superficie de la entidad. Gracias a las características climáticas, topográficas y edafológicas del SC, es posible la existencia de ecosistemas importantes, lo cual favorece la existencia de especies de flora y fauna de gran valor, además de servicios ambientales que benefician a la población del DF. Entre los mayores servicios ambientales se encuentra la captura de carbono (CO₂). Durante los últimos cuarenta años, el avance desordenado de los asentamientos humanos, asociado a un éxodo rural a la búsqueda de mejores condiciones de vida, ha acelerado el deterioro ambiental sobre el Suelo de Conservación. Por lo que es de gran importancia explorar nuevas técnicas que permitan la detección de dichos asentamientos y que podrían auxiliar el manejo de los recursos naturales en el DF. En éste este artículo se presenta un estudio comparativo de dos técnicas de detección de asentamientos humanos para el año 2000. Una de ellas, utiliza un par de imágenes LANDSAT y un Clasificador de Máxima Verosimilitud. La segunda utiliza imágenes de coherencia, producto de la aplicación de la técnica de Interferometría Radar (InSAR), sobre imágenes ERS. Para la validación de la información se contó con ortofotos del área de estudio del mismo año y mapas de uso de suelo.

Palabras claves: InSAR, Coherencia, ERS, RADAR, LANDSAT.



4

Ecosistemas Terrestres - Dimensión Social

4.1

Estimación del contenido y captura potencial de carbono en biomasa aérea y valoración económica en el Área Natural Protegida Zicuirán-Infiernillo, Michoacán, México.

Calvo Fidel¹, Ordoñez Antonio², Rojas Rocío², Jiménez Fernanda², Caballero Edith², Torres J. Francisco¹, Balam Lucila¹, Flores Araceli¹, Carmona Verenise¹, Sepúlveda Vanessa¹, Aguado Oscar¹, García Irma¹

¹Facultad de Ciencias, UNAM. Universidad 3000, Circuito Exterior S/N, C.P. 04510. Ciudad Universitaria, México, D.F. Autor de correspondencia: fidelcalvo@ciencias.unam.mx

²Pronatura México A.C. Aspérgulas 22, Colonia San Clemente. CP. 01740.

Resumen

El CO₂ es uno de los Gases de Efecto Invernadero (GEI) que se encuentra en mayor proporción en la atmósfera y ha sido objeto de estudio en los últimos años debido a su influencia en el aceleramiento del cambio climático. Dentro del ciclo del carbono, parte de éste se encuentra contenido en la vegetación en diferentes formas (raíces, suelo, troncos, ramas, hojas, frutos, etc.) antes de ser liberado, por lo que la estimación del contenido de carbono es importante como instrumento de gestión ambiental. Los ecosistemas forestales funcionan como sumideros de CO₂ y proveen un servicio ambiental, por lo tanto, son una iniciativa para la mitigación y adaptación al cambio climático a nivel internacional. En este trabajo se estimó el contenido de carbono aéreo y potencial de captura para el Área Natural Protegida de Zicuirán-Infiernillo, Michoacán, México. Se utilizó el método propuesto por Ordoñez *et al.* (2008), identificando 18 clases de cobertura vegetal, con una captura potencial de carbono de 641,759.66 tCO₂ año⁻¹. Así mismo, se hizo una valoración económica como sumideros de CO₂, evaluando diferentes tipos de mercado a los cuales se puede ofertar dicho servicio ambiental, con un estimado de 6.4 millones de dólares que puede ser capturado en todas los tipos de cobertura vegetal de esta ANP. Este proyecto surge, en colaboración con el Ministerio Federal del Medio Ambiente, Protección de la Naturaleza y Seguridad Nuclear (BMU), a través de la Sociedad Alemana de Cooperación Técnica (GTZ).

Palabras claves: cambio climático, servicio ambiental, sumidero, cobertura vegetal

Introducción

El clima a nivel mundial depende de un gran número de factores que interactúan de manera compleja. Hoy en día se piensa en éste como un estado cambiante de la atmósfera, mediante sus interacciones con el mar y el continente, en diversas escalas de tiempo y

espacio. Cuando un parámetro meteorológico como la precipitación o la temperatura sale de su valor medio de muchos años, se habla de una anomalía climática ocasionada por forzamientos internos, como inestabilidades en la atmósfera y/o el océano; o por forzamientos externos, como puede ser algún cambio en la intensidad de la radiación solar recibida o incluso cambios en las características del planeta (concentración de gases de efecto invernadero, cambios en el uso de suelo, etc.) resultado de la actividad humana (Magaña, 2004).

Actividades humanas como la quema de combustibles fósiles, deforestación, degradación y turba, agricultura, etc., han contribuido sustancialmente al incremento y concentración de los gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera, principalmente: dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), Clorofluorocarbonos (CFCs) y óxidos nitrosos (N_2O). Este incremento incide sobre el efecto invernadero (IPCC, 2007), que se traduce en el aumento de la temperatura y los problemas asociados a éste (Mena y Sandoval, 2004).

Dentro de los GEI, el CO_2 atmosférico aumentó drásticamente en el siglo XX (Lal, 2004), producto de actividades antropogénicas como la quema de combustibles de origen fósil o de biomasa (IPCC, 1997), excediendo por mucho el intervalo natural de los últimos 650 mil años, y aunque el metano (CH_4) también ha aumentado, su incremento ha sido menor en comparación con el CO_2 (IPCC, 2007).

Dada la influencia que tiene el CO_2 particularmente y su relación con el aumento de la temperatura en la atmósfera, desde la creación del PICC (Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático), se ha buscado mitigar los efectos del cambio climático (Avalos, 2004).

Presentar estrategias viables dirigidas a la mitigación de los efectos del cambio climático es ineludible, de modo que conocer la dinámica del carbono (C) en los ecosistemas forestales y sus modificaciones derivadas de las actividades humanas es de suma importancia (Ordoñez, 1999).

Dentro del ciclo del carbono la vegetación juega un papel muy importante, ya que de manera natural asimila e incorpora el carbono (en este caso atmosférico) a sus estructuras, lo fija y lo mantiene almacenado por largo tiempo, a través de la fotosíntesis, por tal motivo los ecosistemas forestales son importantes sumideros de CO_2 (Ordoñez, 2008), representando un almacén de este elemento.

Desafortunadamente, la presión antropogénica, reflejada en deforestación y degradación de los ecosistemas forestales, ha ido mermando la capacidad de almacenamiento de carbono (C) en los mismos.

A escala global los cambios en la cobertura forestal han sido aportadores de dióxido de carbono (CO_2) a la atmósfera razón por la cual se considera a los ecosistemas forestales como una opción para mitigar las emisiones de GEI, ya que secuestran y mantienen más CO_2 que otro ecosistema terrestre, además de participar en el flujo de carbono de la atmósfera a la tierra (Ordoñez *et al.*, 2001). Los ecosistemas forestales podrían resultar como sumideros de carbono para los próximos cien años, lo que reduciría de un 20 a 50% las emisiones de CO_2 a la atmósfera (IPCC, 2007).

Los ecosistemas forestales como grandes almacenes de carbono, proveen de un *servicio ambiental*, el cual se puede aprovechar como estrategia de mitigación de emisiones de GEI. Desafortunadamente, el poner valor económico a este tipo de servicios ambientales no es

sencillo (Daily, 1997). El creer que los recursos naturales son ilimitados y perseguir una eficiencia económica (Olguin, 2001) dificulta el adjudicar una valoración económica.

Sin embargo, se han hecho esfuerzos por clasificar y calcular los gastos ambientales (Comisión para la Cooperación Ambiental, 2001). El pago de captura de carbono como servicio ambiental para mitigación del cambio climático, inició en el 2004, para pagar el contenido de CO₂ equivalente (CO_{2e}), apegándose 1) a los lineamientos del Fondo Prototipo de Carbono del Banco Mundial, 2) a un potencial de captura de anual de entre 4,000 y 8,000 toneladas de CO₂, 3) pagos anuales con base a los resultados del potencial de captura, 4) superficies bajo manejo para el aprovechamiento y 5) el pago por tonelada tendrá un precio base de \$50 pesos M.N. por tonelada de CO₂, que variará en función a los conceptos para la valoración (Semarnat, 2004).

Este trabajo se plantea como objetivo general estimar el contenido de carbono en biomasa aérea, como mecanismo para la conservación y enriquecimiento de los almacenes (stocks) de carbono en la Reserva de la Biosfera de Zicuirán-Infiernillo, Michoacán, así mismo su valoración económica como beneficio y servicio ambiental.

Materiales y métodos

Se utilizó un muestreo anidado, jerárquico, estratificado con distribución sistemática (Figura 1) propuesto por Ordoñez *et al.* (2008), como producto de la compilación y síntesis de métodos usados por varios autores (citados por Ordoñez, 2008 para determinar los tipos y porcentajes de cobertura vegetal del Área Natural Protegida. Utilizando mapas de uso de suelo y vegetación elaborados por Mesomaya-CONANP (2010) se analizó la distribución de los diferentes tipos de vegetación presentes, y con ayuda de personal de la CONANP encargada de la ANP, se establecieron puntos de muestreos representativos de cada una de las clases de cobertura vegetal y uso de suelo. Los sitios seleccionados fueron preferentemente de fácil acceso, dado que son sitios donde se establecerá la línea base en la captura de carbono y serán monitoreados continuamente por personal de la ANP.

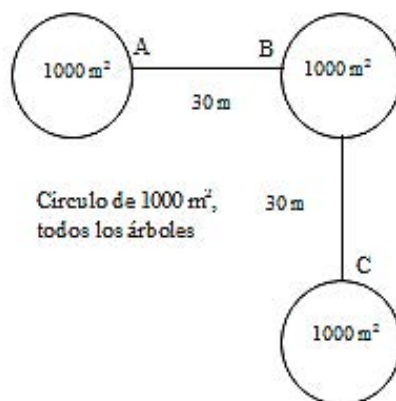


Figura 1. Diseño de muestreo anidado, jerárquico, estratificado, con distribución sistemática propuesto por Ordoñez *et al.* (2008).

Se estimó el potencial de captura y contenido de carbono de cada hectárea tipo de acuerdo a la ecuación propuesta por Ordoñez (2008): $C_{AER} = (E.R.) * (\delta) * (CC)$, donde, C_{AER} = Carbono almacenado por especie y tipo de cobertura vegetal en tC ha⁻¹; $E.R.$ = Existencias Reales m³ ha⁻¹; δ = densidad de la madera para cada especie expresada en t m⁻³; y CC = Contenido de carbono (valor por defecto IPCC, 2003) 0.45. Estimado el C_{AER} , se sumaron los valores obtenidos de las especies de cada tipo de cobertura vegetal y uso de suelo, obteniendo así el C_{AER} por cobertura vegetal expresado en tC/ha. Se multiplicó el C_{AER} por el número de hectáreas de cada tipo de cobertura vegetal, obteniendo la cantidad de carbono almacenado por tipo de cobertura vegetal, expresado en tC). El potencial de captura de carbono, se estimó a partir del incremento corriente anual por especie, estimado para cada hectárea muestreada: $P_{CC} = (I.C.A.) * (\delta) * (CC)$ donde P_{CC} = Potencial de captura de carbono tC ha⁻¹ año⁻¹, $I.C.A.$ = Incremento corriente anual m³ ha⁻¹ año⁻¹, δ = Densidad de la madera para cada especie expresada en t/m³, CC = Contenido de carbono (valor por defecto IPCC, 2003) 0.45. Finalmente, se multiplicó el potencial de captura de cada tipo de cobertura vegetal por sus hectáreas correspondientes y por el tipo de mercado al cual se puede ofertar dicho servicio ambiental.

Resultados y discusión

Se identificaron 18 clases de cobertura vegetal y uso del suelo y se obtuvo el estimado de carbono almacenado y su potencial de captura para 14 clases (Cuadro 1). La selva baja caducifolia con el 38% de la superficie total, ocupa la mayor cobertura, seguida de la selva baja con vegetación secundaria y arbustos secundarios con 17 y 10 % de la cobertura total respectivamente. Las 12 clases restantes tienen menos del 7% de la superficie total (Cuadro 1). Para almacenes de carbono se obtuvo que el bosque de encinos registro un estimado de 207 tC almacenada por hectárea tipo, lo que presentaba un alto grado de conservación, densamente poblado y árboles con diámetros mayores de 50 cm; el bosque de encino-pino tiene un almacén de 152 tC ha⁻¹; el bosque de encino con vegetación secundaria un almacén de 130 tC ha⁻¹; la selva mediana subperenne con 120 tC ha⁻¹; las 4 coberturas antes mencionadas representan el 2.01 % de la superficie total del ANP. La selva baja caducifolia que tiene el 38 % de la cobertura total, almacena en promedio 52 tC ha⁻¹. La selva baja caducifolia con vegetación secundaria, almacena 28 tC ha⁻¹ y, los arbustos secundarios 13 tC ha⁻¹; estas tres clases suman un aproximado de alrededor de 175 mil ha.

Cuadro 1. Valores de almacenamiento, captura potencial de carbono y captura potencial de dióxido de carbono de Zicuirán-Infiernillo

Cobertura vegetal	Superficie (hectáreas)	Porcentaje (%)	Carbono almacenado por hectárea	Potencial de captura de carbono por hectárea	Potencial de captura de CO ₂ e/ha	Captura potencial de tCO ₂ e/año por cobertura vegetal
Uso de suelo No Forestal	7,855.88	2.98	na	na	na	na
Cuerpo de agua	8,767.03	3.32	na	na	na	na
Arbustos secundarios	28,758.60	10.90	13.00	0.22	0.81	23,294.47
Bosque de Encino	3,935.29	1.49	207.97	3.85	14.11	55,532.18
Bosque de Encino-Pino	226.16	0.09	152.04	2.92	10.69	2,417.59
Bosque de Encino/vs	922.30	0.35	130.24	2.45	8.89	8,282.24
Bosque de Encino-Sabanoide	9,659.84	3.66	35.00	0.70	2.57	24,825.80
Bosque de Pino	164.24	0.06	42.00	0.84	3.08	505.85
Palmar Natural	201.36	0.08	42.75	0.80	2.94	591.99
Pastizal Inducido	7,965.04	3.02	7	0.09	0.33	2,628.46
Selva Baja Caducifolia	1023,369.11	38.82	52.86	0.98	3.58	366,481.43
Selva Baja Caducifolia Abierta	15,317.78	5.81	14.73	0.27	0.99	15,164.60
Selva Baja Caducifolia/vs	45,741.12	17.34	28.13	0.52	1.90	86,908.12
Selva Baja Subcaducifolia	17,175.91	6.51	25.00	0.43	1.56	26,794.41
Selva Baja Subcaducifolia/vs	11,511.34	4.36	37.00	0.63	2.31	26,591.19
Selva Mediana Subperennifolia	197.88	0.08	120.00	2.40	8.80	1,741.31
Tular	85.50	0.03	na	na	na	na
Vegetación de galería	2,868.56	1.09	na	na	na	na
Hectáreas totales del ANP	263,722.93		Captura potencial total del CO₂e del ANP en toneladas			641,759.66
Abreviaturas						
vs: vegetación secundaria; na: no aplica; np: no presente						
Recuadro gris: Valor ponderado						

La captura potencial de carbono de la Reserva de la Biosfera de Zicuirán-Infiernillo es de 641 mil tCO₂e al año por cobertura vegetal, siendo la selva baja caducifolia la clase que más carbono captura por la superficie que ocupa en el ANP, mientras que los bosques son la clase de cobertura que más CO₂e captura por ha, que va de las 14 a las 8 tCO₂e por ha al año, seguido de la selva mediana subperennifolia con 8.8 tCO₂e por ha al año, pero cuya superficie es del 2.01 % de la cobertura total.

Tomando como base el precio de 10 USD, el ANP tiene un estimado de 6.4 millones de dólares por el carbono que puede ser capturado en todas sus coberturas.

Si comparamos el precio internacional, el valor de la captura de carbono es de 558 mil dólares; comparando esto con el precio en el mercado europeo se tendría un estimado de



3.9 millones de dólares y si se colocara en el mercado americano, el valor promedio estaría en el orden de 3.6 millones de dólares (Cuadro 2).

Cuadro 2. Diferentes tipos de mercado al cual se puede ofertar la captura de carbono para Zicuiran-Infiernillo

Cobertura Vegetal	Captura Potencial de tCO ₂ e/año por cobertura vegetal	Precio Mercado Nacional USD por tCO ₂ e	Precio Mercado Internacional 0.87 USD por tCO ₂ e	Precio Mercado Europeo 6.15 USD por tCO ₂ e	Precio Mínimo Mercado Americano 4.74 USD por tCO ₂ e	Precio Promedio Mercado Americano 5.66 USD por tCO ₂ e	Precio Alto Mercado Americano 6.8 USD por tCO ₂ e
Arbustos secundarios	23,294.47	\$232,944.67	\$20,266.19	\$143,197.44	\$110,415.78	\$131,761.98	\$151,317.67
Bosque de Encino	55,532.18	\$555,321.82	\$48,313.00	\$341,371.47	\$263,222.54	\$314,110.22	\$377,416.91
Bosque de Encino-Pino	2,417.59	\$24,175.92	\$2,103.31	\$14,861.60	\$11,459.39	\$13,674.78	\$16,430.84
Bosque de Encino/vs	8,282.24	\$82,822.40	\$7,205.55	\$50,913.19	\$39,257.82	\$46,847.36	\$56,289.11
Bosque de Encino-Sabanoide	24,825.80	\$248,258.00	\$21,548.45	\$152,610.96	\$117,674.29	\$140,423.75	\$168,725.16
Bosque de Pino	505.85	\$5,058.51	\$440.09	\$3,109.60	\$2,397.73	\$2,861.27	\$3,437.94
Palmar Natural	591.99	\$5,919.93	\$515.03	\$3,639.14	\$2,806.05	\$3,348.53	\$4,023.40
Pastizal Inducido	2,628.46	\$26,284.63	\$2,286.76	\$16,157.88	\$12,458.91	\$14,867.54	\$17,863.99
Selva Baja Caducifolia	366,481.43	\$3,664,814.27	\$318,838.84	\$2,252,861.28	\$1,737,121.96	\$2,072,952.22	\$2,490,741.04
Selva Baja Caducifolia Abierta	15,164.60	\$151,646.02	\$13,193.20	\$93,220.94	\$71,880.21	\$85,776.50	\$103,064.15
Selva Baja Caducifolia/vs	86,908.12	\$869,081.22	\$75,610.07	\$534,247.93	\$411,944.50	\$491,583.94	\$590,659.20
Selva Baja Subcaducifolia	26,794.41	\$267,944.13	\$23,311.14	\$164,712.56	\$127,005.52	\$151,558.94	\$182,104.57
Selva Baja Subcaducifolia/vs	26,591.19	\$265,911.90	\$23,134.34	\$163,463.30	\$126,042.24	\$150,409.44	\$180,723.40
Selva Mediana Subperennifolia	1,741.31	\$17,413.14	\$1,514.94	\$10,704.33	\$8,253.83	\$9,849.51	\$11,834.60
Comparativo del valor económico del servicio ambiental captura de carbono en la reserva.		\$6,417,596.55	\$558,330.90	\$3,945,071.63	\$3,041,940.77	\$3,630,025.98	\$4,361,631.98
Cantidades expresadas en USD (Dólares Americanos) al tipo de cambio del 9 de junio							
Abreviaturas vs: vegetación secundaria; na: no aplica; np: no presente							
Fuente: REUTERS Mayo 4, 16.73 Euros y después de mayo 414.93 Mercado Europeo por tonelada de carbono Promedio 15.40 euros, mínima 12.90 y alta 18.50 Euros Mercado Americano Euros por tonelada de carbono							

Conclusiones

El método propuesto por Ordóñez *et al.*, (2008) permitió precisar los contenidos de carbono en la hectárea tipo para cada cobertura vegetal y uso del suelo analizado. Se observaron diferencias significativas en los contenidos de carbono y su potencial de captura en clases de cobertura vegetal similar, pero de diferentes localidades, debido

principalmente a los estados de sucesión de la vegetación, su composición, estructura y a las diferentes densidades de biomasa presentes dentro de la misma clase, hacen la diferencia.

Este es un estudio pionero que nos permite realizar una valoración del servicio ambiental captura de carbono en el Área Natural Protegida de Zicuirán-Infiernillo, y podemos saber cuánto recurso económico se puede captar en el mediano plazo por la venta de dicho servicio ambiental.

Referencias bibliográficas

- Avalos, G. M. 2004. Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático, PICC. *En: Cambio Climático: una visión desde México. En: J. Martínez, y A. Fernández (Eds.). Instituto Nacional de Ecología. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. pp: 125-141*
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2006. Estudio Previo Justificativo para el establecimiento de la Reserva de la Biosfera Zicuirán Infiernillo, México, D.F. 181 p.
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2007. Memoria de la Consulta Pública de la Reserva de la Biosfera Zicuirán Infiernillo, en el Estado de Michoacán. México, D.F. 39 p.
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2011. Ficha descriptiva del Área Natural Protegida Zicuirán-Infiernillo. (http://simec.conanp.gob.mx/Info_completa_ext.php?id_direccion=166.)
- Daily, G. C. 1997. Introduction: what are ecosystem services? *In: G. C. Daily (Ed.). Nature's Services. Societal Dependence on Natural Ecosystem. Island Press. Washinton, D.C.*
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climatic Change). 1997. Estabilización de los gases atmosféricos de efecto invernadero: implicaciones físicas, biológicas y socioeconómicas. Documento técnico III del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático IPCC. 54 p.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climatic Change). 2007. Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. IPCC. Ginebra, Suiza. 104 p.
- Lal, R. 2004. Soil Carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123: 1-12
- Magaña, V. 2004. El cambio climático global: comprender el problema. *En: Cambio Climático: una visión desde México. En: J. Martínez, y A. Fernández (Eds.). Instituto Nacional de Ecología. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. pp: 17-27*
- Mena, A. y A. Sandoval. 2004. La captura de carbono en bosques: ¿una herramienta para la gestión ambiental? *Gaceta Ecológica* 70
- Olguín, M. 2001. Incorporación de la captura de carbono como propuesta de manejo forestal integral: Estudio de caso en una comunidad de la Meseta Purépecha. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. 73 p.



- Ordoñez, J. A. B. 1999. Captura de carbono en un Bosque Templado: San Juan Nuevo, Michoacán. INE-SEMARNAP. México. 72 p.
- Ordoñez, J. A. B. 2008. Emisiones y captura de carbono derivadas de la dinámica de cambio en el uso del suelo en los bosques de la región Purépecha. Tesis Doctoral. Instituto de Ecología, UNAM. 140 p.
- Ordoñez, J. A. B., B. de Jong, F. García-Oliva, F. L. Aviña., J. V. Pérez, G. Guerrero, R. Martínez, and O. Maser. 2008. Carbon content in vegetation, litter, and soil under 10 different land-use and land-cover classes in the Central Highlands of Michoacán, Mexico. *Forest Ecology and Management*. 255: 2074-2084.
- Ordóñez, J. A. B., B. de Jong, y O. Maser. 2001. Almacenamiento de Carbono en un bosque de *Pinus pseudostrobus* en Nuevo San Juan, Michoacán. *Madera y Bosques* 7(2): 27-47
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2004. Reglas de Operación para el Pago de Servicios Ambientales de Captura de Carbono. *En: Diario Oficial*. México. 22 pp.

4.2

Ordenamientos territoriales e intervenciones a escala local en Chiapas en REDD+: carbono, costos de oportunidad y modelos de estados y transiciones

Reyes Marisol¹, Covaleda Sara¹, Pérez María Jesús¹ y Paz Fernando¹

¹Colegio de Postgraduados, GRENASER, Carretera México-Texcoco km 36.5, Montecillo, Texcoco 56230, Estado de México. Autor para correspondencia: rrm.reyes@gmail.com

Resumen

Usando como estrategia el desarrollo de modelos de estados y transiciones (METs), para ordenamientos territoriales comunitarios o de predios privados, es posible caracterizar los costos de oportunidad asociados a los mecanismos financieros de compensación tipo REDD+, de tal forma que sea posible la interconexión de la escala local de intervención con la de implementación estatal. Para ejemplificar este tipo de estrategia se desarrollan esquemas genéricos que permiten bosquejar una aproximación global multi-escala en el desarrollo de los esquemas REDD+, potenciando los instrumentos de planeación de la legislación mexicana. Uno de los instrumentos de REDD+, es la obtención de los costos de oportunidad para direccionar políticas públicas a diferentes escalas de intervención.

Palabras claves: degradación/deforestación, cambio de uso del suelo, valor presente neto, rentabilidad, costos de implementación

Introducción

La deforestación y degradación de los bosques ocasiona una pérdida de su valor económico, y disminución de sus múltiples funciones ambientales. Aunque este proceso de deterioro se ha extendido por décadas, y existieron muchos esfuerzos por revertir la tendencia, las políticas aplicadas han sido poco efectivas y no han logrado detener la deforestación y tala ilegal. Adicionalmente, existe una urgente necesidad de asegurar la conservación y restauración de extensas áreas de bosques naturales para garantizar sus funciones de mantenimiento de la biodiversidad, reservorio genético, regulación de la calidad y flujo del agua, conservación de materia orgánica del suelo, secuestro y almacenamiento de carbono, y mitigación del cambio climático. En este contexto, el ordenamiento territorial es una herramienta esencial para el manejo sostenible de los recursos naturales. La no utilización de esta herramienta puede ocasionar la continuidad de ocupación desordenada e incremento de los diferentes procesos de degradación,

fragmentación de los paisajes y pérdida de recursos naturales de vital importancia para la vida de las poblaciones locales (Castillo y Vega, 2009).

Así, la iniciativa de reducción de emisiones por deforestación y degradación forestal (REDD) es un instrumento económico y social para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero. Se debe desarrollar un marco político y social adecuado para la implementación de medidas de mitigación, entre ellas las de REDD+ aplicadas en el contexto del manejo sostenible de los bosques, priorizando acciones en áreas de alto riesgo de deforestación, alto contenido de carbono y que impliquen, a su vez, un aumento del bienestar social y económico de poblaciones locales, concesionarios y sector empresarial.

La deforestación, a pesar de todos sus impactos negativos, también puede generar beneficios económicos. La madera puede utilizarse para la construcción y las tierras desmontadas pueden utilizarse para cultivos o pastizales. El hecho de reducir la deforestación e impedir el cambio en el uso del suelo implica renunciar a estos beneficios. Del mismo modo, la degradación de bosques también genera beneficios originados por la explotación forestal selectiva, la recolección de leña o el pastoreo de animales, por ejemplo. El hecho de evitar la degradación forestal implica renunciar a estos beneficios. El costo de los beneficios a los cuales se renuncia (cualquier beneficio neto generado por la conservación del bosque) se denomina costo de oportunidad.

En el marco de REDD+, el costo de oportunidad es la medida de un cambio en el uso del suelo expresado en términos de dinero y unidades físicas. Los costos de oportunidad de REDD+ se basan en US\$ o € por tonelada de CO₂e. La estimación de los cambios en el sistema de usos del suelo es la base para el análisis del costo de oportunidad de REDD+ (White y Minang, 2011).

Las matrices de estados y transiciones (MET's) son herramientas de planificación territorial que permiten conocer la eficiencia de la aplicación de las estrategias REDD+, estas herramientas permiten definir de manera cuantitativa las consecuencias del manejo y de cambios de uso de suelo sobre los almacenes de carbono de los sistemas (Covaleda, 2011).

Las MET's se componen de tres elementos: los estados, las transiciones y los umbrales (Stringham *et al.*, 2001). Los MET's muestran todas las opciones de cambio entre estados (aunque no todas son posibles y se consideran únicamente las transiciones posibles). Las ganancias o pérdidas de carbono no tienen asociado un tiempo de transición concreto; para conocer las tasas de cambio anual, se asignan tiempos de paso entre estados. Mediante operaciones entre las matrices de estados y transiciones asociadas a los cambios de carbono de cada almacén y la matriz de tiempos de paso correspondiente, se obtienen las matrices de tasas de cambio anual de los almacenes de carbono de la biomasa aérea y el suelo.

Materiales y métodos

Para el desarrollo del presente trabajo se utilizó la metodología para el cálculo de costos de oportunidad recomendada por el programa REDD+, por lo que se calculó la rentabilidad neta por conservar o mejorar los bosques *versus* convertirlos a otros usos de suelo, generalmente más redituables.

Con base en datos generados para la ecoregión Sierras Templadas del estado de Chiapas de las MET's generados por Covalada (2010), se analizaron datos de la densidad de carbono en los almacenes de biomasa aérea para los usos de suelo Bosque de referencia, Agricultura de temporal y Plantaciones Forestales (Cuadro 1). Así mismo, con base en los cálculos de costos de producción de maíz blanco, (2007) para el estado de Chiapas realizado por FIRA (Fideicomisos Instituidos en Relación a la Agricultura) y usando una tasa de descuento del 16% (recomendada por el Banco de México) se calculó el valor presente neto (VPN) de la rentabilidad del maíz blanco, el rendimiento por hectárea del Maíz se obtuvo del Sistema de Información Agroalimentaria de Consulta (SIACON), y con información de CONAFOR (Comisión Nacional Forestal) se obtuvieron los datos de rentabilidad de Bosques (Pago por Servicios Ambientales 2011, \$ ha⁻¹).

Finalmente, se calcularon los costos de oportunidad para dos tipos de transiciones: Bosque de referencia (BR) a Agricultura de temporal (AT) (Cuadro 2) y Agricultura de temporal (At) a Plantación Forestal (PFo) (Cuadro 3).

Cuadro 1. Carbono en los almacenes de biomasa aérea y suelo

Estado	Biomasa (Mg C ha ⁻¹)	Desviación estándar	Suelo (Mg C ha ⁻¹)	Desviación estándar
BR	137.2	51.0	179.4	101.9
Bd	87.34	33.1	134.0	65.9
BM	77.6	29.5	125.1	58.8
A	51.7	12.5	109.8	13.6
AT	4.7	3.3	75.2	21.46
AP	2.03	2.3	47.6	24.9
P	3.22	2.8	84.0	26.2
SA	14.3	1.9	89.5	19.0
PFo	50.5	19.8	76.2	20.1
C	37.9	15.3	89.0	30.2
UH	0.0	0.0	54.5	2.8

BR: Bosque de referencia; Bd: Bosque degradado; BM: Bosque manejado; A: Acahual; AT: Agricultura temporal; AP: Agricultura permanente P: Potrero; SA: Sistema agroforestal; PFo: Plantación forestal; C: Cafetal; UH: Usos humanos

**Cuadro 2.** Valores para el cálculo de costos de oportunidad (BR-AT)

Principales datos para el cálculo de rentabilidad	
Pago por servicios ambientales CONAFOR	1,500 \$ ha ⁻¹
Rendimiento del maíz blanco	1.6 ton ha ⁻¹
Precio de maíz blanco a pie de finca, 2007	\$2,330.00
Valor presente neto (VPN) maíz blanco por ton ha ⁻¹	\$4,535.68
Datos de almacenamiento de carbono de biomasa aérea	
BR	137.2 Mg C ha ⁻¹
AT	4.7 Mg C ha ⁻¹
Costo de oportunidad de no cambiar una hectárea de bosque a una hectárea agrícola (maíz blanco) 2011	\$3,036.00
Reducción de emisiones por cambiar una hectárea de bosque a una hectárea agrícola	132.5 Mg C ha ⁻¹
Costo de oportunidad por tonelada de carbono Convirtiendo tC ha ⁻¹ a tCO _{2e} ha ⁻¹	\$22.91 tC
Factor de conversión de tC ha ⁻¹ a tCO _{2e} ha ⁻¹	3.67
tCO _{2e} ha ⁻¹	483.625
Costo de oportunidad de no convertir una hectárea de bosque a uso de suelo agrícola	\$6.28 tCO _{2e}

Cuadro 3. Valores para el cálculo de costos de oportunidad (AT-PFo)

Principales datos para el cálculo de rentabilidad	
Pago por servicios ambientales CONAFOR	\$1,500 ha ⁻¹
Rendimiento del maíz blanco	1.6 ton ha ⁻¹
Precio de maíz blanco a pie de finca 2007	\$2,330.00
Valor presente neto (VPN) maíz blanco por ton ha ⁻¹	\$4,535.68
Datos de almacenamiento de carbono de biomasa aérea	
AT	4.7 Mg C ha ⁻¹
PFo	50.5 Mg C ha ⁻¹
Costo de oportunidad de no cambiar una hectárea de agricultura temporal a una hectárea de plantación forestal (maíz blanco) 2011	\$3,036.00
Reducción de emisiones por cambiar una hectárea agricultura temporal a una hectárea de plantación forestal	-45.8 Mg C ha ⁻¹
Costo de oportunidad por tonelada de carbono Convirtiendo tC ha ⁻¹ a tCO _{2e} ha ⁻¹	\$-66.28 tC
Factor de conversión de tC ha ⁻¹ a tCO _{2e} ha ⁻¹	3.67
tCO _{2e} ha ⁻¹	-167.17
Costo de oportunidad de no convertir una hectárea de agricultura temporal a una hectárea de plantación forestal	\$-18.16 tCO _{2e}

Resultados y discusión

Con base en los cálculos realizados, el costo de oportunidad de no convertir una hectárea de Bosque de Referencia a una hectárea de agricultura de temporal es de \$22.91 tC. Sin embargo, la compensación de REDD+ no se basa en el carbono (tC) sino en emisiones de dióxido de carbono equivalente (CO_{2e}), por lo que se utiliza un factor de conversión de 3.67 para traducir tC en tCO_{2e} , por lo tanto, las emisiones generadas por el cambio de uso de suelo son de 483.62 tCO_{2e} por ha. Por lo que el costo de oportunidad de no convertir una hectárea de bosque de referencia a una hectárea de agricultura de temporal es de 6.28\$ por tCO_{2e} . Dicho de otro modo, al no convertir una ha de BR a AT el productor agrícola renuncia a una ganancia de \$3,036.00 ha^{-1} expresado en VPN.

De la misma manera, el costo de oportunidad de convertir una hectárea de Agricultura de temporal a una hectárea de plantación forestal es de -18.16 \$ por tCO_{2e} . Un cambio en el uso del suelo de agricultura a plantación forestal implicaría un costo de oportunidad negativo (es decir, un potencial beneficio) de \$18.16 por tCO_{2e} . Este tipo de cambio en el uso del suelo refleja cómo los mayores rendimientos netos también pueden implicar mayores reservas de carbono.

Conclusiones

El hecho de estimar los costos de oportunidad permite conocer cuáles son las causas y los factores que motivan la deforestación. Sin embargo, los riesgos de los cálculos de costos de oportunidad pueden originar aplicaciones imprecisas, y se corre el riesgo de creer que son iguales a todos los costos de REDD+, debe tomarse en cuenta que cambios en el uso del suelo aparentemente similares pueden implicar costos de oportunidad muy diferentes.

Referencias bibliográficas

- Castillo, T., y S. Vega. 2010. Ordenamiento territorial como herramienta básica para el uso sostenible y conservación de los bosques amazónicos para el bienestar general. Propuesta del IIAP al proceso nacional de consulta para elaborar la política forestal nacional y actualizar la ley forestal y de fauna silvestre. Brasil
- Covaleda, S., F. Paz, y B. Jong. 2011. Modelo genérico de estados y transiciones para los cambios en los almacenes de carbono en ecosistemas templados de Chiapas. Estas mismas memorias.
- White, D., y P. Minang. 2011. Manual de estimación de costos de oportunidad REDD+. Banco Mundial. Washington, DC.
- Stringham, T. K., W. Krueger, and P. Shaver. 2001. States, transitions and thresholds: Further refinement for rangeland applications. Special Report 1024. Agricultural Experiment Station, Oregon State University, Corvallis OR. USA.

4.3

MRV del sector ganadero: evaluación 2010

Paz Fernando¹, Ibarra Fernando¹, Medrano Rafael¹, Reyes Marisol¹ y Marín Ma. Isabel¹

¹GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, México. Autor para la correspondencia: ferpazpel@gmail.com

Resumen

La evaluación de políticas públicas de los programas ganaderos de la SAGARPA requiere de enfoques o paradigmas innovadores que aprovechen las tecnologías satelitales disponibles. Sistema Nacional de Monitoreo Satelital Orientado a la Ganadería o SIMSOG fue instrumentado en el 2009 para evaluar los impactos del PROGAN en la condición del agostadero (pastizales y matorrales, principalmente). Este sistema está basado en índices de seguimiento (IS) asociados a los patrones de crecimiento anual de los distintos tipos de uso del suelo (*sensu* INEGI), evaluados a nivel de pixel por pixel. El sensor usado en la evaluación 2009-2010 es el MODIS, resolución temporal diaria y espacial de 250m x 250m. Así, usando proyecciones de las líneas base de los IS para el periodo de evaluación 2009-2010, se realizó un análisis de todos los municipios del país, evaluados pixel por pixel e integrados en promedios aritméticos en cada municipio, para los diferentes tipos de uso del suelo (pastizales naturales e inducidos; matorrales; bosques; selvas y pastizales cultivados). Los resultados de la evaluación muestran patrones de comportamiento positivo (arriba de la línea base) en el 2009 y negativos (debajo línea base) en el 2010; donde este último tipo de comportamiento refleja el comportamiento anómalo de las lluvias en ese año. No obstante, en lo general, los impactos de las actividades ganaderas en los IS, como indicadores de variables biofísicas de la vegetación, muestran un impacto ligeramente negativo (producto del año 2010 y la distribución de lluvias de ese año), menor al que generalmente es asumido.

Palabras claves: SIMSOG, PROGAN, índices de seguimiento, sensores remotos, tipos de uso del suelo.

Introducción

Los sistemas de Monitoreo, Reporte y Verificación (MRV) permiten establecer bases sólidas para generar confianza y certeza de programas públicos basados en resultados, de tal forma que se cumplan criterios de eficacia y eficiencia.

La componente “Producción Pecuaria Sustentable y Ordenamiento Ganadero y Apícola (PROGAN)” del Programa de Uso Sustentable de los Recursos Naturales para la Producción Primaria de la SAGARPA (SAGARPA, 2007 y 2008), como política pública,

requiere de su evaluación con un sistema de monitoreo, a escala nacional, que genere resultados sobre el estado actual de los recursos naturales, para orientar la toma de decisiones en forma racional y sustentable.

El Sistema Nacional de Monitoreo Satelital Orientado a la Ganadería o SIMSOG, tiene como objetivo el establecimiento de una línea base para el PROGAN, así como el seguimiento anual de los resultados de su implementación. La tecnología satelital usando sensores remotos es la base del SIMSOG. El SIMSOG fue desarrollado para relacionar la escala nacional de las políticas públicas con la escala local de predios ganaderos (UPP) donde se ejercen las acciones.

A la par del SIMSOG, a partir del 2009 se implementó el Sistema Nacional de Monitoreo Terrestre Orientado a la Ganadería o SIMTOG (Casiano *et al.*, 2011). El objetivo del SIMTOG es generar las bases de datos a nivel de campo, para relacionar las estimaciones satelitales con variables biofísicas de interés, principalmente cobertura de la vegetación, biomasa aérea e índice de área foliar.

Para analizar el impacto de la alta fragmentación de la tenencia de la tierra y la dinámica de cambios de uso del suelo y de especies forrajeras, se analizó la base de polígonos de UPP y Municipios usando imágenes del sensor MODIS, resolución espacial de 250 m x 250 m para el periodo 2000-2010.

Materiales y métodos

En el SIMSOG, evaluación 2009, se desarrollaron bases de datos de curvas de crecimiento a nivel de pixel por pixel usando el índice de vegetación espectral NDVI_{cp} (Paz *et al.*, 2007), tanto para el caso del sensor MODIS como el AVHRR (resolución espacial a nadir de 1.1 km x 1.1 km). En el caso del sensor AVHRR la serie temporal fue de 1986 a 2009 y la de MODIS de 2000 a 2009. En Paz *et al.* (2011a) se detalla el esquema operacional para la construcción de las curvas de crecimiento espectrales a nivel de pixeles, así como los procesos realizados a la información espectral.

Bajo la consideración de definir el año 2000 como año base para el desarrollo de líneas base (primera etapa de implementación del PROGAN) y la existencia de predios con superficies pequeñas en el centro y sur del país, se decidió en el 2010 utilizar solo al sensor MODIS para la evaluación. Aunado a esta decisión, usando el sistema SPIAS de proceso (Medrano *et al.*, 2011), se implementó un nuevo índice de vegetación denominado IVIS (Índice de Vegetación basado en curvas Iso-Suelo) (Paz *et al.*, 2011b), el cual tiene un mejor comportamiento que el NDVI_{cp}.

La Figura 1 muestra el comportamiento temporal del IVIS para el caso genérico de comportamiento con tres picos (Paz *et al.*, 2011b). En el norte generalmente solo existe el pico del crecimiento asociado al periodo de lluvias. En la Figura 1 se muestran los patrones del IVIS en relación al tiempo (día juliano o DJ), donde la letra D representa una depresión y la P un pico. El modelo general tiene tres depresiones y tres picos, con un inicio (II) y un final (FF).

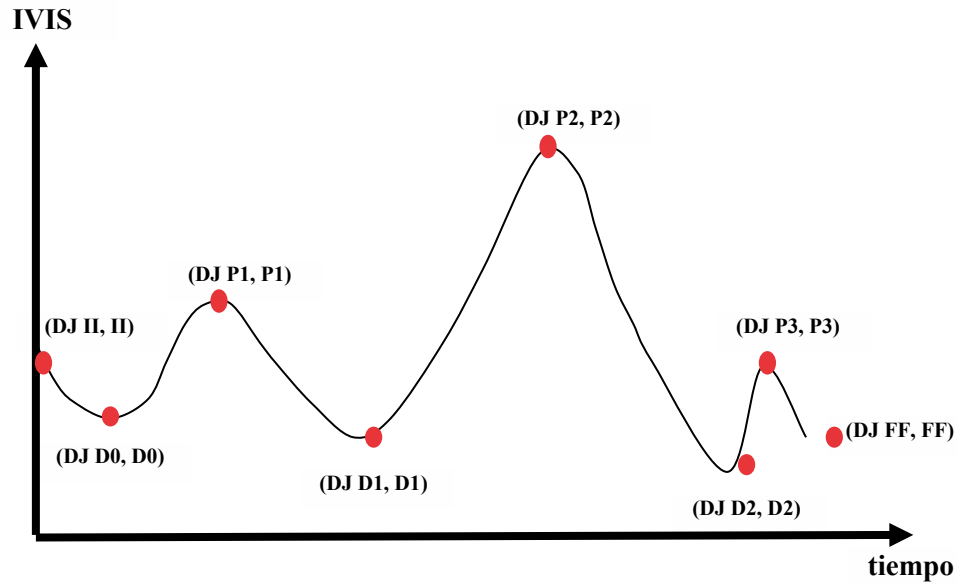


Figura 1. Esquema del modelo paramétrico general del crecimiento de la vegetación, índice espectral IVIS

La capacidad de carga animal está relacionada con la biomasa aérea fresca total Bm por:

$$CC = \left[\frac{(FH)(FA)(FAG)(FAA)}{4,928} \right] Bm = pBm \quad (1)$$

donde FH es un factor de conversión de biomasa fresca a húmeda, FA es el factor de aprovechamiento de la biomasa (generalmente 0.5), FAG es el factor de biomasa forrajera o aprovechable por el ganado (dependiente de la composición florística y disponibilidad en cada sitio; de 0 a 1), FAA es el factor de ajuste abiótico, pendiente del terreno y cercanía a cuerpos de agua, principalmente (Holencheck *et al.*, 1989), y 4,928 (kg M.S.) es el requerimiento de alimento para mantener una unidad animal todo el año (3 % de ingesta diaria de alimento en relación al peso vivo de una vaca de 450 kg). La Bm está dada en términos absolutos y es el resultado de multiplicar la densidad de biomasa (kg m⁻²) por la superficie que representa esta estimación. La biomasa seca se obtiene

En la relación (1), considerando un periodo entre dos años consecutivos ($k-1$ y k), la variable ambiental p puede considerarse como similar, hipótesis, de un año a otro. Así, la relación para definir un umbral de mal manejo del agostadero o de eventos climáticos extremos puede ser expresada en términos de Bm :

$$\frac{pBm_k}{pBm_{k-1}} = \frac{Bm_k}{Bm_{k-1}} = r \quad (2)$$

La ventaja de la relación de razones dada por la ecuación (2) es que filtra los factores de ajuste p , evitando así tener que calibrarlos localmente. Este tipo de razonamiento puede extenderse para una serie de tiempo de la Bm, desde el año q al año n :

$$Bm_{n-q} = (r_m)Bm_{n-q-1} = (r_q)(r_{q-1})Bm_{n-q-2} \dots = (r_q)(r_{q-1})(\dots)Bm_n \quad (3)$$

donde las r son razones entre años consecutivos, que reflejan los cambios de la biomasa.

Así, es posible construir indicadores del estado de la vegetación en un píxel en relación a un año base. Las razones r pueden analizarse en relación a condiciones de manejo (nivel de pastoreo) o climáticas (precipitación).

De la relación (1) y (2), para evitar el uso de factores de ajuste locales, es necesario que la relación entre la Bm y un índice de vegetación IV cumpla:

$$Bm = kIV \quad (4)$$

Sustituyendo (4) en (2) obtenemos:

$$\frac{pBm_k}{pBm_{k-1}} = \frac{pkIV_k}{pkIV_{k-1}} = \frac{IV_k}{IV_{k-1}} = r \quad (5)$$

La relación (5) es válida para una misma composición florística de un píxel, en un tiempo corto (dos años consecutivos). La ventaja de utilizar biomasa total (o densidad de biomasa, dejando fija el área de un píxel), es que no es necesario considerar ajustes por efectos de selectividad de forraje por el ganado. Algo similar ocurre en relación a ajustes por conversión de peso fresco a húmedo al usar biomasa fresca, ya que este ajuste introduce un factor multiplicativo en la relación (1), el cual es filtrado en la relación (5). Esto reduce la complejidad de operación de un sistema de evaluación.

En la perspectiva del diseño de índices de seguimiento (IS) para cubrir eventos de tipo catastrófico (sequías) o de sobrepastoreo, los IV utilizados deben cumplir también la relación (4). Los IS pueden ser usados como índices de evaluación del agostadero (incluidas selvas y bosques), de tal manera que puedan ser usados para asistir en la toma de decisiones del manejo del ganado o evaluación del PROGAN.

El diseño básico de índices del seguimiento (IS) paramétrico de la vegetación para el ciclo primario:

$$IS = (P2n - D1n) + (P2n - D2n)FPS \quad (6)$$

donde los valores asociados a los picos y depresiones están en el formato normal (n), de acuerdo a la figura 1. FPS es un factor de ponderación por senescencia (Paz, 2008a), que

puede ser dejado como fijo con $FPS = 0.75$, de acuerdo a la experiencia de su aplicación en pastizales naturales.

La relación 6 usa el crecimiento anual de la vegetación, quitando la vegetación perenne y la constante aditiva por el uso de una línea de suelo virtual, por lo que cumple la relación (5) ya que el IS es cero en la meseta inicial ($D1n$ en este caso) y final ($D2n$), figura 1. En la relación (6) se considera dos etapas: el crecimiento vegetativo ($D1n$ a $P2n$, Figura 1) y la senescencia ($P2n$ a $D2n$, figura 1), ponderando la cantidad de biomasa por su calidad (digestibilidad). En la etapa de crecimiento vegetativo se considera una calidad relativa de 1.0 y en el de senescencia una calidad definida por FPS, que varía linealmente en el tiempo.

Un evento extremo (catastrófico) de sobrepastoreo o sequía (o inundación o helada) se define bajo la condición, ciclo primario, de:

$$IS_i \leq IS_{i-1} \times FACA \quad (7)$$

donde i es el año en curso de la evaluación y FACA es un factor de ajuste por condición corporal del ganado (0.64; cambio de la condición corporal del ganado de 5 a 1), de acuerdo a los desarrollos para pastizales naturales (Paz, 2005, 2008a y b, 2009; AGROASEMEX, 2006).

La relación (7) define una razón de los índices de seguimiento (IS), construidos usando IV, de tal forma que un evento catastrófico se presenta cuando esta razón tiene un valor menor a FACA (0.64), (Figura 2). Esta relación supone que k no varía de un año al otro, lo cual es razonable si se considera que un tipo de vegetación no se transforma en forma repentina. Si así sucediera (caso de desmontes), esto es considerado en el esquema desarrollado para la evaluación y reflejaría una condición de alto sobrepastoreo, lo cual definiría un umbral de seguimiento posterior extremadamente baja (reajuste de la evaluación en función del año previo). El valor de 0.64 define un umbral de evaluación del PROGAN y representa una condición pobre del agostadero, en relación a un estándar de condición buena.

De las series de tiempo de los IS, periodo 2000-2008 (inicio de la evaluación en 2009), se ajustaron líneas de tendencia por regresión lineal simple. La evaluación del 2009 y 2010 consistió en proyectar las líneas base para estos años y compararlas con los IS de cada periodo anual; definiendo el porcentaje arriba (+) o abajo (-) de la línea base.

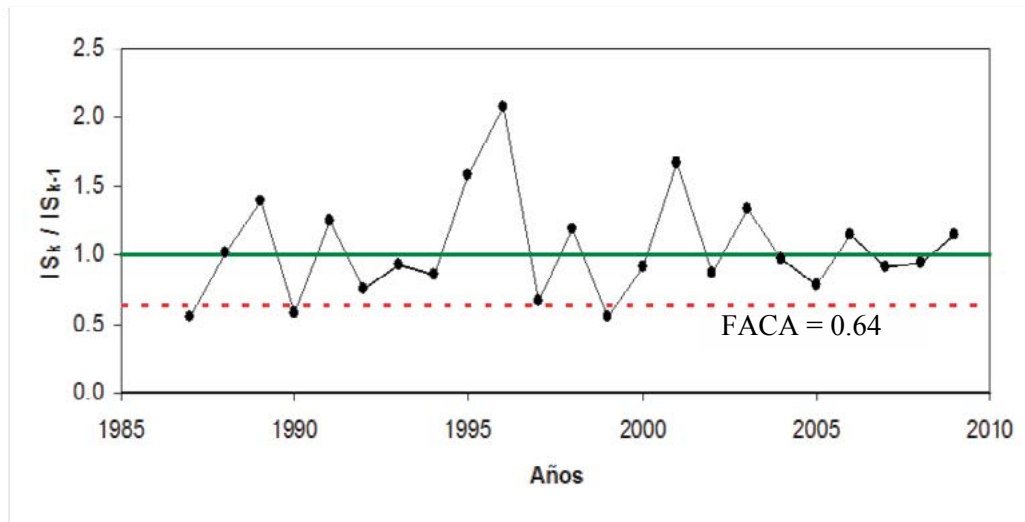


Figura 2. Modelo de evento catastrófico (sequía, inundación, heladas o sobrepastoreo) de los índices de seguimiento (IS) para el caso de un píxel o región, donde se muestra que en tres ocasiones se presenta el evento catastrófico o de mal manejo (valores debajo de FACA = 0.64, línea punteada).

Resultados y discusión

Considerando algunos problemas en relación a las poligonales específicas de los predios de la base de apoyos del PROGAN y bajo la consideración de analizar todo el país, se realizó un análisis de evaluación a escala de todos los municipios de México.

El Cuadro 1 muestra las estadísticas nacionales de la evaluación 2009-2010 de todos los píxeles dentro de un municipio, promedio aritmético, para un tipo de uso del suelo (*sensu* INEGI). El índice de seguimiento (IS) usado fue el pico de la curva espectral del crecimiento, Figura 1, definido por P2n. Este índice considera el crecimiento total, perenne y anual, de los diferentes tipos de vegetación.

Se observa del Cuadro 1 que en lo general las estadísticas del estado de la vegetación en México muestran en el 2009 un comportamiento positivo (arriba de la línea base) y en el 2010 uno negativo (debajo de la línea base), pero al considerar ambos años, es ligeramente negativo. Para los tipos de uso del suelo con vocación ganadera (pastizales naturales, inducidos y cultivados; además de matorrales), el comportamiento es positivo.

Usando el IS (P2n – D1n), asociado a solo el crecimiento anual durante el periodo de lluvias, el Cuadro 2 muestra tendencias similares al uso de P2n, pero con valores más grandes. En el caso de los usos del suelo con vocación ganadera el comportamiento de la evaluación 2009-2010 es negativo. El uso de (P2n – D1n) genera una respuesta mayor a efectos climáticos que se representan en el ciclo del crecimiento de plantas anuales (herbáceas).

El año 2010 fue particularmente crítico en relación al periodo de lluvias normal en diferentes regiones de México, donde el inicio se atrasó y las lluvias acumuladas fueron menores a las esperadas, lo cual se refleja en los patrones negativos de evaluación del 2010.

**Cuadro 1.** Evaluación de municipios 2009-2010, usando el IS P2n

Tipo de Uso del Suelo	No. Municipios	Evaluación 2009 (%)	Evaluación 2010 (%)
Pastizales naturales o inducidos	1789	7.45	-7.04
Matorrales	601	11.13	-11.08
Bosques	1,943	6.52	-6.19
Selvas	1,325	7.84	-7.72
Pastizales cultivados	813	6.92	-6.58
Todos	2,440	6.93	-7.35

Cuadro 2. Evaluación de municipios 2009-2010, usando el IS (P2n – D1n)

Tipo de Uso del Suelo	No. Municipios	Evaluación 2009 (%)	Evaluación 2010 (%)
Pastizales naturales o inducidos	1,789	17.63	-22.67
Matorrales	601	28.23	-32.38
Bosques	1,943	12.05	-12.94
Selvas	1,325	12.06	-15.82
Pastizales cultivados	813	9.35	-14.32
Todos	2,440	14.38	-18.29

Conclusiones

La evaluación del 2009-2010, SIMTOG, del impacto de las actividades ganaderas en el país, a escala de municipios mostro un comportamiento de relativo bajo impacto, especialmente en los tipos de uso de suelo con vocación ganadera. Aunque el comportamiento de los índices de seguimiento del PROGAN estuvo impactado por los efectos de patrones anómalos de las lluvias, su efecto general en el periodo 2009-2010 fue compensado por el comportamiento en el 2009.

Reconocimiento

El presente proyecto fue financiado por la Coordinación General de Ganadería de la SAGARPA bajo diferentes convenios anuales con el Colegio de Postgraduados

Referencias bibliográficas

AGROASEMEX. 2006. La experiencia Mexicana en el desarrollo y operación de seguros paramétricos orientados a la ganadería. AGROASEMEX, S.A. Querétaro, México. 57 p.

- Casiano, M., M. Bolaños, M. Peres, y F. Paz. 2011. Sistema de Monitoreo Terrestre Orientado a la Ganadería (SIMTOG): avances 2011. En estas mismas memorias.
- Holechek, J. L., R. D. Pieper, and C. H. Herbel. 1989. Range Management, Principles and Practices. Prentice Hall. Englewood Cliffs. N.J. 501 p.
- Medrano, E., F. Ibarra, L. Palacios, I. Jiménez., y F. Paz. 2011. SPIAS: un sistema para proceso de imágenes satelitales a escala de país. En estas mismas memorias.
- Paz, F. 2005. Elementos para las condiciones generales y la nota técnica del seguro catastrófico. Reporte marzo para AGROASEMEX, S.A. 31 p.
- Paz, F. 2008a. Elementos para las condiciones generales y la nota técnica del seguro catastrófico: modificación de la primera generación. Reporte febrero de 2008 para AGROASEMEX, S.A. 34 p.
- Paz, F. 2008b. Desarrollo de un seguro paramétrico satelital para pastizales cultivados, Reporte final para AGROASEMEX, S.A. 42 p.
- Paz, F. 2009. Alcances y limitaciones del seguro ganadero satelital asociado a pastizales y matorrales. Reporte febrero para AGROASEMEX, S.A. 13 p.
- Paz, F., E. Palacios, M. Bolaños, L. Palacios, M. Martínez, E. Mejía, y A. Huete. 2007. Diseño de un índice espectral de la vegetación: NDVIcp. *Agrociencia* 41: 539-554
- Paz, F., M. Reyes, y E. Medrano. 2011a. Diseño de índices espectrales de la vegetación usando curvas iso-suelo. *Agrociencia* 45: 121-134
- Paz, F., M. Bolaños, L. Palacios, F. Pascual, E. Medrano, y F. Ibarra. 2011b. Desarrollo de curvas espectrales del crecimiento anual de la vegetación, usando sensores remotos. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias*. En prensa.
- SAGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación). 2007 Acuerdo por el que se Establecen las Reglas de Operación de los Programas de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. *En: Diario Oficial de la Federación*, 31 de diciembre de 2007. 132 p.
- SAGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación). 2008 Lineamientos Específicos del Componente Producción Pecuaria Sustentable y Ordenamiento Ganadero y Avícola (PROGAN) del Programa de Uso Sustentable de Recursos Naturales para la Producción Primaria de las Reglas de Operación de los Programas de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. *En: Diario Oficial de la Federación*, 10 de marzo de 2008. 27 p.



4.4

Una visión integral de territorio y su planeación ante el cambio climático: RETUS (Reducción de Emisiones de Todos los Usos del Suelo)

Paz Fernando¹

¹*GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carr. México-Texcoco, Estado de México. Autor para la correspondencia: ferpazpel@gmail.com*

Resumen

Los esquemas reduccionistas de acciones de mitigación en el sector forestal, *e.g.* REDD+, solo contemplan parte del problema y desde el punto de vista simplificado de conservación o manejo sustentable, olvidándose que en las comunidades o predios co-existen actividades productivas. En un esquema más amplio del sector Agricultura, Silvicultura y Otros Usos del Suelo, RETUS (Reducción de Emisiones de Todos los Usos del Suelo) plantea una visión integral de estrategias de mitigación asociadas a los mecanismos de compensaciones financieras basadas en resultados de los mercados del carbono y negociaciones internacionales. El potencial de RETUS es explorado usando información disponible en México, y en Chiapas en particular. Los análisis muestran, entre otras cosas, la necesidad de considerar al suelo y la vegetación en forma de igual prioridad. La estrategia RETUS plantea retos importantes en su implementación e involucra arreglos institucionales transversales entre sectores, que históricamente han sido antagónicos. La oportunidad de RETUS permite hacer un cambio paradigma en los conceptos de desarrollo rural sustentable, más allá del discurso.

Palabras clave: REDD+, carbono, emisiones GEI, Chiapas

Introducción

En los últimos años las señales asociadas al cambio climático global han generado una preocupación creciente en relación a sus impactos, lo que ha obligado a que las Naciones Unidas establezcan agendas urgentes en la búsqueda de mecanismos multilaterales (CMNUCC o Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático) para mitigar estos efectos o adaptarse a ellos. Los acuerdos de Cancún en el 2010 han definido un camino en la construcción de una arquitectura financiera internacional orientada a la compensación económica de acciones para evitar la degradación forestal y deforestación, así como para impulsar la conservación, el incremento de los acervos de carbono y el manejo forestal sustentable; denominado REDD+ en su conjunto. Adicionalmente, la inclusión del sector agropecuario (REDD++) plantea la necesidad de una visión integral territorial del manejo de los recursos naturales asociada a una estrategia de desarrollo

sustentable con incentivos financieros más allá de los mecanismos normales de apoyo a los productores rurales, ya que con estos mecanismo es posible tener acceso a fondos internacionales. A partir de los acuerdos de Cancún en la CoP 16 (conferencia de las partes) de la CMNUCC se dieron pasos importantes hacia la consideración de todos los usos del suelo en los esquemas tipo REDD+, denominados REALU (Reduction of Emissions of All Land Uses – Reducción de Emisiones de Todos los Usos del Suelo o RETUS), en una visión de NAMAs (Nationally Appropriated Mitigation Actions – Acciones de Mitigación Nacionalmente Apropriadas). Si se considera a los predios (poligonal envolvente de la tenencia de la tierra) como una unidad territorial donde convergen servicios ambientales (hidrológicos, biodiversidad, carbon, etc.), actividades productivas y el desarrollo humano y social de los individuos y comunidades, el tener compensaciones financieras para el desarrollo sustentable climáticamente amigable (reducción de emisiones de gases efecto invernadero o GEI), ambientalmente responsable (reducción de la deforestación y degradación forestal e incremento de la biodiversidad), permite que los productores rurales puedan hacer un uso eficiente de sus recursos naturales (vegetación, agua y suelo, principalmente) en forma socialmente justa (compensarlos por sus acciones) y equitativa (pagos financieros en función de resultados). Lograr estas metas es una utopía en la mayoría de los casos de los países del mundo, dadas las limitaciones de información dura asociada al carbono (GEI) en términos de líneas base y de valoración de acciones de manejo y conservación. La tarea no es trivial, pero los incentivos financieros son potencialmente muy atractivos, particularmente cuando existe una estrategia integral de desarrollo sustentable por los gobiernos.

Chiapas es uno de los estados con alto potencial de tener acceso a los mercados del carbono, nacionales e internacionales, por sus selvas y bosques, además de contar con la firma de un Memorando de Entendimiento (MoU) con el estado de California en Estados Unidos. Sus avances en la implementación de acciones tempranas asociadas al esquema REDD+ en la Selva Lacandona lo ponen en una posición envidiable a escala mundial, con ventajas importantes en ser uno de los primeros estados, si no el primero, en llevar las palabras a los hechos. Para esto es necesaria la gestión de recursos naturales bajo una perspectiva multi-funcional (conservación, reducción de emisiones GEI, seguridad alimentaria, etc.). No obstante lo anterior, la consideración de solo ecosistemas boscosos limita este tipo de mecanismos orientados a potenciar el desarrollo sustentable comunitario. En el territorio se dan actividades de conservación y productivas que marcan pautas hacia la integración de políticas de gobierno de mayor alcance; que evidentemente requieren de la construcción de un sistema asociado de monitoreo, reporte y verificación (MRV), sin el cual no es posible acceder a fondos internacionales de mercados voluntarios o de cumplimiento en términos subnacionales (arreglos entre estados y no de países), tal como sucede con el mercado de bonos de carbono para REDD+ de California, que entrara en vigor en agosto del 2012.

RETUS y el potencial asociado de los mercados del carbono

Para tener un contexto de los almacenes de carbono, y por lo tanto del potencial de emisiones de GEI, en los ecosistemas terrestres en México, es conveniente revisar

información actualizada, base del INEGEI (Inventario Nacional de Emisiones de GEI) de la Cuarta Comunicación del 2009 de México ante la CMNUCC (de Jong *et al.*, 2009). El Cuadro 1 muestra los almacenes de carbono por los grupos de vegetación definidos por FAO, en el reporte FAO FRA (Forest Resources Assessment) 2010 (CONAFOR, 2010). Los datos del Cuadro 1 muestran ciertas realidades que van más allá de REDD+ y que definen las bases para el desarrollo sólido de una estrategia de México para el sector AFOLU (RETUS):

- El grupo de vegetación "bosque" (definición ante FAO) representa un poco más del 50 % del total del carbono en los ecosistemas de México.
- El grupo de vegetación "otras tierras boscosas", principalmente matorrales y "otras tierras", principalmente pastizales y matorrales, representa poco menos del 50 % del total del carbono en los ecosistemas de México.
- Alrededor de dos terceras partes del carbono total está en los primeros 30 cm de suelo. Esto se incrementa a poco más del 80 % en matorrales y pastizales.
- Adicionalmente, de otros estudios, al ocurrir un cambio de uso del suelo de bosque a no bosque (deforestación), la pérdida de carbono de la biomasa viva (aérea y subterránea) es similar a la del suelo. Similarmente, en un proceso de degradación forestal (bosque que permanece como bosque), las pérdidas más fuertes (emisiones) son del suelo y la biomasa viva todavía contribuye a la captura de carbono.

Cuadro 1. Carbono (millones de ton) en los almacenes de los usos del suelo de FAO.

Uso del suelo	Almacén de carbono	1993	2002	2007
Bosque	Biomasa aérea	1,872.00	1,807.70	1,772.60
	Biomasa subterránea	391.5	377.8	371.1
	Suelo	4,612.20	4,402.10	4,347.30
	Total	6,875.70	6,587.70	6,491.10
	% de la clase del total clases	55	53.2	52.8
	% del suelo del total clase	67.1	66.8	67
Otras tierras boscosas	Biomasa aérea	214.6	218.1	219.7
	Biomasa subterránea	50	50.6	50.9
	Suelo	604.5	588.6	583.5
	Total	869	857.3	854.1
	% de la clase del total clases	6.9	6.9	6.9
	% del suelo del total clase	69.6	68.7	68.3
Otras tierras	Biomasa aérea	678.3	669.3	657.2
	Biomasa subterránea	159.2	157.1	154.3
	Suelo	3,924.90	4,099.90	4,146.60
	Total	4,762.40	4,926.30	4,958.10
	% de la clase del total clases	38.1	39.8	40.3
	% del suelo del total clase	82.4	83.2	83.6

La discusión presentada pone en contexto lo importante de una estrategia integral de México del sector AFOLU (Agriculture, Forestry and Other Land Uses; Agropecuario,

Silvicultura y Otros Usos del Suelo o ASOUS) en relación a REDD+. REDD+ es solo la mitad del problema (y la solución), la otra mitad (perspectiva del problema) está asociada a actividades productivas del sector agropecuario, que forman parte de estrategias de seguridad alimentaria y desarrollo rural. Asimismo, la primer mitad del problema es la pérdida de la biomasa viva de la vegetación y la otra son las pérdidas del suelo. La solución a la implementación de esquemas integrales de compensaciones financieras requiere de una visión tipo RETUS y no de REDD+. Usando información de mediciones de campo del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) de la CONAFOR, además de mapas de uso del suelo del INEGI, la Figura 1 muestra las tendencias en las pérdidas de carbono (biomasa viva y suelos) en los ecosistemas del estado de Chiapas (de Jong *et al.*, 2010)

La Figura 1 mostrada, define que la deforestación y degradación forestal y de pérdida de la cobertura vegetal de otros tipos de suelo, mantiene una tendencia de emisiones de GEI asociada a malas prácticas en el manejo de los recursos, con una muy pequeña recuperación en el periodo 2002-2007, por lo que es necesario el rediseño de las políticas públicas del Gobierno del Estado de Chiapas para orientarlas a un nuevo paradigma de desarrollo, particularmente cuando se busca acceder a mecanismos financieros compensatorios por acciones conservación o manejo sustentable. En esta perspectiva, la Figura 2 muestra los inventarios de biomasa viva, aérea y subterránea. De estas figuras, el carbono en los suelos representa aproximadamente el 75 % del carbono total en los ecosistemas terrestres.

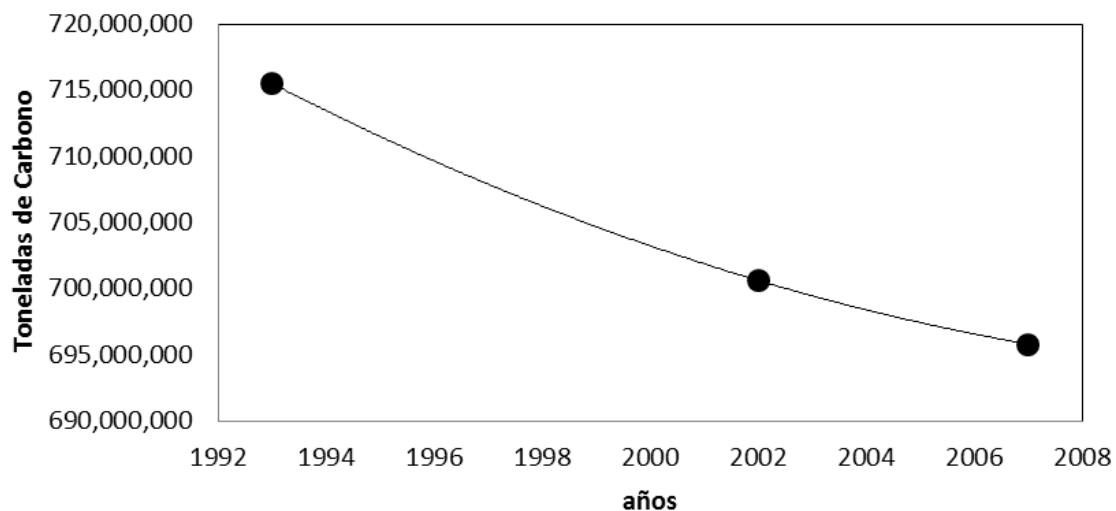


Figura 1. Inventario de carbono total en Chiapas en 1993, 2002 y 2007

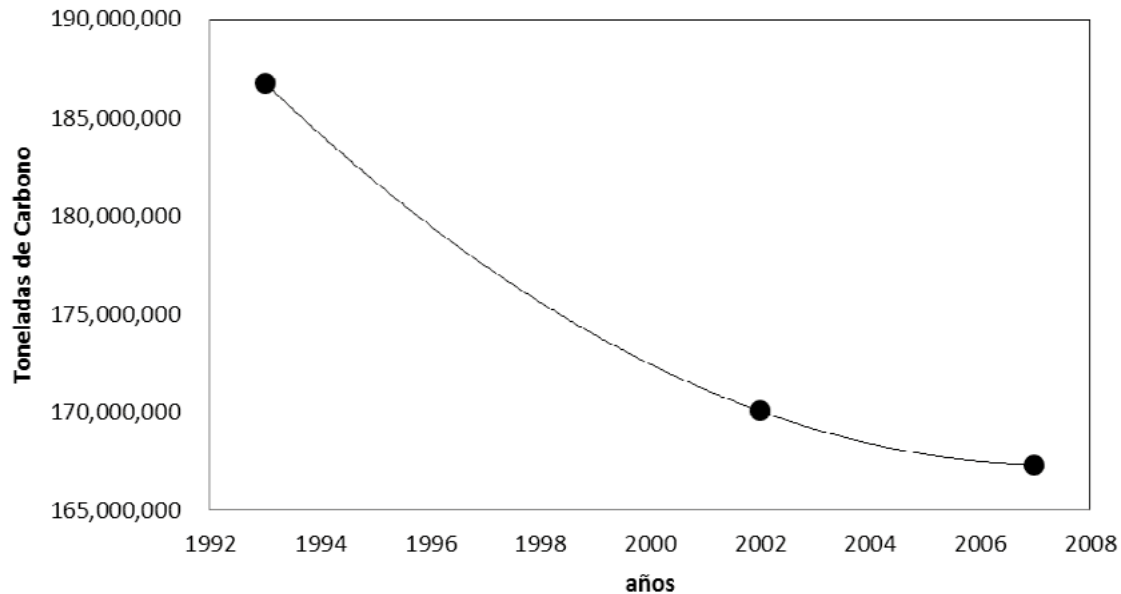


Figura 2. Inventario de carbono de la biomasa viva en Chiapas en 1993, 2002 y 2007

La Figura 3 muestra las emisiones de CO₂ (3.67 x Carbono) para los tres años de referencia, donde se muestran las emisiones de GEI producto de cambios de uso del suelo, donde sobresale que las emisiones en el Estado de Chiapas son predominantemente producto de cambios de uso del suelo forestales a pastizales y cultivos agrícolas.

Los mercados de carbono asociados al sector forestal y agropecuario pueden sobrepasar por mucho los recursos económicos disponibles en las políticas públicas convencionales de apoyo a los productores rurales. Este tipo de ejercicios muestran el enorme potencial del mercado (o fondo) de los bonos o créditos de carbono como un posible ingreso importante a nivel de productores que les permitiría un desarrollo humano y social sin precedente y sin que los gobiernos usen el dinero fiscal en estas estrategias de apoyo rural, dejando márgenes importantes para el desarrollo de políticas públicas complementarias del uso de los recursos del gobierno para potenciar el crecimiento del sector rural en forma integral. El incluir el sector agropecuario, con el impulso de buenas prácticas de manejo, puede duplicar las estimaciones de compensaciones financieras por los servicios ambientales que se generan a nivel de comunidad.

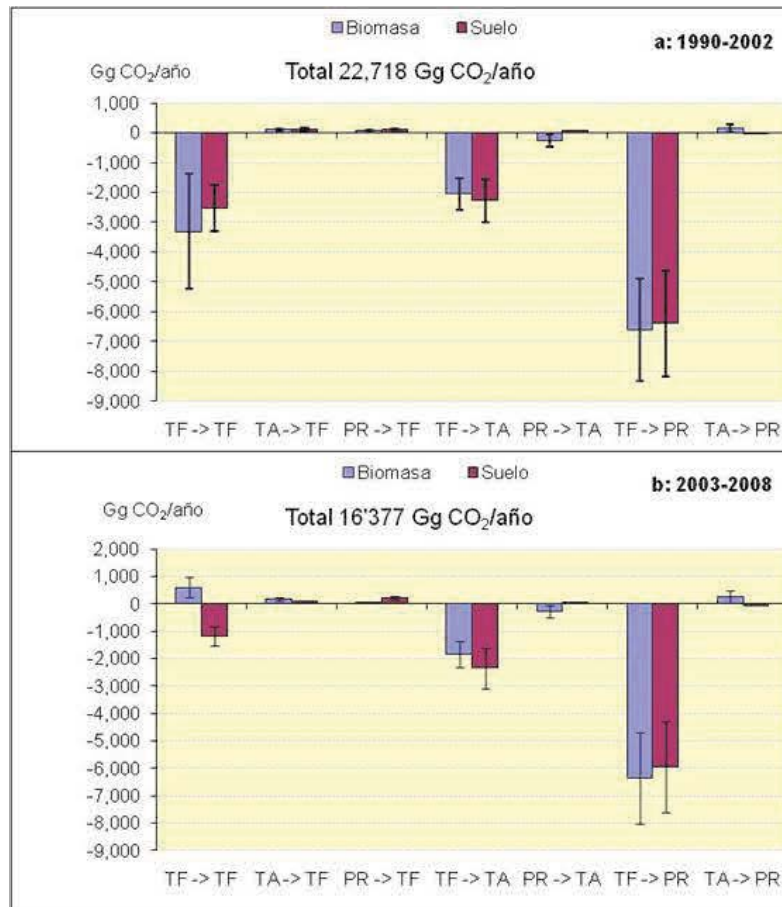


Figura 3. Emisiones y captura anuales en Chiapas en las diferentes categorías de uso de suelo actual e histórico para los períodos 1990-2002 y 2003-2008. Las líneas negras indican la incertidumbre en las estimaciones. Los flujos negativos son emisiones, flujos positivos representan captura. TF = Tierras Forestales, TA = Tierras Agrícolas y PR = Praderas. Fuente: de Jong *et al.*, 2010

Comentarios finales

Aunque los escenarios planteados resultan atractivos, si el mercado del carbono en el Estado de Chiapas, por ejemplo, no cumple con los protocolos y metodologías establecidas por los mercados voluntarios o bilaterales, entonces no es posible obtener estos beneficios económicos. La información científica sólida (transparente, coherente, precisa, reproducible y verificable) es la única vía para acceder a los mercados de compensación financiera por reducción de emisiones o por incrementos o conservación de los acervos de carbono.



Referencias bibliográficas

- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2010. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010. Informe nacional. México. FAO. Roma 98 p.
- de Jong, B., M. Olguín, F. Rojas, V. Maldonado, F. Paz, J. Etchevers, C. Cruz, y J. Argumedo. 2009. Inventario nacional de emisiones de gases de efecto invernadero 1990-2006, uso del suelo, cambio de uso del suelo y silvicultura. Reporte preparado para el Instituto Nacional de Ecología. México, D.F. 119 p.
- de Jong, B., F. Paz, V. Maldonado, F. Rojas, V. de la Cruz, y M. Olguín. 2010. Establecimiento de una línea base de las emisiones actuales y futuras de Gases de Efecto Invernadero provenientes de Agricultura, Silvicultura y otros usos del suelo (AFOLU 1.1) Fase 1. Informe final preparado para Conservación Internacional. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. 76 p.

4.5

El inventario de gases de efecto invernadero (GEI) 2000-2008 del Estado de Veracruz

Welsh Rodríguez Carlos M.¹, Hernández y Hernández Dainiz E.¹, Ochoa Martínez Carolina A.¹, Guzmán Rojas Sarai¹, Avilés Sayas Javier.¹

¹ Centro de Ciencias de la Tierra, Universidad Veracruzana. Calle Francisco J. Moreno 207, Col. E. Zapata, Xalapa, Veracruz, 91090, México. Autor para correspondencia: cwelsh@uv.mx

Resumen

Este trabajo presenta los resultados del inventario de gases de efecto invernadero (GEI) en el estado de Veracruz. El dióxido de carbono es emitido principalmente a la atmósfera por la quema de combustibles fósiles para satisfacer las necesidades de las diferentes actividades humanas. En décadas recientes el acelerado crecimiento urbano e industrial aunado a la alta tasa de deforestación muestra un incremento notorio en la concentración de CO₂. Para poder cuantificar temporalmente las reducciones o incremento en las emisiones de GEI, es necesario contar con el total de emisiones a una escala pequeña con la mayor precisión posible en los datos utilizados. México posee un inventario de GEI, tener un inventario para Veracruz permitirá la evaluación de políticas relacionadas para gestionar o reducir las emisiones y ser capaz de acceder a fondos internacionales para llevar a cabo proyectos en esas líneas.

Palabras claves: CH₄, CO₂ equivalente, política.

Introducción

El Estado de Veracruz comprende una superficie de 72,815 km², equivalente al 3.7% del territorio nacional; ocupa el décimo primer lugar entre los de mayor extensión territorial y el tercero en población en la República Mexicana (INEGI, 2005). Veracruz se extiende a lo largo del litoral del Golfo de México por el este, colindando en el oeste con la Sierra Madre Oriental. Se localiza entre los paralelos 17°10' y 23°38' de latitud Norte y entre los meridianos 93° y 99° de longitud Oeste.

Por su ubicación, el estado de Veracruz es muy diverso en relieve, clima, suelo y tipos de vegetación (bosques tropicales, bosques de montaña, selvas, esteros, manglares, arrecifes, entre otros), lo que le confiere espacios propicios para la captura de carbono; sin embargo, gran parte de estos ecosistemas han sido transformados (Giddings *et al.*, 1998), en sitios urbanos, industriales y agropecuarios.

El estado de Veracruz cuenta con una economía diversificada, mayor que la nacional; no obstante, los avances conseguidos en la actividad industrial y en el sector de servicios ligan



fuertemente a la economía veracruzana con el sector primario (INEGI, 2004). Los servicios de dicho sector son de alta demanda energética, alta producción de residuos y tienen una relación directa con el cambio de uso de suelo en Veracruz.

El producto Interno Bruto (PIB), es un indicador formalmente aceptado para evaluar el comportamiento económico de una región. Para el año 2009 el PIB de Veracruz representó el 4.8% del PIB Nacional, lo cual lo convierte en la quinta economía de México, esto a pesar de que los recursos provenientes de la explotación de puertos, extracción de petróleo y gas natural, no participan del PIB estatal sino del nacional.

Es posible asumir que para poder satisfacer la demanda energética de los sectores que más aportan al crecimiento económico del estado, es necesario incrementar la producción de energía, que asegure una mayor tasa de crecimiento dichas actividades económicas, y por ende, esto llevará a un incremento considerable de emisiones de gases de efecto invernadero.

Materiales y métodos

Los datos confiables son la herramienta indispensable en la construcción de un inventario de emisiones, en México y especialmente en Veracruz, aún no se cuenta con un sistema de información que categorice, agrupe y asegure la calidad de la información generada en cualquier sector y aunque se encuentra legislado el libre acceso a la información, existe un sin número de barreras y problemas que resolver durante la búsqueda de datos.

A pesar de lo anterior, se realizó una exhaustiva compilación de datos para los años 2000-2008. Las fuentes de información sobre disposición de residuos sólidos, cambio uso de suelo y producción agropecuaria fueron los anuarios estadísticos del estado de Veracruz, Anuario Estadístico Agropecuario, Forestal y Pesquero del Estado de Veracruz (2008) y bases de datos del INEGI. Las fuentes de datos de consumo de combustibles y de la industria del petróleo y gas natural se obtuvieron con el Sistema de Información Energética (SIE) y el Balance Nacional de Energía. Así mismo, las directrices del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, 1996) fueron las elegidas por defecto para el uso de los factores de emisión utilizados en el cálculo del Inventario de GEI.

La estimación de las emisiones de GEI 2000-2008 en Veracruz se realizó con la metodología descrita por el IPCC (1996), de donde también fueron obtenidos factores de emisión utilizados en los cálculos ya que México no reporta valores propios para ningún sector.

Estimación de las emisiones de GEI provenientes de la población pecuaria de Veracruz.

Para calcular las emisiones procedentes de la fermentación entérica se utilizó la población anual reportada para cada tipo de ganado (miles de cabezas) en los anuarios estadísticos del estado de Veracruz multiplicadas por 1,000 y por el factor de emisión correspondiente al tipo de ganado. Así mismo se utilizó la población pecuaria para calcular las emisiones procedentes de los sistemas de manejo de estiércol (ESME). Los factores de emisión por manejo de estiércol son tomados del IPCC para países en desarrollo, con la

consideración de que Veracruz presenta un clima templado (IPCC, 1996). Así mismo se realizaron los cálculos para determinar las ESME de la población ganadera según su ubicación por región climática, únicamente para los años 2004 a 2006.

Estimación de las emisiones de GEI provenientes de la producción de arroz y caña de azúcar en Veracruz.

En el estado de Veracruz, se produce arroz en condiciones de secano y de riego (ambos anegados), por lo que se tomaron en cuenta los diferentes factores que corresponden para ese tipo de prácticas según las recomendaciones del IPCC. Los datos de superficie para cada una de las formas de producción fueron multiplicados por los factores de escala para las emisiones de metano, de corrección para la no utilización de fertilizantes orgánicos y de un factor de emisión integrado para tomar en cuenta las variaciones estacionales para el arroz anegado continuamente sin fertilizantes orgánicos. Ambos resultados fueron sumados al final, para obtener un total anual para el periodo 2000-2008.

La quema de residuos en los campos es una práctica común, sobre todo en los países en desarrollo; así, para poder calcular la cantidad de CH₄, CO, N₂O y otros óxidos de nitrógeno (NO_x) que se derivan de esta práctica, primeramente se obtiene el volumen de la producción de caña de azúcar multiplicando la superficie producida por el rendimiento de la cosecha, así se sabe qué cantidad de residuos se genera.

Posteriormente se calcula la fracción de materia seca de los mismos y se considera que todos los residuos son dejados en el campo para quemarse; entonces se calcula la fracción oxidada por la combustión, la fracción de carbono y a través de la relación nitrógeno carbono de la materia orgánica contenida en los residuos se obtiene la fracción de nitrógeno de los mismos. Finalmente, según el elemento que conforma al gas (C o N), se multiplica la fracción de cada uno por una relación de emisión correspondiente y por un factor de conversión para cada gas, obteniéndose así, las emisiones procedentes de la quema in situ de residuos de la producción de caña de azúcar, todos los anteriores valores por defecto del IPCC.

Estimación de las emisiones de GEI provenientes del cambio de uso de suelo en Veracruz.

Para esta sección únicamente se consideraron los datos de la producción silvícola anual (m³ de rollizo) (pino, oyamel, otras coníferas, encino, latifoliadas, preciosas, comunes tropicales), ya que el inventario forestal que se utilizaría en el cálculo de la absorción/liberación de CO₂ por recuperación de superficie de bosques presentaba diversas inconsistencias entre versiones publicadas por distintos organismos gubernamentales.

Para calcular las emisiones, se multiplican los datos de producción silvícola por especie por la relación de conversión/expansión de la biomasa (t ms/m³), asignada por defecto en las directrices del IPCC, tomando en cuenta que los sitios donde se produce la madera son bosques perturbados. Posteriormente se multiplica por la fracción de carbono por defecto del IPCC, obteniendo así, la cantidad anual liberada de carbono (kt C), para luego hacer el cálculo de CO₂ equivalente expresado en Gg, multiplicando por los factores correspondientes.

*Estimación de las emisiones de GEI provenientes del consumo de combustibles fósiles en Veracruz.*

A partir de los datos del consumo aparente de combustibles obtenidos del SIE, se determinó el consumo en unidades de energía, usando los valores caloríficos netos (VCN) reportados en los balances nacionales de energía. Posteriormente se multiplicó por los factores de emisión para calcular el contenido de carbono y una vez establecido, se realizaron las correcciones necesarias para dar con las emisiones netas, utilizando factores de corrección tales como la fracción de carbono almacenado, fracción de carbono oxidado y 44/12 para la conversión de Gg de carbono a Gg de CO₂. Para el caso de Veracruz, las emisiones netas de carbono son iguales a los contenidos de carbono de cada combustible, no se incluye el cálculo del carbono almacenado, ya que gran parte de que estos combustibles se consumen directamente, a excepción de los lubricantes, donde sí se debe calcular la fracción de carbono almacenado, la cual considera que parte de este consumo es destinado a ser materia prima para la elaboración de otros productos.

Estimación de las emisiones de GEI provenientes de la industria del petróleo y gas natural de Veracruz.

El proceso para estimar las emisiones de los GEI del sector petrolero de Veracruz se dividió en tres partes:

1. Factores medios de emisión para las emisiones fugitivas de metano: Se tomaron los valores medios de los respectivos rangos de los factores de emisión (FE) para no calcular emisiones subestimadas o sobreestimadas. Sin embargo, hicimos dos excepciones: una, para el venteo y quema de gas en la producción de petróleo y gas, en la que se toma el valor más bajo del rango correspondiente debido a que el volumen anual de gas no aprovechado es inferior a 20% del total de gas producido (INE, 2002 b), y la segunda, para las emisiones originarias del proceso, transporte y distribución del gas natural, ya que al disponer únicamente de la cantidad de gas producido no se tuvo otra alternativa que la de aplicar el único factor de emisión establecido (288 000 kg CH₄/PJ), que es un valor para estimación de emisiones elevadas. Las emisiones se obtienen al multiplicar los datos de la actividad y los FE; y se suman las emisiones de cada tipo de fuente de energía, reportando los resultados en gigagramos de metano al año.

2. Emisiones de precursores del ozono y de bióxido de azufre procedentes de la refinación del petróleo: Las emisiones de CO, NO_x y COVDM, todos ellos precursores de ozono, y de SO₂, se calculan multiplicando los factores de emisión por defecto para estas cuatro categorías de emisiones, atendiendo el volumen de petróleo crudo elaborado por las refinerías. El dato necesario sobre la actividad a analizar es la cantidad de petróleo crudo que se elabora en la única refinería de Veracruz, ubicada en Minatitlán que procesa petróleo crudo pesado y ligero en su mayoría, por lo que se tomó una densidad promedio para el petróleo de 860kg/m³.

3. Emisiones de CO₂DM procedentes del almacenamiento del petróleo: El volumen de petróleo crudo refinado se multiplica por el factor por defecto, correspondiente al tipo de almacenamiento, depósitos estancos primarios, establecido en el libro de trabajo de las directrices del IPCC, (1996) .Sólo se consideraron los estancos primarios debido a que es el tipo más común en México

Estimación de las emisiones de GEI provenientes de la disposición de los residuos sólidos Veracruz.

Para los cálculos de esta sección fue necesario compilar la cantidad en Gg de RSU depositados en sitios finales clasificados según el tipo de manejo: rellenos sanitarios, en sitios no controlados con profundidades mayores y/o iguales a cinco metros y en sitios no controlados menores a esta profundidad. La composición de los RSU también es solicitada por la metodología del IPCC. Este dato fue extraído de un estudio realizado por *SCS Engineers para The Landfill Outreach Programme U.S. EPA* durante el 2009, (EPA, 2009).

Resultados y discusión

En promedio durante el periodo 2000-2008, anualmente en Veracruz por concepto de disposición de residuos sólidos, producción agropecuaria, cambio de uso de suelo (Figura 1), consumo de combustibles fósiles y producción de petróleo y gas natural se generan 44,736 Gg de CO₂ equivalente. El año 2001 y 2008 fueron los años en los cuales se produjeron menor y mayor emisiones de CO₂ equivalente, con 39,427 Gg (11.56% del total nacional reportado) y 5,1978 Gg (13% del total nacional reportado) respectivamente (Figura 2)

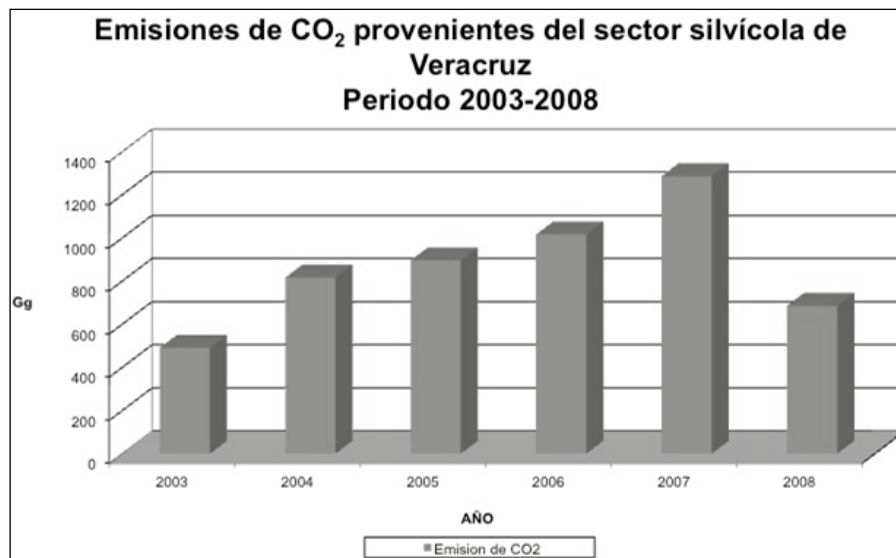


Figura 1. Emisiones anuales durante el periodo 2000-2008 en la producción silvícola, por cambio de uso de suelo.

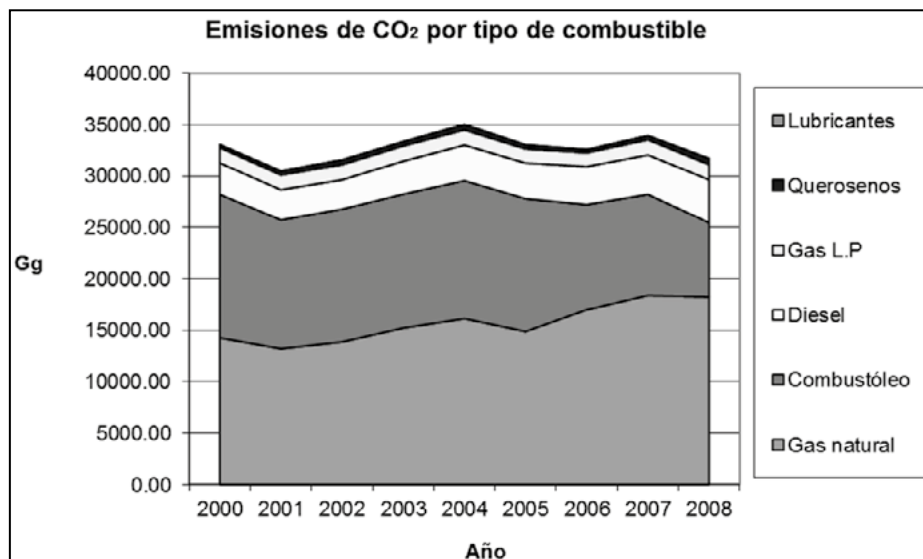


Figura 2. Emisiones anuales de CO₂ durante el periodo 2000-2008, por consumo de combustibles fósiles.

Particularmente, los sectores que más aportan al total de la generación anual de GEIs son, en orden descendente, consumo de combustibles fósiles, producción pecuaria e industria del petróleo y gas. Ésta última presenta un incremento notorio en su aportación al total de emisiones de GEI, cada año a partir del 2004 presenta un aumento considerable comparado con la tasa de incremento de los otros sectores (en la figura 3 se presenta las emisiones de metano y en la figura 4 una síntesis por sector).

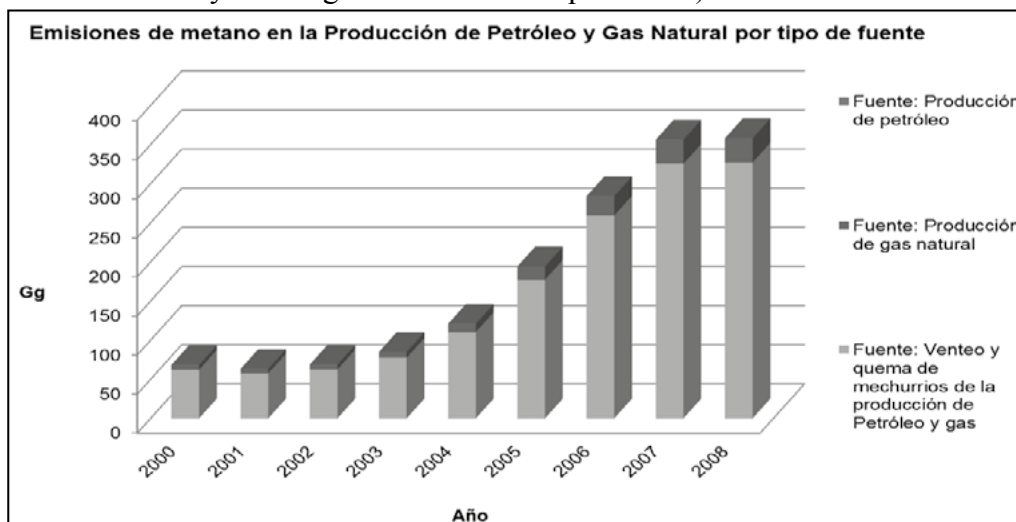


Figura 3. Emisiones anuales de metano durante el periodo 2000-2008, para la industria del petróleo y gas natural.

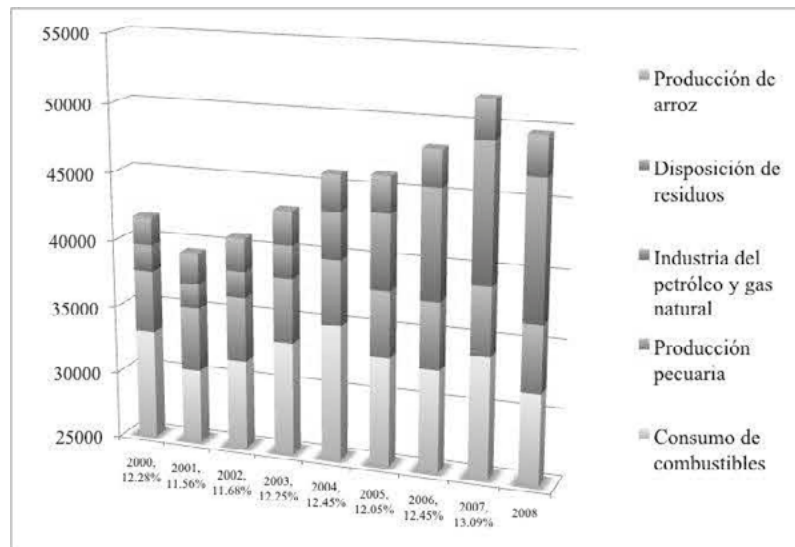


Figura 4. Aportación por sector productivo a las emisiones anuales durante el periodo 2000-2008.

En cuanto al sector de disposición de residuos, existe un notorio incremento de las emisiones de CO₂ equivalente, para el período 1998- 2008 es de un 29%. Las emisiones procedentes de Sitios No Controlados son mayores que las provenientes de los rellenos sanitarios, aunque estas últimas se han incrementado durante este período, de un 10% a más de un 40% del total.

Conclusiones

Veracruz vive una paradoja, cuenta con una gran cantidad de recursos naturales, sin embargo, estos se encuentran severamente degradados a causa de las actividades productivas y las malas prácticas que los acompañan, y como consecuencia, incrementa el consumo de combustibles fósiles, contribuyendo directamente al aumento de la concentración atmosférica de GEIs, en la figura 5 se presenta su aumento y la relación con el inventario nacional.

El inventario preliminar que dio origen a este trabajo, producto del Plan Veracruzano de Acción Climática, es el único estudio referido directamente en el Plan Veracruzano de Desarrollo 2011-2016 y a pesar de ello aún no existe una política pública, programa o acción que permita articular los resultados del mismo.

Los resultados de este trabajo pueden ser la base para escenarios de mitigación de emisiones de GEIs, lo que representa una oportunidad desarrollo tal como lo señala el IPCC en su informe de 2007 dada la diversidad económica del estado y la demanda de energía, sin embargo son necesarias políticas de manejo y mitigación para el estado de Veracruz. Esto último, podría considerarse como una medida necesaria y no opcional dentro de algunos años, sobre todo cuando existe una Ley de Cambio Climático en Veracruz que omite lo citado en el PVD 2011-2016, pero está propuesta legislativa nació en la transición gubernamental y quizás por ello necesite de un impulso para ser útil.

Sin embargo como todo trabajo académico, para consolidar el inventario, se requiere del desarrollo de factores de emisión para las fuentes clave, también un análisis más profundo de las diferencias entre la referencia y el enfoque sectorial. Por último, es imprescindible seguir realizando una minería de datos exhaustiva para aumentar el número de categorías y de las fuentes clave.

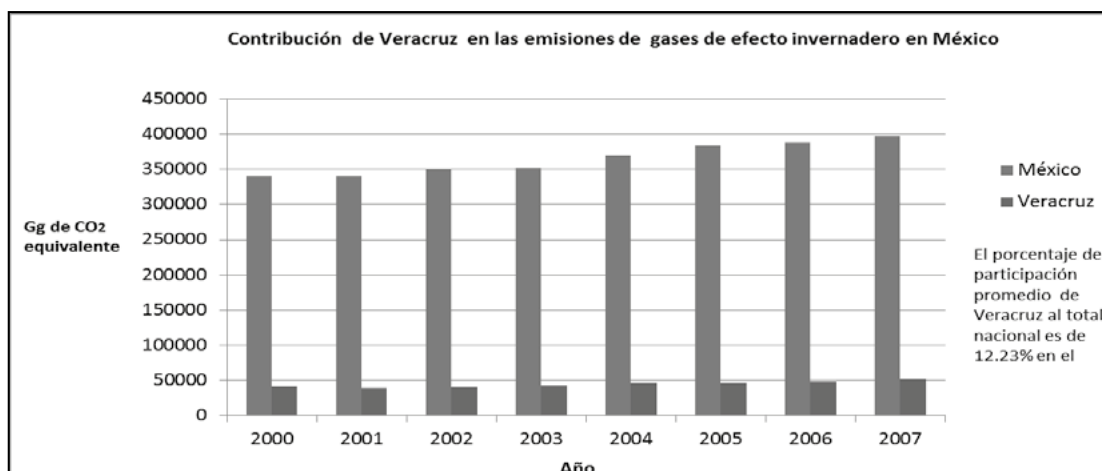


Figura 5. Contribución de Veracruz en las emisiones de gases de efecto invernadero en México.

Referencias bibliográficas

- Anuario Estadístico del Estado de Veracruz 2000-2008. Gobierno del Estado de Veracruz.
- Anuario Estadístico Agropecuario, Forestal y Pesquero del Estado de Veracruz. 2008. Gobierno del Estado de Veracruz.
- Giddings, L. 1998. ¿Qué tan conservado esta Veracruz? *Ciencia y Desarrollo* 142: 68 -71.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2001. Sistema de Cuentas Nacionales. Producto Interior Bruto por Entidad Federativa 1993-2000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.). 2002. Veracruz de Ignacio de la Llave. Condensado Estatal de Información Geográfica. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, (<http://www.inegi.gob.mx/geo/default.asp?c=124&e=30>), consultado el 10 de octubre del 2002)
- INEGI Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. 2009. Veracruz de Ignacio de la Llave. Información nacional, por entidad federativa y municipios. Información económica agregada PIB nacional. (<http://www.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/default.aspx?ent=30>, Consultado el 5 de mayo de 2011)
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climatic Change). 1996. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Workbook 2, 3, 5.

4.6

Red Nacional de Observatorios Ambientales (ReNOA): una iniciativa del CONACYT

Lara-Lara J. Rubén

Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Carretera Ensenada –Tijuana, No. 3918, Zona Playitas, Ensenada, B.C., CP: 22860 Autor para correspondencia: rlara@cicese.mx

Resumen

El Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) planea crear una Red Nacional de Observatorios Ambientales (ReNOA) con el propósito de entender la variabilidad del medio ambiente por fenómenos naturales y actividades antropogénicas. La red creará la infraestructura física y recursos humanos para desarrollar los programas de monitoreo de las variables correspondientes a cada área. La red contempla la creación de bases de datos en línea y en tiempo real en formatos accesibles al público. La red que se pretende crear deberá permitir un análisis sistemático de la información para entender un ambiente en evolución y generar el conocimiento para enriquecer la toma de decisiones y el desarrollo de estrategias de prevención para el bienestar de la sociedad y la sustentabilidad de los ecosistemas. Existen en el país instituciones que operan distintas redes de monitoreo. Estas redes tienen diversos objetivos y se reflejan en diferentes coberturas espaciales y temporales, diferentes sistemas de almacenamiento y accesos a la información generada. Adicionalmente a las redes existentes, diversas instituciones realizan mediciones de variables ambientales de manera puntual y/o eventual. No se cuenta con una visión integral que permita orientar adecuadamente los recursos materiales y humanos utilizados para el monitoreo de las variables ambientales en el país. Debe entenderse por monitoreo, aquella actividad continua y permanente, que permita la formación de bases de datos para diagnósticos y pronósticos a largo plazo, que contribuyan a enriquecer la toma de decisiones y la solución de problemas. La red contemplará, entre otras, las siguientes áreas temáticas de monitoreo: Hidrología, Meteorología, Oceanografía, Ecosistemas terrestres, Geofísica. La creación de la ReNOA tiene el propósito de entender la variabilidad del medio ambiente por fenómenos naturales y actividades antropogénicas.

Palabras claves: Hidrología, Oceanografía, Meteorología, Ecosistemas Terrestres, Geofísica.

Introducción

El Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) planea crear una Red Nacional de Observatorios Ambientales (ReNOA) con el propósito de entender la variabilidad del medio ambiente por fenómenos naturales y actividades antropogénicas. La

red creará la infraestructura física y recursos humanos para desarrollar los programas de monitoreo de las variables correspondientes a cada área. La red contempla la creación de bases de datos en línea y en tiempo real en formatos accesibles al público. La red que se pretende crear deberá permitir un análisis sistemático de la información para entender un ambiente en evolución y generar el conocimiento para enriquecer la toma de decisiones y el desarrollo de estrategias de prevención para el bienestar de la sociedad y la sustentabilidad de los ecosistemas.

Existen en el país instituciones que operan distintas redes de monitoreo. Estas redes tienen diversos objetivos y se reflejan en diferentes coberturas espaciales y temporales, diferentes sistemas de almacenamiento y accesos a la información generada. Adicionalmente a las redes existentes, diversas instituciones realizan mediciones de variables ambientales de manera puntual y/o eventual. No se cuenta con una visión integral que permita orientar adecuadamente los recursos materiales y humanos utilizados para el monitoreo de las variables ambientales en el país. Debe entenderse por monitoreo, aquella actividad continua y permanente, que permita la formación de bases de datos para diagnósticos y pronósticos a largo plazo, que contribuyan a enriquecer la toma de decisiones y la solución de problemas.

Esta iniciativa surgió de diversas reuniones de las redes temáticas del CONACYT (ECOred, ReMAS, RETAC, REDESClim y la red de Modelos Matemáticos y Computación), con el propósito de fortalecer el monitoreo de variables ambientales, de tal forma que la ReNOA es un proyecto de fortalecimiento y vinculación de las redes mencionadas.

La presente propuesta describe de una manera general, la iniciativa del CONACYT para desarrollar un estudio de factibilidad (EF) para eventualmente crear la ReNOA (Figura 1).

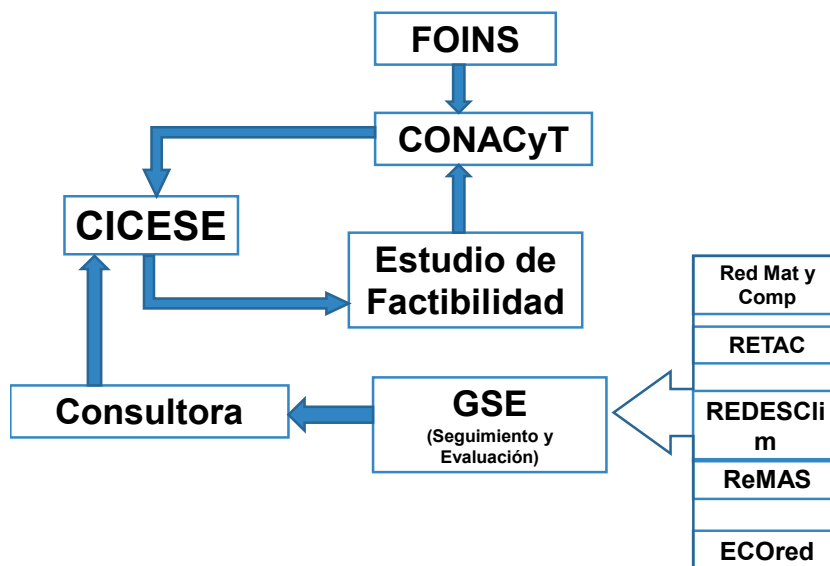


Figura. 1 Diagrama de actividades para la ReNOA

Características Generales de la ReNOA

La red creará la infraestructura física y los recursos humanos para desarrollar los programas de monitoreo de las variables correspondientes a cada área. La creación de la red deberá permitir la generación y análisis sistemático de la información, asegurar la disponibilidad de dicha información y enriquecer la toma de decisiones. Por lo tanto, en su diseño se deberá contemplar la creación de bases de datos en línea y de preferencia en tiempo real con acceso libre al público.

La creación de la ReNOA tiene el propósito de entender la variabilidad del medio ambiente por fenómenos naturales y actividades antropogénicas. La Red deberá permitir un análisis sistemático de la información para entender un ambiente en evolución y generar el conocimiento para enriquecer la toma de decisiones y las estrategias de prevención para el bienestar de la sociedad y la sustentabilidad de los ecosistemas, también deberá contemplar la creación de bases de datos en línea y de preferencia en tiempo real con presentación accesible a la comunidad.

La red contemplará, entre otras, las siguientes áreas temáticas de monitoreo:

- Hidrología
- Meteorología
- Oceanografía
- Ecosistemas terrestres
- Geofísica

Objetivos y Alcances del EF

Objetivos

1. Evaluar la pertinencia y el impacto de las redes de monitoreo.
2. Identificar las condiciones actuales de la infraestructura física y humana, así como las respectivas bases de datos y las instituciones que las tienen; y las condiciones de operación de las redes de monitoreo ambiental actuales
3. Analizar las regiones de interés para el monitoreo (incluyendo aquellas regiones sin infraestructura).
4. Determinar las prioridades temáticas, geográficas y de factibilidad en función de las necesidades y de su impacto en el desarrollo del país.
5. Identificar los posibles nodos de la ReNOA, los protocolos, las plataformas de las bases de datos y el tipo de comunicación que se requiera entre nodos nacionales y extranjeros y su grado de disponibilidad al público.
6. Determinar el nivel de colaboración entre redes nacionales y con redes internacionales.
7. Realizar un diagnóstico (análisis FODAT) y establecer el marco lógico y legal.
8. Determinar las necesidades y costos de infraestructura, recursos humanos, operación y mantenimiento de la ReNOA.



9. Las atribuciones y obligaciones de las instituciones participantes y de la institución central responsable del resguardo y administración de la información.
10. Determinar el inicio de operaciones de la ReNOA.
11. Elaborar el presupuesto para el 2012, y la visión de presupuesto a corto, mediano y largo plazo.

Alcances

- La evaluación de la pertinencia y el impacto de las redes de monitoreo se llevará a cabo con base en la opinión consensada del GSE.
- Los trabajos para la identificación de las condiciones actuales de monitoreo se realizarán mediante visitas personales e investigación bibliográfica, medios electrónicos (Internet), y a través de solicitudes de información por medios electrónicos (correo electrónico).
- El análisis de las regiones de interés para el monitoreo se llevará a cabo en conjunto con el GSE.
- La determinación de las prioridades temáticas, geográficas y de factibilidad se llevará a cabo en un taller en conjunto con el GSE.
- La identificación de las bases de datos que se ajusten a los estándares internacionales de control de calidad, así como la determinación de su grado de disponibilidad al público, se llevarán a cabo de manera preliminar y exclusivamente con base en la información generada en el objetivo 1.
- La determinación del nivel de colaboración con redes internacionales se llevará a cabo mediante un análisis bibliográfico en el que se identifiquen los protocolos internacionales vigentes y la factibilidad de que la ReNOA utilice los mismos protocolos o protocolos compatibles.
- El análisis FODA se llevará a cabo en conjunto con el GSE a través de cuestionarios enviados vía correo electrónico y en dos talleres a realizarse al inicio y al final del EF, en los que participarán investigadores (y tecnólogos o técnicos) reconocidos de cada una de las áreas.
- Las necesidades y costos de infraestructura, recursos humanos, operación y mantenimiento de la ReNOA serán determinadas con base en las opiniones del GSE y mediante una investigación bibliográfica. La sección correspondiente del estudio de factibilidad tendrá un presupuesto tentativo de la implementación de la ReNOA. No se generará un presupuesto detallado y solo se presentarán costos estimados.
- Las atribuciones y obligaciones de las instituciones participantes y de la institución central responsable del resguardo y administración de la información de la ReNOA se determinarán de manera preliminar con base en los talleres en los que participe el GSE. Los alcances de este objetivo podrán variar en función de la propuesta final que se elabore como parte del estudio de factibilidad.
- La determinación del inicio de operaciones de la ReNOA dependerá de la propuesta final que se elabore en el estudio de factibilidad.
- El presupuesto para el 2012, y la visión de presupuesto a corto, mediano y largo plazo serán determinadas con base en las opiniones del GSE y mediante una

investigación bibliográfica. Los alcances de este objetivo podrán variar en función de la propuesta final que se elabore como parte del estudio de factibilidad.

Productos Entregables

Se generará un reporte final con los resultados del estudio. El reporte contará como mínimo con las siguientes secciones:

1. Justificación y definición de la misión, visión y objetivos propuestos de la ReNOA.
2. La estructura y políticas generales de operación la ReNOA.
3. La identificación de las condiciones actuales de la operación, de la infraestructura física y humana, así como las respectivas bases de datos y de las instituciones que las tienen
4. La definición de los criterios para identificar las variables idóneas a monitorear, así como su prioridad, periodicidad y cobertura espacial.
5. Los resultados de las prioridades temáticas, geográficas y de factibilidad.
6. El análisis de las regiones de interés para el monitoreo.
7. Los resultados de la identificación de las bases de datos que se ajusten a los estándares internacionales.
8. Una propuesta preliminar de los protocolos, las plataformas de bases de datos y el tipo de comunicación que se requiera entre nodos nacionales y extranjeros.
9. Los resultados del análisis de diagnóstico (FODAT)
10. Una propuesta de presupuesto para el 2012, y la visión de presupuesto a corto, mediano y largo plazo.
11. Un Plan de Acción para iniciar las actividades de la ReNOA en el 2012.

4.7

Programa de acción ante el cambio climático del estado de Chiapas

Franco Juan Carlos¹, Callejas Alejandro², Ramos Silvia³, de Jong Ben⁴, Paz Fernando⁵, Parra Ángel¹, Gudiño Lorena², Díaz Emmanuel³, Morales Horacio³, Jiménez Guillermo⁴, Castillo Miguel⁴, Carrillo Juan Carlos⁶, Line Felicia², Pascacio José¹.

¹CECROPIA Soluciones locales a retos globales A.C. Río Pichucalco 126, Albania Alta, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. C.P. 29010 Autor para correspondencia: carlos@cecropia.org

²Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural, Gobierno del Estado de Chiapas, 3ª Poniente Norte No.148, Col. Centro, C.P.29000. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.

³Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Centro de Investigación en Gestión de Riesgos y Cambio Climático, Libramiento Norte Poniente S/N, Colonia Lajas Maciel, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.

⁴El Colegio de la Frontera Sur, ⁴⁽¹⁾ Unidad Villahermosa, Carretera Villahermosa Reforma km 15.5, Ranchería Guineo, Sección II, C.P.86280 Villahermosa, Tabasco y ⁴⁽²⁾ Unidad San Cristóbal, Carretera Panamericana y periférico sur s/n, Barrio María Auxiliadora, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, C.P. 29290.

⁵Colegio de Postgraduados, Km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, México, C.P. 56230.

⁶Centro Mexicano de Derecho Ambiental A.C. Atlixco 138 Col. Condesa, México D.F. C.P.06140.

Resumen

El Plan de Acción ante el Cambio Climático de Chiapas (PACCCH) es el instrumento que enmarca y articula las políticas públicas que definen las acciones del Gobierno de Chiapas y orientan la participación de la sociedad en la materia. El Programa se creó a través de la coordinación entre el gobierno, la sociedad civil y la academia y se fundamenta en la política, la participación social y principalmente en la ciencia, que se ha generado para conocer el nivel de contribución del Chiapas al cambio climático y una aproximación de los escenarios climáticos para el presente siglo. En el año 2005 Chiapas emitió 28,276.15 Gg de CO₂e (Díaz *et al*, 2010). El principal sector emisor es el de Uso de Suelo, Cambio de Uso de Suelo y Silvicultura (USCUSS), con un 57%, por lo que mecanismos como REDD+ son prioritarios para la mitigación inicial (de Jong *et al*, 2010). Por otro lado los escenarios climáticos del estado muestran que bajo el escenario futuro cercano (2015-2039) muy probablemente la temperatura media se incremente en todas las regiones del Chiapas y en cuanto a la precipitación y a las ondas de calor, es muy probable que los patrones varíen de forma diferencial por cada región del estado. Al mismo tiempo. El PACCCH desarrolló el escenario de referencia de deforestación y degradación del sector USCUSS analizando la dinámica entre 1990 y 2009. El proceso de construcción del PACCCH ha contribuido a desarrollar capacidades y sinergias, tanto en la academia, la sociedad civil y el gobierno lo cual ha fundamentado el marco institucional de cambio climático de Chiapas a través de la aprobación de la Ley para la Adaptación y Mitigación ante el Cambio Climático del estado de Chiapas, la creación de la Comisión de Coordinación Intersecretarial de Cambio Climático, La instauración del Consejo Ambiental Estatal y el proceso de preparación hacia

el mecanismo REDD+, formalizado con la instauración del Comité Técnico Consultivo REDD+ de Chiapas (CTC-REDD+CH).

Palabras claves: estado, política, participación social, REDD+.

Introducción

Desde finales de 2008 el Gobierno del Estado comenzó a abrir un espacio de diálogo serio en torno al cambio climático entre actores presentes en la entidad, formalizándose en abril de 2009 al iniciarse un esfuerzo coordinado entre el Gobierno del Estado a través de la Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural (SEMAHN), Conservación Internacional (CI), la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas (UNICACH), El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), El Colegio de Posgraduados (COLPOS) y otros actores sociales y académicos, así como a través de la vinculación con el gobierno federal (SEMARNAT, INE, CONANP y CONAFOR) y el financiamiento de la Embajada Británica, Starbucks, y fondos propios de los gobiernos federal y estatal así como de CI, iniciaron la construcción del Programa de Acción ante el Cambio Climático de Chiapas (PACCCH) con un enfoque multidisciplinario, con un fuerte sustento en la ciencia, la participación social y la instrumentación institucional y legal para poder desarrollar iniciativas que conlleven a la mitigación de GEI y a la adaptación al cambio climático en el estado, bajo un concepto renovado de desarrollo que contribuya al esfuerzo de atender localmente la crisis climática global.

La elaboración del Inventario Estatal de Gases de Efecto Invernadero (IEGEI) desarrollado por la UNICACH para los sectores: Energía (En), Desechos (De) y Procesos Industriales (PI), y ECOSUR-COLPOS para los sectores Agricultura (A) y Uso de Suelo, Cambio de Uso de Suelo y Silvicultura (USCUSS) son el fundamento para la plataforma de mitigación en todos los sectores en la entidad, que en conjunto con el Escenario de Referencia de Deforestación y Degradación proporcionan un nivel de detalle a nivel Tier 2 y 3 para USCUSS y una base sólida para la estrategia REDD+.

Los escenarios climáticos desarrollados por la UNICACH proporcionan un panorama potencial sobre los impactos locales del cambio climático, particularmente en los patrones de precipitación, temperatura y ondas de calor. Su objetivo es fundamentar las estrategias de adaptación a una escala operacional para el presente siglo.

El análisis del marco institucional y legal y las propuestas que surgieron para el andamiaje institucional desarrollado por el Centro Mexicano de Derecho Ambiental (CEMDA) proporcionaron el fundamento de largo plazo para la sostenibilidad del PACCCH.

El Proceso de gestión político-técnico-social coordinado por la SEMAHN y CI contribuyeron a dar solidez y cohesión al proceso.

Finalmente, CI y el CEMDA trasladaron el lenguaje científico y técnico de los componentes previamente descritos, en un documento que salió a consulta pública de abril a junio del presente año y el cual, la SEMAHN está en proceso de oficialización para que sirva de guía a los trabajos de la Comisión de Coordinación Intersecretarial de Cambio Climático del Estado de Chiapas.



Materiales y métodos

Para lograr una consistencia a nivel internacional y nacional se utilizaron las directrices sobre comunicaciones nacionales de las Partes No-Anexo I de la CMNUCC y la guía para la elaboración de Programa Estatales de Acción ante el Cambio Climático del INE respectivamente para el desarrollo del PACCCH.

Escenarios Climáticos

Fueron desarrollados por un grupo al interior del Centro de Investigación en Gestión de Riesgos y Cambio Climático (CIGERCC) de la UNICACH compuesto por cinco becarios y un coordinador, asesorados por los Doctores Víctor Magaña y Matías Méndez del CCA de la UNAM. Para ello se recolectó, calibró y analizó información histórica de estaciones meteorológicas de Chiapas para alimentar los modelos. Para su desarrollo se utilizó el modelo Japonés TL959, que es un prototipo del modelo atmosférico global de nueva generación de la Agencia Meteorológica de Japón (JMA) y el Instituto de Investigaciones Meteorológicas (MRI). El modelo construye sus ensambles en base a las emisiones antropogénicas desarrolladas por el Reporte Especial de Escenarios Climáticos del IPCC (SRES por sus siglas en inglés), usando el escenario A1B. La escala regional del modelo calibrado con los datos locales alcanzó una resolución de 20 x 20 km aportando una regionalización más precisa del sistema climático.

Inventario Estatal de Gases de Efecto Invernadero

El IEGEI se fundamentó en las guías para la elaboración de inventarios nacionales de GEI del IPCC de 1996, así como en la guía de buenas prácticas para el sector USCUS en su versión revisada de 2003. El año base del Inventario es 1993 y 2002 en función de la información disponible. Para los sectores Energía, Desechos, Agricultura y Procesos Industriales se utilizó una aproximación ó Tier 1 por provenir de bases de datos nacionales principalmente, mientras que para USCUS se alcanzó una aproximación ó Tier entre 2 y 3 por la información refinada recabada por ECOSUR y COLPOS. Para la elaboración de los sectores En, De, y PI, la UNICACH recibió la asesoría de los Doctores Luis Gerardo Ruiz y Xóchitl Cruz del CCA de la UNAM y la colaboración de tres becarios de la UNICACH y dos del Instituto Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez (ITTG).

Escenario de Referencia de Deforestación y Degradación

El Escenario de referencia de Deforestación y Degradación se desarrolló con el uso de información satelital como herramienta para evaluar el estado actual y pasado de la cobertura forestal, lo cual permitió estimar su tendencia de cambio, con el objetivo de fundamentar la estructuración de acciones para revertir la *deforestación* (cambio de la clase bosque a no bosque) y la *degradación* (cambios dentro de la misma clase bosque). Se generaron mapas multi-temporales de la categoría bosque, con resolución de píxel de 30m. El insumo base fueron los mapas de clases de uso del suelo, generados a partir de imágenes

LANDSAT (TM y ETM+) con cubrimiento histórico para 1990, 1995, 2000, 2005, 2007 y 2009, utilizando el Sistema de Procesamiento de Imágenes Satelitales (SPIAS) desarrollado en el COLPOS. Considerando los porcentajes de cobertura asociados a las diferentes clases de uso del suelo, se definió la categoría bosque, utilizando tres rangos de cobertura: $10% < \text{bosque} \leq 100\%$; $30% < \text{bosque} \leq 100\%$; $60% < \text{bosque} \leq 100\%$. Los mapas obtenidos se intersecaron con los polígonos de bosque de las series II, III y IV de INEGI, para disminuir el error asociado a la clasificación de cultivos y pastizales dentro de la clase bosque, en los productos satelitales. Los mapas finales de los años 1990, 2000 y 2007 se compararon con los mapas de cobertura boscosa generados por CI y ECOSUR para el Sureste de México en 2009, a fin de seleccionar el rango de cobertura mejor representativo de la categoría bosque. Los resultados, tanto a nivel estatal como a nivel municipal, mostraron que el rango 10-100% fue el que tenía mayor coincidencia con los mapas de CI-ECOSUR y, por lo tanto, es el que mejor representa a la categoría bosque. Para analizar la degradación del bosque se definió la categoría bosque degradado, con un rango de cobertura de 10-30%, y se extrajeron los estadísticos correspondientes a nivel estatal y municipal. Con las nuevas categorías en los mapas (No-bosque: cob $< 10\%$; bosque degradado: cob 10-30%; y bosque: cob $> 30\%$) se procedió a analizar el cambio de uso del suelo en los periodos 1990-1995, 1995-2000, 2000-2005, 2005-2007 y 2007-2009.

Modelo de deforestación futuro

Se analizaron dos enfoques probabilísticos complementarios: regresión logística y cadenas de Markov. Las variables empleadas y su contribución al modelo fueron evaluados a través de pruebas de hipótesis estadísticas. Este enfoque requirió que los datos empleados para el análisis cumplieran ciertos supuestos básicos y necesarios para su empleo en el análisis empleando modelos lineales generalizados. Uno de los principales supuestos se refiere a la distribución de muestreo e independencia estadística de los datos. A fin de asegurar la independencia estadística y espacial en los datos, se trabajó con una muestra aleatoria estratificada de aproximadamente 30,000 puntos, en los cuales se restringió la separación entre puntos de muestreo a un mínimo de 500 m entre sí. El enfoque de cadenas de Markov proporcionó escenarios cuantitativos de la deforestación basada en las tendencias de cambio de período inmediato anterior. Se ensayaron dos escenarios basados en el período completo 1993-2007 y 2002-2007 para crear escenarios prospectivos a 5 y 9 años (se empleó un escenario de 9 años debido a que es el mismo tiempo que se empleó para la calibración del modelo espacial).

Marco Legal e Institucional

La elaboración de la plataforma institucional de PACCCCH se construyó en función del marco legal del Estado y de las plataformas construidas por México en la materia, buscando la alineación de estructuras que permitan un enfoque multisectorial y holístico entre los tres órdenes de gobierno.

Resultados y discusión

Escenarios Climáticos

Temperatura

Comparando los escenarios proyectados en el futuro cercano (2015-2039) con las temperaturas de clima presente (1979-2003), se prevé un aumento de 2°C en las regiones los Altos, Frailesca, Sierra, Selva y aumento de 1°C en las regiones Centro y Norte; en el futuro lejano (2080-2099) se prevé un aumento de 3°C y hasta 3.4 °C en las temperaturas promedio. Se prevé un aumento de 3°C hasta 3.6°C para las temperaturas máxima en las regiones Centro, Frailesca, Fronteriza, Sierra y Altos en el futuro lejano (2080-2099); y para la temperatura mínima se esperan probables incrementos de entre 2.5°C y 2.8°C en las regiones Centros, Altos, Frailesca, Fronteriza, Sierra y Norte y de 2.3°C hasta 2.5 en las regiones Istmo-Costa, Soconusco y Selva en Chiapas para el futuro lejano (2080-2099) comparado a clima presente (Figura 1a) (Morales *et al.*, 2010).

Los escenarios para ondas de calor (temperaturas extremas) (Figura 1c) muestran que hacia finales de siglo los valores extremos de temperaturas máximas se podrían incrementar hasta en 3.5°C en algunas regiones de Chiapas como la zona Centro y Altos, y la duración de estas se incrementarán hasta 2.5 días en las regiones Norte, Centro y Fronteriza y Frailesca.

Precipitación

Para finales de siglo se esperan aumentos en la cantidad de lluvia mayores de a los 0.7 mm/día en la región Soconusco (con un rango de 3.5-12 mm/día actual) y reducciones que resultan preocupantes por estar en el orden de entre -0.7 y -1mm/día para las regiones Altos, Sierra, Fronteriza, Centro y Selva para el futuro lejano (2075-2099) (Figura 1b) (Morales *et al.*, 2010).

El escenario para días secos consecutivos, en el futuro cercano (2015-2039) muestra eventos de 30 a 50 días llegando a aumentar hasta los 60 para finales de siglo, en las regiones Istmo-Costa, Frailesca, Centro y Fronteriza. En el resto de las regiones socioeconómicas del estado se presenta un escenario de 5 a 20 días secos consecutivos y no se esperan cambios significativos para ese mismo periodo.

Inventario Estatal de Gases de Efecto Invernadero

Chiapas contribuyó en 2005 con 28,276.15 Gg de CO₂e (Díaz *et al.*, 2010), lo que representa aproximadamente el 3.97% de las emisiones de México reportadas para 2006; el 92.5 % de lo reportado por el estado de Nuevo León en 2005, el 55.86% de lo que emitió Suiza en 2007; 3.2 veces lo reportado por Costa Rica.

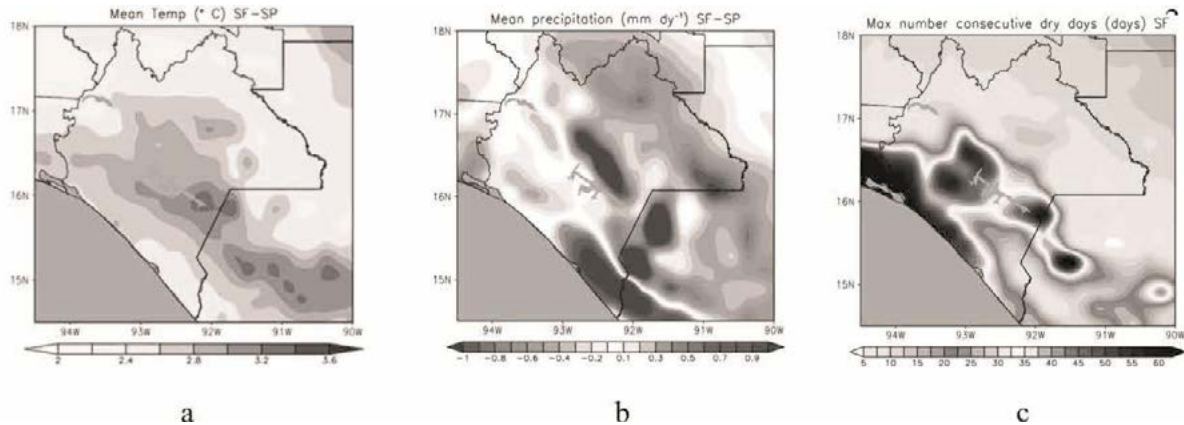


Figura 1. a) Diferencia de temperatura entre clima presente (1979-2003) y clima futuro lejano (2075-2099); b) Cambios en la precipitación media para finales de siglo; c) Máximo de días secos consecutivos para el futuro cercano (2015-2039).

La emisión *per capita* en Chiapas fue de 6.58t de CO₂e para el año de referencia. El 57% de las emisiones provienen del sector USCUSyS, principalmente de la deforestación y degradación forestal. El segundo sector es el de agricultura (incluyendo ganadería), que generó el 19%. El tercer sector es el energético, donde la principal fuente de emisión es el consumo combustibles fósiles principalmente para transporte (gasolinas y diesel), el cual está creciendo de manera importante y es responsable por 4,314.16 Gg CO₂e l 15%. El sector desechos, aporta 2,131.62 Gg de CO₂e ó el 8%; finalmente el sector procesos industriales emitió apenas el 1% (Figura 2).

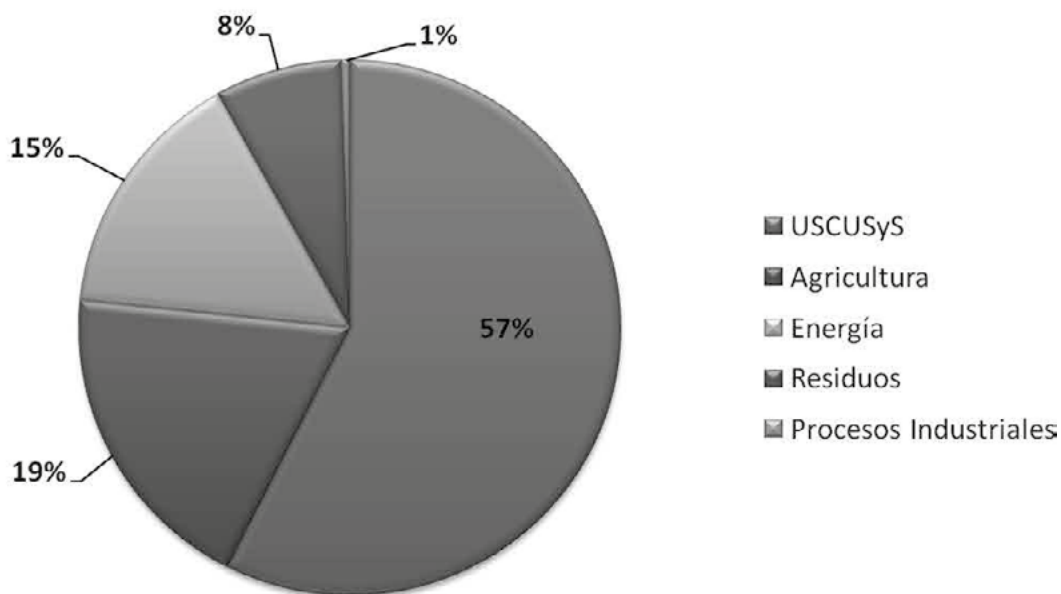


Figura 2. % Porcentaje de las emisiones de GEI de Chiapas por sector

Escenario de Referencia de Deforestación y Degradación

En términos generales, la superficie de bosque disminuyó aproximadamente 120,000 ha en todo el periodo de estudio (1990-2009), lo cual representa una reducción del 3.74 % de la superficie inicial estimada (Paz *et al.*, 2010).

Con relación a la clase bosque degradado, el balance global para el periodo de estudio (1990-2009) indica que la superficie estatal de “bosque degradado” se redujo aproximadamente 99,000 ha. Esto representa alrededor del 20% de la superficie inicial estimada para el año 1990. Aunque los números indican que las superficies de bosque degradado disminuyeron, la mayoría de estas áreas cambiaron a otras formas de uso de suelo como agricultura y pastizales (Figura 3).

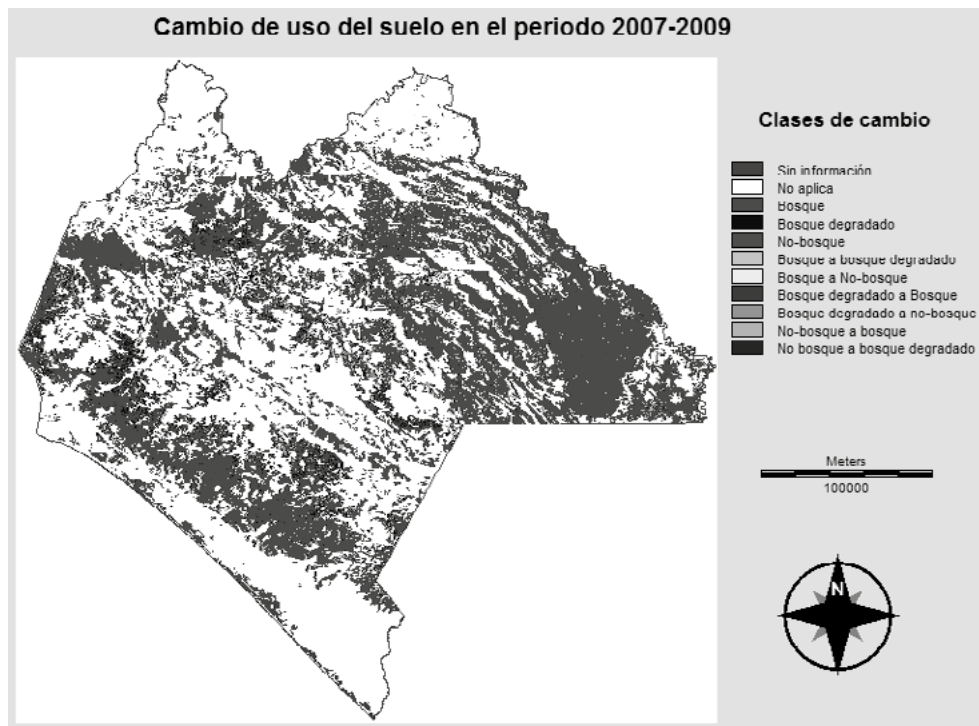


Figura 3. Cambio de uso de suelo en el periodo 2007-2009

Modelo de deforestación futuro

El escenario basado en el periodo 2002-2007 (Figura 4) es el que muestra las menores tasas de deforestación. De acuerdo a esta tendencia hacia el 2012 una deforestación neta de 133,000 ha aproximadamente. En la Figura 43, se muestran las regiones con diferentes tasas con un alto potencial de deforestación neta anual, donde se ve reflejado que las zonas de la Frontera, Sierra, presentan potenciales tasas de deforestación de 0.54 % anual, seguidas por la depresión central (Frailesca, Centro y Selva Zoque) partes baja de la Sierra

y de Los Altos, así como de la parte sur de las Cañadas con una tasa potencial anual de 0.37 % (Castillo, 2010).

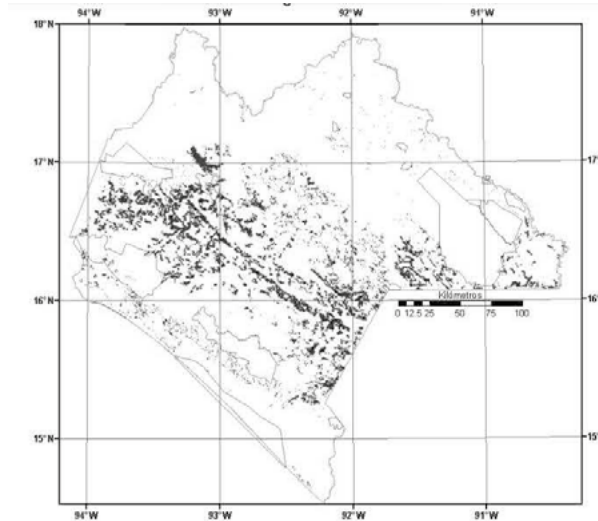


Figura 4. Áreas de alto riesgo de deforestación según el modelo de regresión.

Marco Legal e institucional

El proceso del PACCCH ha contribuido a la fecha a la aprobación de la Ley para la Adaptación y Mitigación ante el Cambio Climático en el Estado de Chiapas, la creación de la Comisión para la Coordinación Intersecretarial de Cambio Climático del Estado de Chiapas, la creación del Departamento de Cambio Climático y Energía de la SEMAHN, la creación del Consejo Ambiental Estatal, la creación del Comité Técnico Consultivo REDD+ de Chiapas (CTC-REDD+CH), la formación de las capacidades institucionales, académicas y de la sociedad civil, mediante el desarrollo de ocho talleres de capacitación, dos foros estatales, presentación de avances a la sociedad y nueve talleres de consulta pública. Toda la información generada puede consultarse en www.cambioclimaticochiapas.org.

Conclusiones

Chiapas es un estado altamente vulnerable al cambio climático y se requiere acción inmediata para poder atender los problemas derivados del cambio climático. Por otra parte, a pesar de no ser un estado industrializado, sus emisiones son comparables con las de uno de los estados más industrializados de México. Es por ello que el programa establece metas a corto, mediano y largo plazo para guiar las acciones de la entidad:

A corto plazo el PACCCH establece que para el año 2015 Chiapas contará con una estrategia completa de mitigación y adaptación. A mediano plazo el PACCCH establece que para 2025, Chiapas ha reducido de forma considerable sus emisiones de GEI y su



desarrollo se basa en el uso sustentable y socialmente responsable de sus recursos naturales, reduciendo la vulnerabilidad al cambio climático de su población y sus ecosistemas.

A largo plazo, el PACCCH establece que para el año 2050, Chiapas ha contribuido de forma significativa a la reducción de las emisiones nacionales de GEI y representa un ejemplo de desarrollo bajo en carbono y de adaptación al cambio climático.

El proceso que ha iniciado en Chiapas para buscar soluciones al cambio climático cuenta ahora con una plataforma sobre la cual pueden construirse acciones de alto impacto que solo podrán ser alcanzadas trabajando de forma coordinada entre el gobierno, la academia, la sociedad civil, la iniciativa privada, pero sobre todo la buena voluntad y la creatividad.

Referencias bibliográficas

- de Jong B, y G. Jiménez. 2010. Sectores Uso de Suelo, Cambio del Uso de Suelo y Silvicultura y Agricultura del IEGEI de Chiapas. El Colegio de la Frontera Sur.
- Díaz, E., y S. Ramos. 2010. IEGEI Chiapas 2005, 2010, Centro de Investigación en Gestión de Riesgos y Cambio Climático. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas.
- Paz, F, y B. de Jong. 2010. Escenario de Referencia de Deforestación y Degradación en Chiapas, Colegio de Posgraduados-El Colegio de la Frontera Sur.
- Castillo, M. 2010. Modelo de Deforestación de Chiapas. El Colegio de la Frontera Sur.
- Morales, H., V. Magaña, y S. Ramos. 2010. Escenarios Climáticos para Chiapas. Centro de Investigación en Gestión de Riesgos y Cambio Climático, UNICACH.

4.8

Cooperación Sur-Sur en el monitoreo del carbono forestal en Las Américas

Paz Fernando¹, Wilson Sylvia², Secada Laura³, Llactayo William³, García María Claudia⁴, Beltrán Francisco⁵, Sánchez Guillermo⁶, Zermeño Carlos⁷, Flores Rafael⁷, Held Alexander⁸

¹*Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, Estado de México, México. Autor para la correspondencia: ferpazpel@gmail.com*

²*USGS-SilvaCarbon, USA*

³*Ministerio del Ambiente, Perú*

⁴*IDEAM - Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Colombia*

⁵*Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Colombia*

⁶*Ministerio del Ambiente, Ecuador*

⁷*Comision Nacional Forestal, México*

⁸*CSIRO, Australia y GEO-FCT Task, GEO Secretariat*

Resumen

La cooperación Sur-Sur, Latinoamérica, en temas técnicos como la Medición/Monitoreo, Reporte y Verificación de REDD+, requiere de esquemas de aproximación sucesiva para el desarrollo realista e intereses comunes y diferenciados. Bajo los auspicios de la iniciativa del grupo de tarea GEO-FCT, después de una agenda inicial, y con el apoyo de SilvaCarbon de U.S.A., se desarrollaron dos talleres de intercambio de experiencias y planteamiento de necesidades de cooperación. Un tercer taller a celebrarse en octubre en Toluca recoge las inquietudes de los dos primeros talleres en un esquema integral, para delimitar una agenda futura de cooperación técnica regional que permita generar capacidades nacionales. En el marco más general, esta agenda es planteada dentro de una iniciativa Norte-Sur-Sur.

Palabras clave: MRV, REDD+, GEO FCT, Iniciativa Norte-Sur-Sur

Introducción

En seguimiento a los acuerdos del 2010 en Lima, Perú entre México, Colombia y Perú, se planteó un esquema de cooperación Sur-Sur, para fortalecer las capacidades de los países participantes en el tema de MRV de REDD+ para generar asociaciones regionales de transferencia de información y conocimiento en la perspectiva de Latinoamérica. Esta intención fue recogida en la Iniciativa Técnica Las Américas de Monitoreo Forestal de GEO-FCT para países demostradores (ND por sus siglas en inglés), bajo los auspicios de SilvaCarbon (USGS) y Moore Foundation inicialmente, por lo que se arrancó un proceso de desarrollo de talleres de capacitación e intercambio de experiencias. El primer taller fue realizado en Lima, Perú en agosto del año pasado, el segundo se realizó en septiembre en

South Dakota, USA y el tercer taller está planeado para desarrollarse en Toluca, Estado de México, México el 10-11 de octubre de 2011.

La Iniciativa Forest Carbon Tracking (GEO FCT) fue establecida para apoyar a los países interesados en establecer sistemas nacionales de monitoreo de cambio de la cobertura del bosque, estimaciones de carbono y reportes nacionales. Esta iniciativa facilitará el acceso a datos satelitales y datos de campo, proveerá de herramientas de predicción y su respectivo análisis, y creará el marco de trabajo y los estándares técnicos para una red global de sistemas nacional de monitoreo del carbono de los bosques. La iniciativa sigue las estipulaciones sentadas bajo la Convención Marco de las Naciones Unidas en la Convención del Cambio Climático (UNFCCC, por sus siglas en inglés).

La Iniciativa Sur - Sur, de cuatro países en las Américas (Colombia, Ecuador, Perú, y México) a través de la cooperación extranjera, como es CSIRO en Australia, la Fundación Moore, el programa SilvaCarbon de las agencias federales de Estados Unidos, y el Centro de Investigación Woods Hole, ha planificado una serie de cinco talleres en las Américas para facilitar capacitación técnica para la construcción de sistemas MRV nacionales, y cooperación regional.

Agenda inicial y seguimiento

Después de algunas reuniones informales entre México, Perú y Colombia en relación a cooperación en el tema del MRV de REDD+, y reuniones en el contexto de GEO-FCT, en noviembre de 2010 en Lima, Perú se realizó una reunión preparatoria del esquema de cooperación, para el inicio de la construcción de una agenda común. Los acuerdos de la reunión de Lima fueron:

1. Los países Colombia, Perú y México muestran el interés de continuar y fortalecer la cooperación Sur - Sur en los temas relacionados con REDD e iniciativas internacionales como la de GEO - FCT y otras.
2. Cada país va proponer a sus autoridades la elaboración de un acuerdo de entendimiento para buscar la formalización del acuerdo de la Cooperación Sur-Sur.
3. Buscar la articulación entre el enfoque nacional y subnacional (proyecto) de MRV de REDD como objetivo principal de la agenda inicial.
4. Las áreas temáticas que se proponen para la conformación de la agenda inicial son:
 - a. Sistema de monitoreo terrestre asociado al MRV
 - i. Compartir experiencias en el desarrollo e implementación de inventarios nacionales forestales.
 - ii. Desarrollo e implementación de esquemas de monitoreo terrestre alternativos de bajo costo y de rápida ejecución para contar con información de campo para la calibración o validación de productos satelitales
 - iii. Desarrollo de protocolos mínimos para las estimaciones biofísicas terrestres puedan ser usadas para la calibración o validación de productos satelitales

- iv. Desarrollar esquemas de uso de bases de datos nacionales para su uso en la calibración o validación de productos satelitales y sus metodologías asociadas.
- b. Sistema de monitoreo satelital asociado al MRV
 - i. Desarrollo de protocolos y estándares mínimos de pre-procesamiento de imágenes satelitales para que sean interoperables por los tres países
 - ii. Definir acuerdos y reglas para el uso de software propio de cada país para su posible uso por los otros.
 - iii. Desarrollo de procesos de calibración y validación de metodologías de procesamiento de imágenes satelitales en términos interoperables.
- c. Integración de los sistemas de monitoreo
 - i. Desarrollo y prueba de metodologías que permitan integrar la información satelital y terrestre, en términos espacialmente explícitos.
 - ii. Desarrollo y prueba de enfoques metodológicos de propagación de incertidumbre y de consideración de los efectos de escala y de fusión de información multi-fuente.

Primeros talleres

En el primer taller de cooperación Sur-Sur, bajo los auspicios de USGS-SilvaCarbon, en Lima, Perú el 15-19 de agosto de 2011, después de una reunión preparatoria en Bogotá, Colombia, se planteó como objetivo del taller: compartir y homogenizar conocimiento entre países e instituciones en el contexto de la iniciativa GEO FCT en relación al tema del análisis de imágenes satélite con el fin de monitorear los cambios de la cobertura forestal y el cambio de uso del suelo cumpliendo con los requerimientos del mecanismo REDD+, con los siguientes temas principales: 1). Metodologías de pre procesamiento y procesamiento de imágenes Landsat; 2). Metodologías de pre procesamiento y procesamiento de imágenes Modis; 3). Análisis de Series de tiempo; 4). Análisis de incertidumbre de las clasificaciones; 5) Automatización de procesos; y 6) Requerimientos REDD+. Asistieron técnicos y expertos en los asuntos REDD MRV de los gobiernos de Colombia, Ecuador, Perú y México (Figura 1). También se contó con la presencia de los miembros de la Embajada de Estados Unidos en Perú, la Universidad Nacional Agraria La Molina, El Centro Internacional de Agricultura Tropical, Conservation International y The Nature Conservancy.

Lima, Perú



South Dakota, US



Figura 1. Participantes de los dos primeros talleres regionales

El Segundo Taller Regional de Monitoreo de Bosques se realizó en la semana de Octubre 19-22 en el Centro de Datos del Servicio Geológico de los Estados Unidos (EROS, por sus siglas en inglés). Veinte participantes de Colombia, Ecuador, Perú y México asistieron a este taller (Figura 1). Durante la visita, se realizaron presentaciones de las diferentes capacidades de Sensores Remotos del centro, incluidas las actividades internacionales. También se presentaron los productos y datos disponibles en EROS, además de las herramientas para acceder a esos productos como son Earth Explorer, Glovis y el almacén de datos continuos. También se realizó una visita a las instalaciones, donde se pudo apreciar en funcionamiento la antena receptora de Landsat, y las salas de recepción y procesamiento de imágenes, así como el almacén de archivos de datos de EROS.

Tercer taller en Toluca, México e Iniciativa Norte-Sur-Sur

El tercer taller de Toluca, México a celebrarse el 10-11 de octubre, tiene como objetivo el presentar una visión integral de futuro deseable, donde los países latinoamericanos pueden transitar en medio o largo plazo. La integración de inventarios forestales, datos de sensores remotos y modelos del carbono en ecosistemas forestales, expandible a otros ecosistemas, permite el uso de todos los esquemas definidos en los lineamientos del IPCC en un enfoque orientado hacia la generación de escenarios para evaluar políticas públicas y desarrollar esquemas de implementación relacionados con la reducción de emisiones de GEI (Gases Efecto Invernadero) o captura de carbono. La intención de este taller previo a la reunión de CarboNA en el III Simposio Internacional del Carbono en México, es mostrar los modelos de Canadá y Australia, así como los avances de las implementaciones de estos modelos en ambientes tropicales o templados. La transferencia de las experiencias del caso mexicano servirá para orientar las posibles implementaciones de estos enfoques integrales en otros países.

En la perspectiva de cooperación Norte (USA, Canadá y Australia; mas otros socios) - Sur (México) – Sur (Colombia, Perú, Ecuador, Guyana; inicialmente), esta reunión pretende establecer las bases de un cooperación a nivel de Las Américas, con una agenda común que tome en cuenta las capacidades diferenciales de los países y permita explorar esquemas alternativos de desarrollo de sistemas MRV en el contexto de los intereses nacionales y soberanía de los socios de la iniciativa. Adicionalmente a las negociaciones y acuerdos de cooperación entre países, se busca ampliar la iniciativa a la participación de la parte científica y de la sociedad civil organizada, permitiendo consolidar un esfuerzo institucional y organizado entre todos los actores. El esquema del Programa Mexicano del Carbono y la plataforma CarboNA será explorada para expandirse al resto de los países.

Comentarios finales

Uno de los retos en estos esquemas de cooperación es hacer que la intención sea operacional; es decir, que no sea solamente una intención y cuente con bases sólidas para que fructifique. Una alternativa es acompañar la iniciativa con el sector científico y de la sociedad civil, de tal manera que los esfuerzos de los gobiernos cuenten con socios nacionales estratégicos que potencien la posibilidad de que la ciencia soporte las políticas públicas y las posiciones de país.



4.9

The Group on Earth Observations (GEO) initiatives in support of forest monitoring and carbon tracking

Giovanni Rum¹ and Alexander Held²

¹*GEO Secretariat, Geneva. Corresponding author: grum@geosec.org*

²*CSIRO-Australia*

Abstract

The significant contribution that forests make to greenhouse gas emissions and the need for robust Country level forest monitoring systems are widely recognized. Meeting in Cancun in 2010 and in Copenhagen in 2009, the Conference of the Parties to the UNFCCC confirmed the need for comprehensive, continuous and systematic information, on forests to underpin national Measurement, Reporting and Verification (MRV) systems for REDD+. It also invited developing countries to move towards implementing these systems, taking into account the need and the opportunity of using all available observations (from satellite Remote Sensing data to ground measurements). After a brief introduction of the Group on Earth Observations, its objectives and activities, the paper will describe the Group's initiatives in the domain of Forest Monitoring and Carbon Tracking. GEO (<http://www.earthobservations.org/index.html>) started to engage with this issue in 2008 by launching its Forest Carbon Tracking (FCT) task, to test and compare the use of various observations, models, tools and methodologies that countries could use to track forest carbon. The FCT task has established a framework for coordination, under which governments, space and forest agencies, research Institutions, intergovernmental and international organisations, companies and early adopter countries (11 countries, the so-called National Demonstrators: Australia, Brazil, Cameroon, Colombia, Democratic Republic of Congo, Guyana, Indonesia, Mexico, Nepal, Peru and Tanzania) are working together making progress and producing valuable results (see <http://www.geo-fct.org/>). Task activities are led by Australia, Canada, Japan, Norway, the United States, the Committee on Earth Observation Satellites (CEOS) and FAO. Building on FCT initial results and planned demonstrations, in November 2010, the Plenary (the GEO governing body), recognized the need to move from preliminary activities to more comprehensive, consistent and continuous forest observations, defining and setting up permanent solutions to move from demonstration to operations. The Plenary therefore approved the planning of what has been called the Global Forest Observations Initiative (GFOI) and asked for an Implementation Plan to be submitted at GEO VIII Plenary, scheduled for mid-November 2011. The paper will provide an overall description of GEO FCT framework, objectives, activities and participants, as well as of the agreed GFOI concept and of the preparations for its implementation.

Keywords: REDD+, MRV, FCT

Introduction

The significant contribution that forests make to greenhouse gas emissions and the need for robust Country level forest monitoring systems are widely recognized. Meeting in Cancun in 2010 and in Copenhagen in 2009, the Conference of the Parties to the UNFCCC confirmed the need for comprehensive, continuous and systematic information on forests to underpin national Measurement, Reporting and Verification (MRV) systems for REDD+. It also invited developing countries to move towards implementing these systems, taking into account the need and the opportunity of using all available observations (from satellite remote sensing data to ground measurements).

Beyond their contribution to global carbon accounting and its linkage to climate change, forests play a key role also in the water and energy cycles, in providing sources of food, medicines and building materials and in providing homes for many communities and crucial habitats for biodiversity.

Monitoring the Earth's forests is therefore one of the global needs that GEO (the Group on Earth Observations) has been given the mandate to address.

Organizations, tasks and plans

The Group on Earth Observations (GEO)

The Group on Earth Observations (http://www.earthobservations.org/about_geo.shtml) is coordinating efforts to build a Global Earth Observation System of Systems, or GEOSS. GEO was established in 2005, in response to calls for action by the 2002 World Summit on Sustainable Development and by the G8 (Group of Eight) leading industrialized countries. These high-level meetings recognized that international collaboration is essential for exploiting the growing potential of Earth observations to support decision making in an increasingly complex and environmentally stressed world.

GEO is a voluntary partnership of governments and international organizations. It provides a framework within which these partners can develop new projects and coordinate their strategies and investments. As of September 2011, GEO's Members include 87 Governments and the European Commission. In addition, 61 intergovernmental, international, and regional organizations with a mandate in Earth observation or related issues have been recognized as participating organizations. GEO is building GEOSS on the basis of a 10-Year Implementation Plan, for the period 2005 to 2015. The Plan defines a vision statement for GEOSS, its purpose and scope, expected benefits, and the nine Societal Benefit Areas of disasters, health, energy, climate, water, weather, ecosystems, agriculture and biodiversity.

The GEO Forest Carbon Tracking (FCT) task

GEO established in 2008 the Forest Carbon Tracking (FCT) task to assist countries in developing their own forest and carbon monitoring systems.

The FCT objective is to demonstrate that coordinated Earth Observations, validated by *in situ* measurements and properly linked to modeling can provide reliable, accurate, consistent and continuous information, which constitutes the basis for the development and operation of the monitoring component of national MRV systems.

More specifically the overall goal for FCT is to test and compare the use of various observations, models, tools and methodologies in order to provide advice and guidelines to countries willing to implement national systems.

The GEO FCT monitoring approach

The reference for the definition of the monitoring approach to be substantiated and demonstrated is constituted by the decisions taken within the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC), as consolidated in the IPCC guidelines (IPCC, 2006). A yearly, wall-to-wall, medium-resolution (25-30 m) monitoring approach has been identified as the best suited to cover a wide range of potential outcomes of the policy-framework negotiations within UNFCCC.

The information generation flow covers the full process from observations (satellite data, ground and airborne measurements) to carbon emissions assessment and, according to the IPCC terminology, is arranged to document activities (land use area changes), and emission factors” (carbon content) to derive carbon stock changes. It addresses IPCC approach three (spatially explicit) for Land use-Land use change representation and Tier 2 and three for carbon stock information.

GEO FCT Research and Demonstration objectives and planning

The key issues addressed by the GEO FCT can be summarized as follows:

- Consolidation of widely agreed information products and testing of new emerging ones.
- Identification of new products addressing the full range of REDD+ objectives.
- Interoperability and complementarity of observations.
- Buildup of consistent time series (Remote Sensing and *in situ* observations).
- Comparable processing to land cover/land use, forest mapping and carbon assessment methodologies.
- Products validation /uncertainty assessment.

To meet the objectives and ensure suitable end-to-end demonstrations, GEO FCT has built a cooperating framework, which is progressively involving the scientific and technical community, the space community and countries willing to implement MRV systems for REDD+.

Guidance documents identify options and implications on how to deal with the key issues above; they constitute the drivers for the test and demonstration activities, which, in turn, provide feedback for the refinement and improvement of the documents them self.

The ultimate objective of these documents, once backed by the evidence coming from the demonstrations, is to provide support and advice to countries willing to implement a national system

These demonstration activities should ensure suitable coverage of different type of forest and be fairly representative of how a national system may work, here included the consideration of different national circumstances. This is why the support of governments is crucial for the success of the GEO FCT activities and this is why the GEO FCT has fostered the involvement of countries since the beginning, through the concept of National Demonstrators.

GEO FCT National Demonstrators (ND)

These are demonstration areas for developing and testing approaches and methodologies. They may cover the whole country or areas within the country that are large enough to demonstrate the wall-to-wall capability; they contain several test/validation sites, where the *in situ*/aerial measurement will take place and where higher resolution/higher temporal frequency satellite data will be acquired.

The criteria considered to identify countries acting as ND's can be summarized as follows:

- The choice of NDs is based on central governments firm plans to implement national forest carbon monitoring, verification and reporting.
- External donor countries and/or donor organisations have been identified for long-term involvement and support of capacity building, field measurement and satellite/airborne data acquisition and analysis, and monitoring system implementation.
- National government ensure commitment of government institutions in charge and local expert capabilities and assist in providing access to field data.

A Product Development Team supports each country in product generation and validation and capacity building activities form an integral part of FCT plans in each ND.

The GEO FCT Team

Leadership to GEO FCT is ensured by representatives from government agencies in Australia, Canada, Japan, Norway and the United States as well as from CEOS and FAO. Additional partners contributing space and forest research data and expertise are Brazil, France, the Netherlands, United Kingdom, European Commission and GOFC-GOLD. The GEO Secretariat support activities coordination and facilitate their execution.

A growing number of early adopter countries (11 as of mid-2011) are serving as National Demonstrators; they are Australia (Tasmania), Brazil (part of the Amazon),



Cameroon, Colombia, D.R. Congo, Guyana, Indonesia (Borneo and Sumatra), Mexico, Nepal, Peru and Tanzania.

GEO FCT activities progress

Since 2008 significant progress has been achieved, even if some additional effort are needed in the areas of guidance documents definition, models and methodologies for carbon change assessment as well as in implementing coordination with other global initiative (such as UN-REDD and World Bank FCPF) and in bringing to a comparable level the activities in each ND.

The following points summarize the progress to date:

- 11 National Demonstrators were established, starting with 7 in 2009m plus 3 in 2010, plus 1 in 2011, FCT.
- Guidance documents have been identified and are being produced.
- Work on methods and protocols are ongoing.
- GEO FCT data portal is online (www.geo-fct.org)
- 2009-2010-2011 satellite data acquisition has been performed over the National Demonstrators following the commitment of CEOS and under its coordination (about 64000 scenes acquired only in 2010); the data are being made available to countries and Processing Teams.
- In situ measurements at the validation sites in each ND are on-going.
- Product Development Teams have been established and are working.
- An important review was performed on 8-10 February 2010, where progress in each ND was presented, guidance documents content discussed and key science questions clearly formulated. Presentations are available at <http://www.fao.org/forestry/fra/68164/en/>. Next review is planned for the 2nd week of February 2012.

The Global Forest Observation Initiative (GFOI)

GEO FCT activities have achieved a lot and additional demonstrations campaigns are to come. Building on this, one additional important step was taken in Beijing in November 2010: the plenary (the GEO governing body), recognized the need to move from initial activities focused on scientific and technical aspects to more comprehensive, consistent and continuous forest observations, defining and setting up permanent solutions to move from demonstration to operations. The Plenary therefore approved the planning of what has been called the Global Forest Observations Initiative (GFOI)

The operationally oriented GFOI, evolving from and drawing on the foundations of the technical and demonstration activities initiated by the GEO FCT task, is expected to ensure continuity and sustainability of the support provided to countries. It is intended to:

- foster the sustained availability of observations for national forest monitoring systems and assist countries to make the best use these observations

- support governments that are establishing national systems by providing a platform for coordinating observations, providing assistance and guidance on utilizing observations, developing methods and protocols, and
- promoting ongoing research and development: the GFOI will seek continuous improvements in the use of observations and the uptake of current forest carbon science

Plans for the development of the GFOI will be presented to the forthcoming GEO Plenary, to take place in Istanbul on 16-17 November, for endorsement.

Bibliographical references

IPCC. 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Vol. 4 AFOLU – Agriculture, Forestry and Other Land Use. (<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>).

4.10

Modelos de estados y transiciones: una herramienta para la planificación de estrategias REDD+

Sara Covalada¹, Fernando Paz¹ y Ben de Jong²

¹*GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Estado de México. Autor para la correspondencia: scovalada@gmail.com*²*El Colegio de la Frontera Sur, Campus Campeche, Calle 10 X 61 No. 264, Colonia Centro, C.P. 24000, Campeche, Campeche*

Resumen

La propuesta de pago por la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero causadas por la degradación y deforestación (REDD+) está actualmente en el primer plano de las negociaciones internacionales en relación al protocolo post-Kyoto 2012 (*i.e.* COP 16: México 2010). México se ha propuesto aprovechar los planteamientos de REDD+ para estructurar una política de estado congruente para todo el sector ASOUS (Agricultura, Silvicultura y Otros Usos del Suelo), con un sistema de medición/monitoreo, reporte y verificación (MRV) unificado. Este planteamiento implica la necesidad de desarrollar herramientas que ligen MRV-escenarios de referencia de REDD+-políticas públicas. En este sentido los modelos de estados y transiciones (METs) constituyen una opción a explorar. Los METs se componen de 3 elementos: los estados, las transiciones y los umbrales. Un estado es un complejo reconocible, resistente y resiliente de dos componentes: el suelo y la estructura de la vegetación. Cuando uno o más de los procesos ecológicos primarios responsables del mantenimiento del equilibrio de un estado se degradan por debajo del punto de la “auto-reparación”, se dice que se ha cruzado un umbral. En ausencia de restauración activa, se forma un nuevo estado y un nuevo umbral. Una transición es una trayectoria de cambio, precipitada por eventos naturales y/o acciones de manejo que degrada la integridad de uno o más procesos ecológicos primarios. Estos modelos se pueden aplicar en forma operacional para el manejo de los bosques y evaluar el impacto de estrategias de perturbación, como sumidero o fuente de carbono. Los METs definen trayectorias reversibles o irreversibles de manejo, de tal forma que la captura de carbono, bajo una estrategia de manejo dada, puede ser analizada y evaluados sus costos. Los METs pueden incorporar actividades que entrarían en los mecanismos REDD+, proponer prácticas de manejo que eviten la deforestación o degradación de los bosques y mantengan o incrementen los almacenes de carbono en otras actividades productivas. Además, estos modelos pueden ayudar a los diseñadores de políticas para evaluar la efectividad de las estrategias REDD+ para controlar los factores que promueven la deforestación y degradación de los bosques.

Palabras clave: REDD+, sector ASOUS, carbono, políticas públicas

Introducción

La propuesta de pago por la reducción de emisiones de GEI causadas por la degradación forestal y deforestación (REDD+) está actualmente en el primer plano de las negociaciones internacionales en relación al protocolo post-Kyoto 2012 (*i.e.* COP 16: México 2010) y ha causado grandes expectativas en los países donde la degradación y deforestación de los bosques es importante y difícil de detener, como es el caso de México.

En 2006, en México, el sector ASOUS (Agricultura, Silvicultura y Otros Usos del Suelo) constituyó la segunda fuente más importante de emisiones de GEI a la atmósfera ya que, con emisiones totales de 131.6 MtCO_{2e}, contribuyeron con casi el 19% de las emisiones totales del país (de Jong *et al.*, 2009). Por tanto, la consideración de solo “bosques” en la estrategia de mitigación y adaptación al cambio climático sería quedarse con una perspectiva reduccionista. Por ello, México se ha propuesto aprovechar los planteamientos de REDD+ para estructurar una política de estado congruente para todo el sector ASOUS, con un sistema de medición/monitoreo, reporte y verificación (MRV) unificado, que sea armónica con los objetivos del PECC (Programa Especial de Cambio Climático), ya que la coyuntura actual constituye una oportunidad única para el desarrollo sustentable.

Este planteamiento implica la necesidad de desarrollar herramientas que ligen MRV-escenarios de referencia de REDD+-políticas públicas. En este sentido los modelos de estados y transiciones (MET) constituyen una opción a explorar.

El origen de los METs se halla en los estudios de sucesión vegetal de ecosistemas pascícolas en Australia, cuando los investigadores de esta área comenzaron a encontrar que las teorías tradicionales de sucesión vegetal, conducentes a una única comunidad climática eran inadecuadas para comprender las complejas vías sucesionales de los ecosistemas pascícolas de regiones áridas y semiáridas, considerando escalas de tiempo en las que se puedan llevar a cabo ajustes en el manejo. Westoby *et al.* (1989) fueron los primeros en aplicar la terminología de estados y transiciones a la ecología de no-equilibrio con el objeto de crear un modelo de manejo capaz de describir las dinámicas de la vegetación en un marco no lineal.

Los METs se componen de tres elementos: los estados, las transiciones y los umbrales. Un estado es un complejo reconocible, resistente y resiliente de dos componentes: el suelo y la estructura de la vegetación. La vegetación y el suelo están conectados a través de procesos ecológicos integrales que interactúan para producir un equilibrio sostenido que se expresa por un conjunto específico de comunidades vegetales (Stringham *et al.*, 2001). Cuando uno o más de los procesos ecológicos primarios responsables del mantenimiento del equilibrio de un estado se degradan (por causas naturales o antrópicas) por debajo del punto de la “auto-reparación”, se dice que se ha cruzado un umbral. En ausencia de una restauración activa, se forma un nuevo estado y también un nuevo umbral. Por otra parte, una transición es una trayectoria de cambio, precipitada por eventos naturales y/o acciones de manejo que degrada la integridad de uno o más de los procesos ecológicos primarios. Las transiciones pueden ser reversibles o irreversibles, una vez que se ha cruzado un umbral (Stringham *et al.*, 2001).



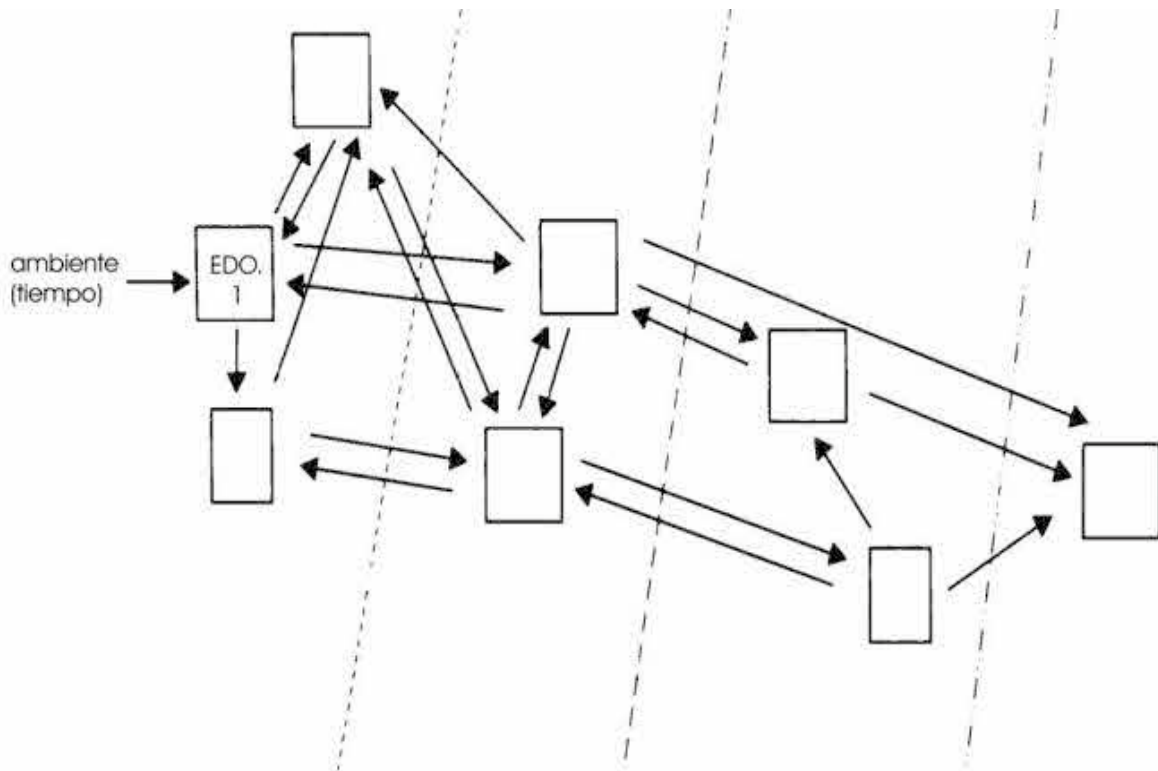
Como se demuestra en este trabajo la utilidad de los METs va más allá de su uso en ecosistemas de pastos, de hecho, se pueden emplear considerando diversos tipos de ecosistemas naturales y manejados y, al tratarse de modelos conceptuales que se representan de manera esquemática, constituirse en herramientas sencillas de toma de decisiones en cuanto al manejo de los recursos naturales a diferentes escalas.

Materiales y métodos

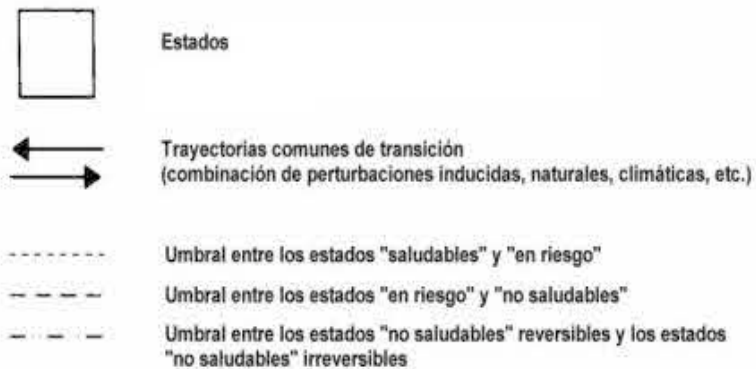
Los METs presentan la particularidad de que pueden desarrollarse para diferentes escalas de trabajo: regional, municipal, local, etc. Por ello, en primer lugar debe definirse el área geográfica o ecoregión a que va a hacer referencia el modelo.

El siguiente paso implica la identificación de sus tres componentes: estados, transiciones y umbrales. Para ello, es necesario llevar a cabo una revisión bibliográfica en relación a los tipos de ecosistemas forestales presentes en la zona y a los diferentes usos del suelo y manejos característicos. Además es importante recolectar información en relación a las dinámicas de uso del suelo y factores asociados a ellas, tanto naturales (como incendios, huracanes, etc.) como antrópicos. En esta fase del trabajo es muy importante el conocimiento de la zona objeto de estudio, por lo que las visitas a campo y las entrevistas con habitantes del lugar y personas relacionadas con el manejo de los recursos puede aportar información clave.

Toda la información recolectada es utilizada para la construcción de la representación esquemática del modelo. Este proceso puede hacerse de forma participativa, involucrando a diferentes personas o actores clave. En la Figura 1 se muestra un ejemplo de la representación de un MET.



simbología



Nota: Los umbrales pueden conocerse como existentes, pero el conocimiento de sus condiciones, el como, el donde, el cuando, son cruzados puede no existir todavía

Figura 1. Representación de un modelo de estados y transiciones

El MET puede ser usado con fines de planificación de diversas maneras. En relación a su utilidad como herramienta de manejo asociada a las estrategias REDD+ el interés

principal es conocer los impactos de las decisiones sobre uso y manejo del suelo en los almacenes de carbono.

El siguiente paso, por tanto, una vez que se cuenta con la representación esquemática del modelo y se conocen todos los estados involucrados, es la asignación de valores de carbono promedio (con su incertidumbre asociada) a cada estado. En este punto hay que decidir qué almacenes de carbono van a ser considerados en el proceso de planificación. El MET no presenta restricciones en este sentido y es posible tomar en cuenta los cinco almacenes reconocidos por el IPCC: biomasa aérea, biomasa subterránea, materia orgánica muerta, mantillo y suelo. Los datos de carbono empleados pueden proceder de literatura revisada, aunque lo ideal es disponer información de inventarios realizados en la zona.

Los datos de carbono de cada almacén de cada estado son posteriormente empleados para la elaboración de matrices de cambio asociadas a los almacenes de carbono, donde es posible visualizar cuantitativamente lo que supone la transición de un estado A a otro B, en términos de ganancia/pérdida de carbono.

Resultados y discusión

En la Figura 2 se muestra un ejemplo de MET que parte de un bosque de referencia sin perturbar, el cual, en función de diferentes factores puede sufrir transiciones (representados por flechas) hacia estados de bosque más degradados o hacia otros usos del suelo (cuando se sobrepasa un umbral, los cuales vienen indicados por líneas discontinuas).

En el Cuadro 1 se muestra la matriz de estados y transiciones para los cambios de los almacenes de carbono de biomasa aérea y suelo, considerados conjuntamente, para el MET de la Figura 2.

Los METs aproximan el equilibrio suelo-vegetación de los ecosistemas, de tal forma que definen trayectorias de evolución (tiempo en forma implícita) de la dinámica observada. La ventaja de los METs es que se pueden aplicar en forma operacional para el manejo de los bosques y evaluar el impacto de estrategias de perturbación (manejo o natural), como sumidero (captura) o fuente (liberación) de C. Los METs definen de forma clara trayectorias reversibles o irreversibles de manejo, de tal forma que las consideraciones de captura de carbono en el ecosistema forestal, bajo una estrategia de manejo dada, pueden ser analizadas y evaluados sus costos (Covaleda *et al.*, 2007). Si el sistema suelo-vegetación sobrepasa un umbral de degradación irreversible, la recuperación del estado inicial (bosque sin perturbar) es prácticamente imposible en términos operacionales. Por ello, si el sistema está en la condición de máxima degradación, los intentos por restaurar las funciones del ecosistema (*i.e.* captura de C) serán poco útiles en términos de los costos asociados. No obstante, si un sistema está en un estado transicional, entonces es viable que pueda restaurarse.

La matriz del Cuadro 1 muestra los cambios que se darían en los almacenes de biomasa aérea y suelo al producirse la transición de un estado a otro pero no indica el tiempo que esto tarda en ocurrir. Por ello, para delimitar temporalmente los cambios en los almacenes de carbono, adicionalmente se pueden elaborar matrices de tiempos de paso de un estado a otro, de manera que, operando la matriz de cambios en los almacenes de carbono con su

matriz de tiempos de paso correspondiente se puede obtener la matriz de tasas de cambio anual en los almacenes de carbono.

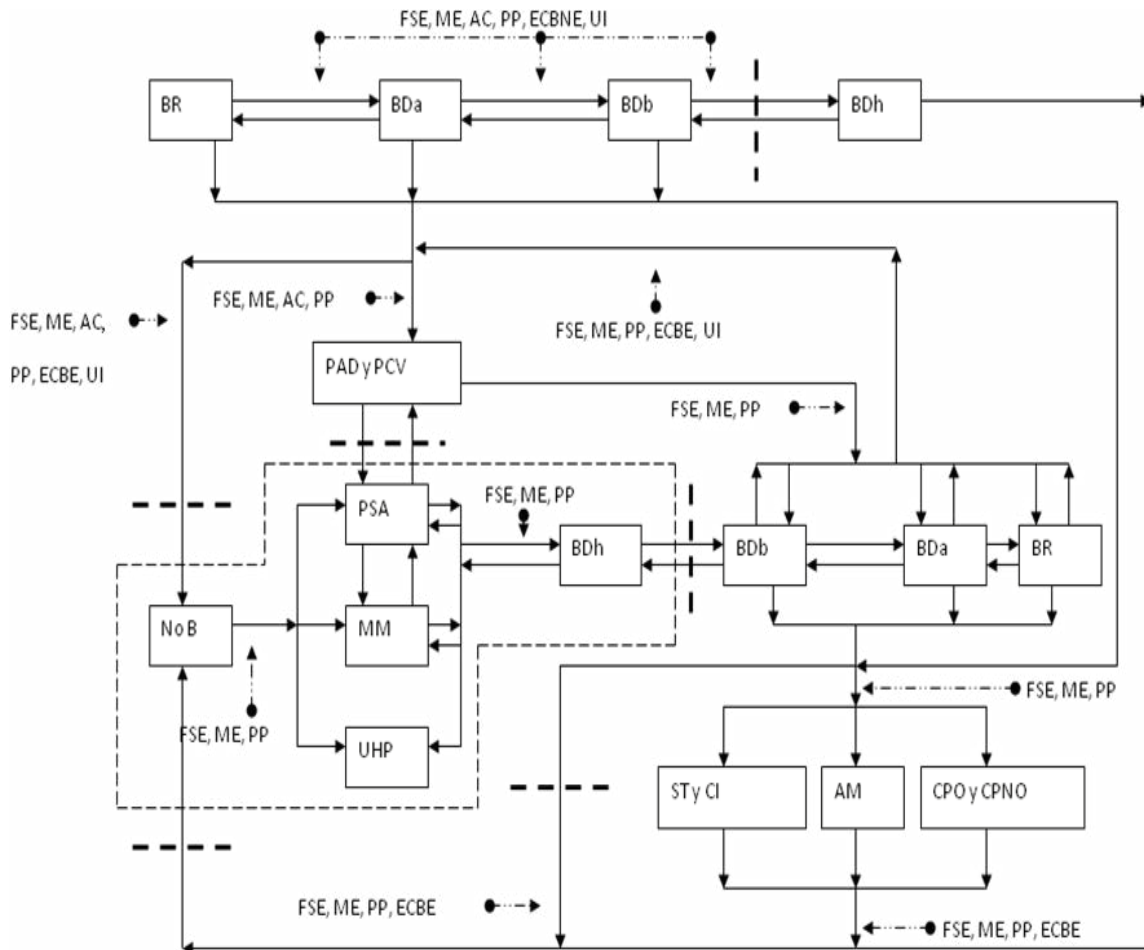


Figura 2. Ejemplo de Modelo de Estados y Transiciones para un bosque genérico en Chiapas (Paz, 2009; no publicado). **ESTADOS:** BR: Bosque en condición sin degradación o de referencia; BDa: Bosque degradado en relación a BR con dominancia arbórea; BDb: Bosque degradado en relación a BR con dominancia arbustiva; BDh: Bosque degradado en relación a BR con dominancia herbácea; CPNO: Cafetal con sombra de policultivo - no orgánico (tradicional); CI: Cafetal con sombra de Inga sp.; ST: Sistema Taungya; AM: Acahual mejorado; CPO: Cafetal con sombra de policultivo – orgánico; AT: Acahual tradicional; PAD: Pastizal con árboles dispersos; PCV: Pastizal con árboles como cercos vivos; MM: Milpa de maíz; PSA: Pastizal sin árboles; UHP: Usos humanos permanentes; **FACTORES:** AC: factores de acceso (caminos, predios agrícolas, pendiente del terreno, etc.); FSE: factores socioeconómicos: (pobreza, marginalidad, densidad poblacional, usos y costumbres, etc.); ECBNE: eventos extremos climáticos/biológicos no extremos; ECBE: eventos climáticos/biológicos extremos (huracanes, incendios, etc.); PP: políticas públicas; ME: mercados; UI: Uso ilegal

Cuadro 1. Matriz de estados y transiciones asociados a cambios de los almacenes de C (Mg C ha⁻¹)

Estado Inicial	Estado Final														
	BR	Bda	Bdb	Edh	ST	AM	AT	CI	CPO	CPNO	MM	PAD	PCV	PSA	UHP
BR	0	-154	-250	-309	-187	-201	-211	-202	-215	-199	-309	-277	-280	-310	-315
Bda	154	0	-96	-155	-33	-47	-57	-48	-61	-45	-155	-123	-126	-156	-161
Bdb	250	96	0	-59	63	49	39	48	35	51	-59	-27	-30	-60	-65
Edh	309	155	5	0	122	108	98	107	94	110	0	32	29	-1	-6
ST	187	33	-63	-122	0	-14	-24	-15	-28	-12	-122	-90	-93	-123	-128
AM	201	47	-49	-108	14	0	-10	-1	-14	2	-108	-76	-79	-109	-114
AT	211	57	-39	-98	24	10	0	9	-4	12	-98	-66	-69	-99	-104
CI	202	48	-48	-107	15	1	-9	0	-13	3	-107	-75	-78	-108	-113
CPO	215	61	-35	-94	28	14	4	13	0	16	-94	-62	-65	-95	-100
CPNO	199	45	-51	-110	12	-2	-12	-3	-16	0	-110	-78	-81	-111	-116
MM	309	155	59	0	122	108	98	107	94	110	0	32	29	-1	-6
PAD	277	123	27	-32	90	76	66	75	62	78	-32	0	-3	-33	-38
PCV	280	126	30	-29	93	79	69	78	65	81	-29	3	0	-30	-35
PSA	310	156	60	1	123	109	99	108	95	111	1	33	30	0	-5
UHP	315	161	65	6	128	114	104	113	100	116	6	38	35	5	0

Fuente: Paz (2009)

Conclusiones

Los METs son capaces de incorporar actividades y prácticas de manejo que eviten la deforestación y degradación de los ecosistemas forestales y mantengan o incrementen los almacenes de carbono en otras actividades productivas (agricultura, ganadería, etc.). Además, estos modelos pueden proporcionar retroalimentación adecuada y oportuna a los diseñadores de políticas sobre la efectividad de las estrategias REDD+ para controlar los factores que promueven la deforestación y degradación de los bosques.

Referencias bibliográficas

- Covalada S., F. Paz, J. Gallardo, C. Prat, J. Etchevers, y C. Hidalgo. 2007. Teoría de estados y transiciones aplicada a suelos volcánicos sometidos a diferentes manejos I: relación molar (Sio-Sid)/(Alo-Ald). *En*: Simposio Carbono Orgánico del Suelo y Calentamiento Global: Perspectivas y Oportunidades de Investigación en Latinoamérica, XVII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo, Guanajuato. México.
- de Jong, B., M. Olguín, F. Rojas, V. Maldonado, F. Paz, J. Etchevers, C. O. Cruz., y J. Argumedo. 2009. Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero 1990 a 2006: Uso de Suelo, Cambio de Uso de Suelo y Silvicultura. Informe final preparado para el INE.
- Paz, F. 2009. Proyecto piloto: Una REDD para Chiapas (bases metodológicas y estrategias de implementación). Documento no publicado.
- Stringham, T., W. Krueger, and P. Shaver. 2001. States, Transitions and Thresholds: Further Refinement for Rangeland Applications. Special Report 1024, Agricultural Experiment Station, Oregon State University. Corvallis OR, USA.
- Westoby, M., B. Walker, and I. Noy-Meir. 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *Journal of Range Management* 42 (4): 266–274.

4.11

Monitoreo forestal comunitario en la Sierra Madre de Chiapas

Fernando Paz¹, Ben de Jong², Sara Covalada¹, Mónica Graciela Morales³, Israel Amézuca⁴, Julio Cesar Gómez⁴, Martha Marisol Torres⁵, Adalberto Vargas⁶

¹*GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carr. México-Texcoco, C.P. 56230, Montecillo, Estado de México. Autor para correspondencia: pellat@colpos.mx*

²*El Colegio de la Frontera Sur, Campus Campeche, Calle 10 X 61 No. 264 Colonia Centro, C.P. 24000, Campeche, Campeche*

³*Conservación Internacional. 11 Poniente Norte 1186, Col. Vista Hermosa, C.P. 29030 Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.*

⁴*Pronatura-Sur, Pedro Moreno 1, Col. Santa Lucía, C.P. 29200. San Cristobal de las Casas, Chiapas*

⁵*CONANP-Región Frontera Sur, Itzmo y Pacífico Sur, 2 Oriente 227, Col. Centro, C.P. 29000, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas*

⁶*Ambio, Cuitlahuac 30, Barrio La Merced, San Cristobal de las Casas, Chiapas*

Resumen

La implementación del MRV (sistema de medición/monitoreo, reporte y verificación) de REDD+ desde la escala local ha sido un motivo importante de discusión a nivel internacional, como una propuesta alternativa, más económica y participativa, en la que las propias comunidades monitoreen sus recursos naturales. Con el fin de desarrollar este enfoque, la CONAFOR, en discusión con el Consejo Técnico Consultivo de REDD+ a nivel nacional (CTC-REDD) seleccionó como área piloto el estado de Chiapas, en donde desde principios de 2009 instituciones académicas, gobierno del estado, organizaciones de la sociedad civil y agencias federales están trabajando conjuntamente en el desarrollo e implementación de REDD+ y su MRV desde la escala local (subgrupo MRV estatal), lo cual constituye una experiencia pionera a nivel mundial. El sistema de medición y monitoreo aplicado ha sido desarrollado por el Programa Mexicano del Carbono y consiste en parcelas de muestreo a nivel de comunidades (predios). Está planteado para que las mismas comunidades midan y desarrollen un MRV comunitario, ligado a los ordenamientos territoriales comunitarios y REDD+ y sector Agricultura, Silvicultura y Otros Usos del Suelo (ASOUS). El muestreo incluye dos etapas de trabajo: descripción de la vegetación y suelo y la reconstrucción histórica de los cambios en la vegetación a partir del conocimiento local y otras evidencias. Ambas etapas permiten estimar los almacenes de carbono de la biomasa aérea, superficial y subterránea. En el monitoreo comunitario se han utilizado dos metodologías complementarias: una cuantitativa y otra semicuantitativa. Los resultados obtenidos permitirán efectuar las interpolaciones necesarias para describir comportamientos y estimar incertidumbres en la variabilidad natural del paisaje, apoyándose en otros sistemas de monitoreo intensivos y permanentes. En la región Sierra-Costa de Chiapas se ha implementado un piloto compuesto por cinco comunidades, con el apoyo de Conservación Internacional, en las que se capacitaron a brigadas comunitarias que procedieron al levantamiento de datos en campo. Las lecciones aprendidas y propuestas



surgidas de esta experiencia constituyen una base muy importante como prueba de concepto y para mejorar y ampliar el proceso a otros niveles.

Palabras clave: carbono, MRV local, REDD+, sector ASOUS

Introducción

En relación a la escala de implementación del MRV (sistema de medición/monitoreo, reporte y verificación) de REDD+ existen al menos dos posibilidades: la visión de arriba hacia abajo (escala nacional) y la de abajo hacia arriba (escala local). A nivel internacional, la implementación desde la escala local ha sido un motivo importante de discusión, como una propuesta alternativa, más económica y más participativa, en la que las propias comunidades monitoreen sus recursos naturales. Con el fin de desarrollar el segundo enfoque CONAFOR y el Comité Técnico Consultivo de REDD+ a nivel nacional (CTC-REDD) seleccionó como área piloto el estado de Chiapas, en donde desde principios de 2009 instituciones académicas, gobierno del estado, organizaciones de la sociedad civil y agencias federales están trabajando conjuntamente en el desarrollo e implementación de REDD+ y su MRV desde la escala local (desde el subgrupo MRV estatal), lo cual constituye una experiencia pionera a nivel mundial.

En 2010 el grupo REDD+ de Chiapas (en 2011 constituido como el primer CTC estatal en México) inició la construcción de la visión y ruta crítica de lo que podría ser un modelo de MRV con participación comunitaria. A mediados del mismo año, en el subgrupo MRV se inició un proceso de planeación para una posible implementación del monitoreo comunitario, desde aquí comenzó la discusión de la parte metodológica y pronto se evidenció la necesidad de hacer un piloto como prueba de concepto.

La metodología empleada en este proyecto fue creada por el Programa Mexicano del Carbono (PMC) con el fin de probar el enfoque de “abajo hacia arriba” (desde la escala local) del MRV para REDD+, que se estaba planeando en Chiapas. Comenzó a construirse en el año 2010, considerando los cinco almacenes de carbono reconocidos por el IPCC (biomasa arbórea, biomasa subterránea, mantillo, material leñoso muerto y suelo) y basándose en la metodología utilizada para el inventario nacional forestal y de suelos de CONAFOR, los muestreos de SAGARPA y cuidando que cumpliera el requisito de armonización de los diferentes niveles del sistema nacional de monitoreo permanente de ecosistemas terrestres. Hasta el momento actual la metodología, o mejor dicho, metodologías (en realidad se desarrollaron dos metodologías, una cuantitativa y otra semicuantitativa) han sido sometidas a varias revisiones, a consecuencia de las cuales se han ido haciendo ajustes e introduciendo cambios con el fin de hacerlas más operativas y eficientes. Este proceso de construcción continuó con este proyecto, ya que tras la aplicación de las metodologías en las cinco comunidades que abarca el proyecto se han detectado algunas deficiencias y se proponen mejoras.

El ejercicio que se está realizando en Chiapas, tiene gran importancia como prueba de concepto a nivel internacional. El proyecto se planteó a nivel comunitario para generar capacidades, diseño y ajuste de metodologías prácticas, identificar costos reales y generar

una apropiación de las comunidades respecto al monitoreo. La experiencia que se ha tenido con este piloto va a permitir mejorar y ampliar el proceso a otros niveles.

Materiales y métodos

Comunidades de trabajo

La Región Sierra-Costa de Chiapas tiene gran importancia para la conservación por su elevada biodiversidad, por ello, se han establecido grandes áreas naturales protegidas, como las Reservas de la Biósfera El Triunfo, La Sepultura, Volcán Tacaná, y la Encrucijada en la costa, el Área para la Protección de los Recursos Naturales la Frailescana, y el Área Protegida Estatal Pico el Loro Paxtal. Además, concretamente en la región de la Sierra Madre, las comunidades presentan altos niveles de marginación.

Las comunidades en las que se llevó a cabo el monitoreo comunitario, la organización implementadora, así como la reserva y cuenca, se ubican en las muestras del Cuadro 1.

Cuadro 1. Comunidades de la región Sierra-Costa de Chiapas en las que se ha llevado a cabo el monitoreo forestal comunitario

Localidad	Organización implementadora	Reserva y subcuenca
Viva Chiapas	Cooperativa Ambio	Sepultura, Cuenca el Tablón
El Pakayal	Pronatura Sur	Triunfo, Cuenca Cuxtepe
Frailescana	CONANP	La Frailescana, Cuenca La Concordia
Emiliano Zapata	CONANP	Encrucijada, Cuenca Huehuetán
Comunidad Azteca	CONANP	Tacanán, Cuenca Coatán

Metodología de monitoreo empleada

El sistema de medición y monitoreo multi-escala aplicado ha sido desarrollado por el PMC y consiste en parcelas de muestreo a nivel de comunidades (predios). Está planteado para que las mismas comunidades midan y desarrollen un MRV comunitario, ligado a los ordenamientos territoriales comunitarios y REDD+ y sector ASOUS.

El muestreo incluye dos etapas de trabajo principales: descripción de la vegetación y suelo y la reconstrucción histórica de los cambios en la vegetación a partir del conocimiento local y otras evidencias. Ambas etapas permiten estimar los almacenes de carbono en el segmento de la biomasa aérea, superficial y subterránea.

En el monitoreo comunitario se han utilizado dos metodologías complementarias: una cuantitativa y otra semicuantitativa.

El levantamiento de datos con la metodología cuantitativa permite una evaluación más precisa ya que implica el establecimiento de una parcela de muestreo (Figura 1 y Cuadro 2)

en la que se toman datos medibles con algún equipo o instrumento y se extraen muestras de suelo, mantillo y del estrato herbáceo. Esta evaluación permite conocer la cantidad de árboles y otros recursos que se pueden encontrar en un bosque, así como la cantidad de regeneración; permitiéndonos determinar los volúmenes de carbono asociados a los diferentes almacenes (PMC, 2011 a).

Por su parte, el objetivo principal de las mediciones semicuantitativas es realizar estimaciones “blandas” de la densidad de carbono en los almacenes de biomasa aérea, mantillo, materia orgánica muerta y suelo (PMC, 2011b). El monitoreo semicuantitativo incluye la estimación del área basal con la técnica de Bitterlich (empleando como área basal la que corresponde a la altura de 1.3 m) y también la búsqueda de información acerca de la tendencia de cambio de la parcela de muestreo (Figura 2).

Los resultados obtenidos permitirán efectuar las interpolaciones necesarias para describir comportamientos y estimar incertidumbres en la variabilidad natural del paisaje, apoyándose en otros sistemas de monitoreo intensivos y permanentes. Este esquema de muestreo es compatible con la información de los puntos de control de INEGI en sus diferentes series de Uso del Suelo y Vegetación.

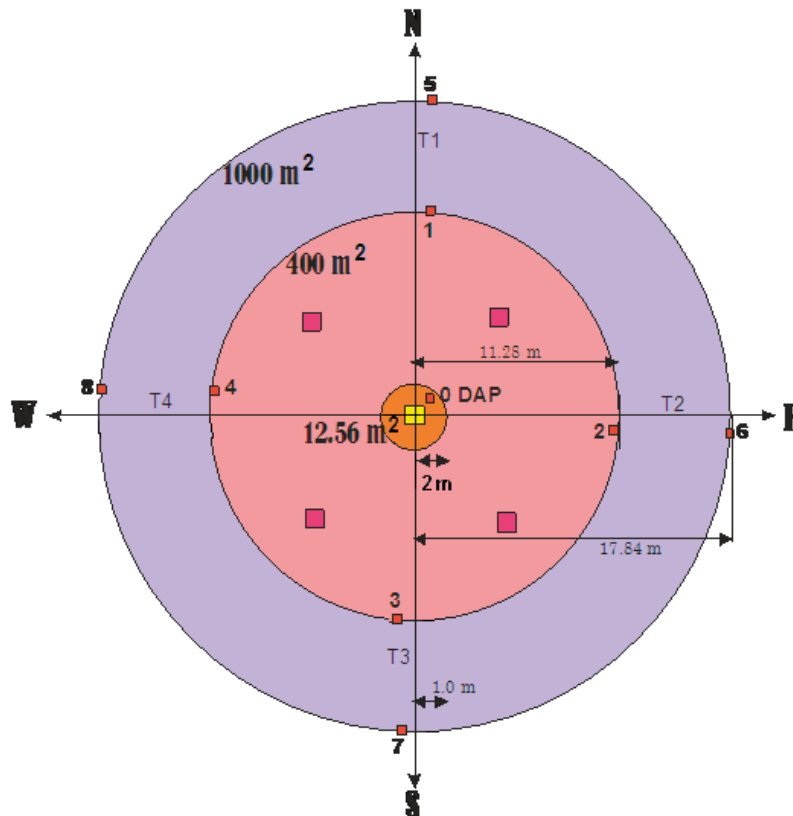


Figura 1. Forma de la parcela de muestreo. A) Círculo de 1000m², en color azul; B) Círculo concéntrico de 400m², en color rosa.

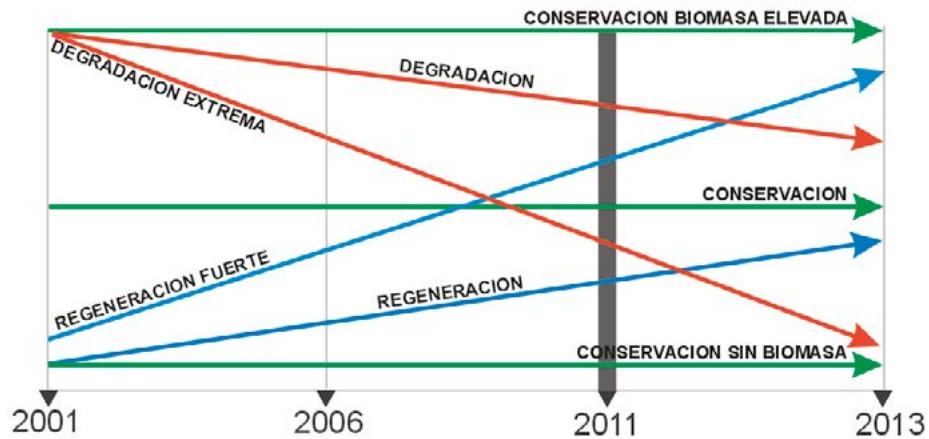
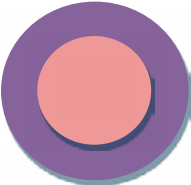









Figura 2. Cambios dados en la vegetación, los cuales pueden ser de tres tipos (conservación, degradación y regeneración).

Cuadro 2. Especificaciones de la unidad de muestreo

	<p>Sólo en el espacio entre el círculo de 1000 m² (Radio = 17.84m) y el de 400 m² (área de color azul), se tomará información de árboles con diámetro normal mayor a 20cm, poniendo especial atención en que la forma de vida y porte de los individuos sea propia de un árbol.</p>
	<p>Sitio de 400m² (Radio = 11.28m) para medir árboles con diámetro normal mayor a 7.5cm, poniendo especial atención en que la forma de vida y porte de los individuos sea propia de un árbol. Por ejemplo, debe diferenciarse un árbol que en su etapa joven tiene un crecimiento arbustivo (por ejemplo un encino) de los arbustos típicos. En este sitio también se obtiene información de arbustos.</p>
	<p>Subsitio de 12.56m² (Radio = 2m) para registrar renuevo: elementos con diámetro <7.5cm y altura >= 50cm poniendo especial atención en que la forma de vida y porte de los individuos sea efectivamente de árboles o arbustos. Por ejemplo, un renuevo de <i>Quercus</i> que en esa etapa tiene un porte arbustivo, finalmente llegará a ser un árbol. En este sitio también se obtiene información de arbustos.</p>
	<p>Subsitio de 1m² (L = 1m) para el registro de hierbas, helechos, musgos y líquenes.</p>
	<p>Transectos de muestreo de 15m para registrar información de materia orgánica muerta sobre la superficie (combustibles).</p>

	Puntos de registro de materia orgánica muerta sobre la superficie (combustibles).
	Puntos de registro de mantillo y suelo.
	Subsítio de 1m ² (L = 1m), 4 muestras en forma representativa, 1 por cuadrante, donde se registra el estrato herbáceo con enfoque ganadero (requerimiento de SAGARPA).

En este proyecto se consideró el levantamiento de 25 sitios de muestreo cuantitativos por comunidad y 250 sitios de muestreo semicuantitativos, estableciéndose como mínimo el levantamiento de 10 sitios cuantitativos y 100 semicuantitativos. Este proyecto fue financiado por Conservación Internacional.

Estrategia de capacitación de las brigadas comunitarias

La capacitación a brigadas comunitarias se ha llevado a cabo en cada comunidad, mediante técnicos capacitados en talleres organizados por el PMC, con el apoyo de Conservación Internacional.

Proceso de levantamiento de datos

Para el levantamiento de los puntos de muestreo en campo se integró una brigada comunitaria en cada una de las comunidades seleccionadas y esta brigada fue la encargada de llevar a cabo el levantamiento de los puntos de monitoreo cuantitativo y semicuantitativo. Cada una de las organizaciones participantes coordinó este proceso en las comunidades con las que trabajó.

Resultados y discusión

Lecciones aprendidas

Las lecciones aprendidas extraídas de este proceso se ordenaron en las categorías de trabajo colectivo, proceso de capacitación y trabajo de campo.

- Trabajo colectivo: El trabajo interinstitucional presenta retos en aspectos financieros, de tiempos y operación, sobre todo cuando hay encuentros entre la parte científica, técnica, administrativa y directiva de las instituciones. En este proyecto se evidenció la importancia de la existencia de una visión colectiva, que evite que las posiciones individuales se antepongan a los objetivos colectivos. Por otra parte,

la definición de los roles de los diferentes actores involucrados es fundamental así como que dichos roles sean acordados y reconocidos por todos.

- **Proceso de capacitación:** En este punto se evidenció la necesidad de elaborar un plan de capacitación más integral, enfocado a todo el proceso y no sólo al levantamiento de datos en campo, en este sentido se propuso considerar además los temas de llenado de formatos, estructuración de bases de datos y etiquetado y manejo de muestras. Se sugirió también el establecimiento de un sistema de capacitación a dos niveles: técnico y brigadista comunitario y la creación de manuales en un lenguaje menos técnico y más accesible a la comunidad. Por otra parte se observó la necesidad de fortalecer las capacidades locales en temas relacionados con el cambio climático, la función de los bosques y los servicios ambientales.
- **Trabajo de campo:** En cuanto a la organización del trabajo de campo, la primera lección fue la importancia de considerar la organización interna del ejido, así como sus calendarios de actividades productivas y compromisos de tiempo con asuntos de representación social. Para el desarrollo del trabajo fueron de gran ayuda las experiencias y conocimiento local de los integrantes de las brigadas. También se evidenció la conveniencia de planificar los muestreos en la época seca, ya que durante las lluvias se complica mucho el acceso a los lugares de muestreo y aumenta la peligrosidad para las brigadas, por lo escarpado del terreno. Finalmente, se encontró que el uso de Androids (celulares) no fue posible por encima de los 2,300 msnm y que el llenado de los formularios en la plataforma del ODK es demasiado lento.

Propuesta de mejoras a la metodología

A continuación se presentan las propuestas de mejora planteadas por los participantes de este proyecto tras el proceso de capacitación y levantamiento de datos en cada comunidad.

- Simplificar el proceso de toma de fotografías
- Incluir fotografías para identificar los tipos de erosión posible dentro de ecosistemas que se encuentran en recuperación (acahuales).
- Considerar parcelas de muestreo de menor tamaño en ecosistemas homogéneos y sobre todo en ecosistemas de manglar.
- Considerar la utilización de equipo menos pesado, sobre todo el equipo de muestreo de suelos.
- Considerar un apartado para la descripción de las herbáceas.
- Adecuar la metodología para los sistemas acuáticos.



Conclusiones

Las lecciones aprendidas y propuestas generadas a partir de la realización de este proyecto piloto constituyen un pilar fundamental para el proceso de construcción del MRV desde la escala local. La experiencia vivida en estas cinco comunidades de la región Sierra-Costa de Chiapas ha permitido tener elementos sólidos para mejorar los procesos de coordinación, capacitación, trabajo en campo y procesamiento de datos y muestras, para poder así, expandir el proceso a un mayor número de comunidades y escalarlo a nivel regional y estatal.

Referencias bibliográficas

- Programa Mexicano del Carbono. 2011a. Manual de Campo para el Inventario Forestal Comunitario Cuantitativo. México D.F., México. 127 p.
- Programa Mexicano del Carbono. 2011b. Manual de Referencia para el Muestreo Semicuantitativo del Inventario Forestal Comunitario: Bosques y Selvas. D.F., México. 49 p.

4.12

Elementos para el Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero estandarizados a nivel nacional para los Programas Estatales de Acción ante el Cambio Climático y Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación de los bosques – Fase 1

Rojas-García Fabiola¹ y Paz Pellat Fernando²

¹ Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Conservación y Mejoramiento de Ecosistemas Forestales-INIFAP. Av. Progreso 5. Barrio de Santa Catarina. Del. Coyoacán. México D.F. CP 04010. Autor para correspondencia: fabiosxto1981@gmail.com

² Grupo de Gestión de Riesgos y Recursos Naturales Asistida por Sensores Remotos, Colegio de Posgraduados. Km 36.5 carretera México-Texcoco. Montecillo, Edo. de México. C.P. 56230.

Resumen

El Programa Mexicano del Carbono desarrollo un proyecto piloto en Chiapas para generar un inventario de carbono (C) estatal con base en aportaciones de datos publicados e inéditos de investigadores, estudiantes, OSCs y productores sobre mediciones asociadas a almacenes de C en ecosistemas terrestres. En conjunto con el Instituto Nacional de Ecología se extendió este esfuerzo a Baja California, Chihuahua, Durango, Hidalgo, Morelos, Nayarit, Oaxaca, Querétaro, Quintana Roo, Tabasco, Tlaxcala y Yucatán. Para ello se realizó una revisión exhaustiva de la literatura histórica a nivel estatal con relación a elementos de utilidad para el sector Agricultura, Silvicultura y Otros Usos del Suelo. La información se organizó en fichas descriptivas y se conformó un directorio de autores asociado a la revisión documental. Se diseñó una base de datos sistematizada mediante identificadores únicos a nivel parcela que consideró por separado los componentes del ecosistema relacionados con reservorios y flujos de C. La información localizada se clasificó en distintos niveles en función del conjunto de datos asociado a cada trabajo encontrado. Se localizaron 691 trabajos, los estados con mayor número de estudios son Tabasco, Oaxaca y Tlaxcala. Hasta el 30-12-2010 se contaba con 1359 bases de datos a nivel parcela en estatus de completa confidencialidad. Se encontró una tendencia a medir un solo reservorio de C lo que dificulta tener una visión del conjunto del ecosistema y comprender las transferencias que se producen entre reservorios. Se sugiere estandarizar las metodologías empleadas para la medición de los distintos reservorios y flujos de C, a fin de generar datos que sean directamente comparables y poder identificar aquellos sistemas que son sumideros netos de C y aquellos que son fuentes; y eventualmente, modelar cómo cambia la relación de los reservorios y los flujos de C terrestres ante procesos de perturbación natural y/o antrópica (*i.e.* REDD+).

Palabras claves: INEGI, PEACC, PMC, REDD+.

Introducción

Uno de los componentes de los Programas Estatales de Acción ante el Cambio Climático (PEACC) es el desarrollo de la línea base de emisiones y remociones de gases de efecto invernadero actuales y futuras provenientes del sector Agricultura, Silvicultura y Otros Usos del Suelo (ASOUS).

En este proceso el uso de las bases nacionales (*i.e.* Inventario Nacional Forestal y de Suelos) a escala estatal conduce a niveles altos de incertidumbre, por lo que es necesario recabar toda la información disponible en los estados. La tarea de recabar, documentar, estandarizar y desarrollar una base de datos estatal no es fácil y requiere de paciencia en la búsqueda y seguimiento de los hallazgos en la literatura gris.

El Programa Mexicano del Carbono (PMC) desarrollo un proyecto piloto en Chiapas para generar un inventario de carbono (C) estatal con base en aportaciones de datos publicados e inéditos de investigadores, estudiantes, OSCs y productores sobre mediciones asociadas a almacenes de C en ecosistemas terrestres.

La experiencia obtenida fundamenta la propuesta de extenderla a otros estados del país, para consolidar la estrategia de desarrollo de los PEACC y escenarios de referencia para REDD+ (Reducción de Emisiones de gases efecto invernadero por deforestación y degradación forestal evitada).

Con el objetivo de integrar y estandarizar las bases de datos existentes de proyectos de investigación con información relativa a los almacenes y dinámica de C en los ecosistemas terrestres mexicanos, con el apoyo del Instituto Nacional de Ecología se amplió este esfuerzo a Baja California, Chihuahua, Durango, Hidalgo, Morelos, Nayarit, Oaxaca, Querétaro, Quintana Roo, Tabasco, Tlaxcala y Yucatán.

Materiales y métodos

Inicialmente se elaboró una lista de los reservorios y los flujos de C, de interés para el proyecto. Se realizó una revisión exhaustiva de la literatura histórica a nivel estatal, para realizarla se identificaron fuentes de información locales en cada entidad involucrada en el proyecto como instituciones académicas (universidades y tecnológicos), instituciones de investigación, órganos de gobierno estatal, organizaciones de la sociedad civil y prestadores de servicios técnicos forestales. Posteriormente se realizó una clasificación de la información encontrada en distintos niveles (datos individuales en parcelas, datos agregados por parcela y análisis por zonas).

Para organizar la información contenida en los documentos localizados en la revisión exhaustiva de literatura se utilizó el esquema propuesto en la experiencia de Chiapas (Covaleda, 2009). Con ello se buscó disponer de la información básica a nivel parcela, ubicación, tipo de vegetación, manejo, fechas de muestreo y metodologías empleadas en la medición de los distintos componentes del ecosistema relacionados con el ciclo del C. Para facilitar el proceso de organización de la información, a cada parcela experimental se le asignó un identificador estándar construido a partir de los siguientes datos: estado, municipio, tipo de vegetación y parcela.

Resultados y discusión

La elaboración de un inventario de gases del sector ASOUS a nivel estatal y la eventual implementación de proyectos REDD+, depende de la cantidad y calidad de la información disponible a nivel local con relación a los almacenes de C de los ecosistemas forestales y otros usos del suelo. Así, se diseñó una base de datos sistematizada mediante identificadores únicos a nivel parcela que consideró por separado los componentes del ecosistema relacionados con reservorios y flujos de C (Cuadro 1).

De acuerdo con el esquema de Chiapas (Covaleda, 2009) se realizó una clasificación de la información en distintos niveles en función del conjunto de datos asociado a cada trabajo encontrado o proporcionado por las organizaciones locales (Cuadro 2). Los niveles 2 y 3 son los más importantes para alcanzar los fines de estimación de emisión de GEI calibración y la eventual calibración de modelos.

En total se localizaron 691 documentos con relación a reservorios o flujos de C. Los estados con mayor número de estudios son Tabasco, Oaxaca y Tlaxcala. Con base en la clasificación anterior se consiguieron 129 trabajos de Nivel 3 (documentos y la base de datos asociada al estudio). Respecto al Nivel 2 se tienen 169 trabajos de los cuales se cuenta con el documento y se está en la negociación con el autor para tener acceso a la base de datos asociada.

La generación de identificadores únicos para parcelas permite acceder a la información completa, sistematizada y estructurada, así como relacionarla con las características metodológicas con que fueron tomadas.

Cuadro 1. Reservorios y flujos de carbono

Reservorios de carbono	
Biomasa aérea	Árboles, repoblado, arbustos, plántulas y herbáceas
Materia muerta	Combustibles, tocones y árboles muertos en pie
Mantillo	Hojarasca y mantillo
Biomasa subterránea	Raíces finas y gruesas
Suelo	
Flujos de carbono	
Respiración del ecosistema	
Respiración edáfica	
Producción de hojarasca	
Velocidad de descomposición del mantillo	

Cuadro 2. Clasificación de los documentos de interés para el proyecto

Nivel	Escala	Localización	Reservorio o flujo de C	Base de datos asociada
3	Local	Información georeferenciada	Inventarios de vegetación y/o muestreo de otros almacenes de carbono flujos	Disponible en calidad de confidencial
2	Local	Información georeferenciada	Resultados resumidos sumatorias o promedios	En gestión de obtención
1	Región	Ubicación general en la entidad	Información general de importancia para el proyecto	No
0	Región- Estado	Ubicación general en la entidad	Estudios de otros componentes del Ciclo del C, enfoque social o gobernanza	No

En términos generales, se encontró una tendencia a medir un solo reservorio de C lo que dificulta tener una visión del conjunto del ecosistema y comprender las transferencias que se producen entre reservorios. El reservorio de C más estudiado fue el Suelo, seguido de la Biomasa sobre el suelo.

Respecto a los estudios del reservorio de C en suelo se encontraron datos históricos como materia orgánica en suelo y C total en perfiles que tenían como fin describir el medio físico de una región.

En los últimos cinco años se observa un sesgo hacia la medición de C en biomasa aérea. En este último caso, el estrato arbóreo es el de mayor representación (Figura 1). De hecho, a partir de la búsqueda de información que se realizó, se observó una tendencia histórica en la que los trabajos más antiguos van dirigidos a estimar el volumen maderable de las masas forestales. Posteriormente se comenzaron a realizar trabajos relativos a la estructura de los bosques y con el propósito de establecer estrategias de manejo como cortas. Los trabajos más recientes están direccionados a estimar el contenido de C almacenado en la biomasa.

Los reservorios de materia muerta sobre el suelo y biomasa bajo el suelo son los que tienen menor cantidad de estudios. Para el reservorio de materia muerta sobre el suelo, se tuvo que indagar ampliamente pues algunos autores al momento de levantar el inventario no separaron árboles vivos de árboles muertos. Así mismo difícilmente se cuenta con la determinación de las especies de árboles muertos. En este caso resultaron de utilidad los estudios relacionados con incendios forestales.

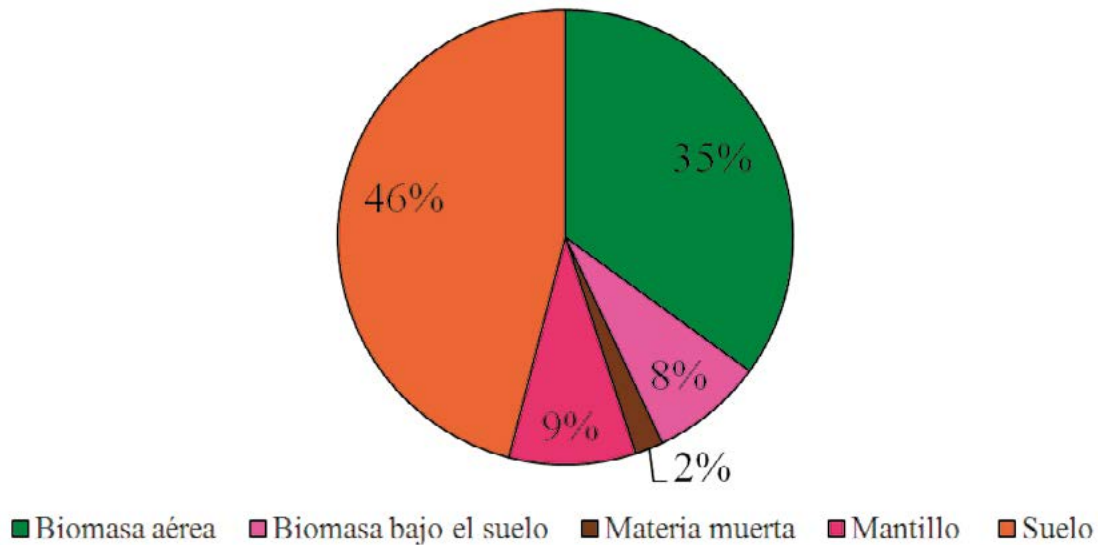


Figura 1. Documentos del Nivel 3 por reservorio de carbono

Una vez clasificada la información, al contactar con los autores de los trabajos de interés el problema surge por el hecho de que muchas personas e instituciones son muy celosas de su información y no la proporcionan fácilmente, sobre todo si se trata de proyectos aun en desarrollo. Por ello es de vital importancia contar con convenios de confidencialidad por escrito donde se especifique el uso que se va a hacer de la información y donde se aseguren los derechos de autoría de la información. Hasta el momento se tienen 1,359 bases de datos asociadas por reservorio de C en estatus de completa confidencialidad. Los estados cuyos autores proporcionaron más bases de datos son Tabasco, Tlaxcala y Nayarit.

Con base en la experiencia obtenida con la realización de este proyecto, consideramos que hay varios aspectos que serán clave para el éxito de futuros esfuerzos de compilación e integración de datos orientados al soporte de inventarios de emisiones de GEI. Por ejemplo, dado el desconocimiento que se tiene en general sobre el tema de reservorios y flujos de C, será conveniente proporcionar una capacitación en el tema a los participantes estatales, para lograr una búsqueda eficaz de la información en diferentes tipos de fuentes, así como la búsqueda en secretarías estatales, dependencias gubernamentales y organizaciones de la sociedad civil.

Otro aspecto relevante a considerar tiene que ver con la organización de la información compilada. Debido a que la información obtenida suele ser muy heterogénea, se recomienda hacer una primera clasificación en función del conjunto de datos asociado a cada trabajo encontrado o proporcionado por las organizaciones locales.

La estandarización de la información asociada a las bases de datos brutas es un proceso muy lento y detallista, por ejemplo en muchos trabajos las especies se identifican únicamente por nombres comunes y la búsqueda de los nombres científicos correspondientes puede ser problemática.



Conclusiones

La mayoría de los estudios encontrados se centraron en la medición de la parte más estática del ciclo del C y muy pocos fueron los estudios sobre los flujos de C en los ecosistemas terrestres.

Fueron muy pocos los estudios encontrados que reportan una estimación del nivel de certidumbre asociado a sus datos.

Se detecta la necesidad de llevar a cabo un proceso de estandarización de las metodologías empleadas para la medición de los distintos reservorios y flujos de C, a fin de empezar a generar datos que sean directamente comparables.

Por último, consideramos que en el futuro deberán impulsarse proyectos enfocados a la medición tanto de los reservorios como de los flujos, con el fin de comprender de forma integrada la dinámica del C en los ecosistemas terrestres, identificar aquellos sistemas que son sumideros netos de C y aquellos que son fuentes; y eventualmente, modelar cómo cambia la relación de los reservorios y los flujos de C terrestres ante procesos de perturbación natural y/o antrópica (*i.e.* REDD+), dado diferentes grados de certidumbre en los insumos.

Referencias bibliográficas

Covalada, S. 2009. Reporte de actividades del proyecto de investigación: construcción de una base de datos y conocimiento asociada a la implementación de REDD+ en Chiapas. Estancia Postdoctoral. Colegio de Postgraduados. 37 p. + Anexos

4.13

Elementos para el Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero estandarizados a nivel nacional para los Programas Estatales de Acción ante el Cambio Climático y Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación de los bosques – Fase 2

Cuevas Corona Rosa Minerva¹ y Paz Pellat Fernando¹

¹Grupo de Gestión de Riesgos y Recursos Naturales Asistida por Sensores Remotos, Colegio de Posgraduados. Km 36.5 carretera México-Texcoco. Montecillo, Edo. de México. C.P. 56230. Autor de correspondencia: rosochkaa@gmail.com

Resumen

En el 2008 y 2009 el Programa Mexicano de Carbono (PMC) inicio un proyecto piloto en el estado de Chiapas para generar una base de datos de mediciones asociadas a almacenes de carbono en ecosistemas terrestres con aportación de investigadores, estudiantes, OSCs, gobierno y productores, pudiendo así realizar una estimación del inventario de carbono en ese estado. De esta experiencia, con el apoyo del Instituto Nacional de Ecología (INE), se amplió este inventario a 11 estados de la república y en este 2011 se ha contemplado su expansión para todos los estados de México (*i.e.*, un inventario nacional) para así consolidar las estrategias de desarrollo de los Programas Estatales de Acción ante el Cambio Climático (PEACC) y escenarios de referencia para Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación de los Bosques (REDD). La finalidad en la elaboración de estos inventarios se centra en comprender de forma integrada la dinámica del carbono en los ecosistemas terrestres, identificar aquellos sistemas que son sumideros netos de carbono y aquellos que son fuentes; y eventualmente, modelar cómo cambia la relación de los reservorios y los flujos de carbono terrestres ante procesos de perturbación natural y/o antrópica (*i.e.*, REDD), dado diferentes grados de certidumbre en los insumos. Se muestran los avances realizados hasta la fecha en todos los estados de México.

Palabras clave: INEGI, PEACC, PMC, REDD.

Introducción

El Programa Mexicano del Carbono (PMC), principalmente a través del Colegio de Postgraduados (COLPOS) y El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), están desarrollando aproximaciones de inventarios de gases de invernadero del sector Agricultura, Forestería y Otros Usos del Suelo (AFOLU, por sus siglas en inglés), líneas base y diversos esquemas de modelación para establecer las bases de los programas de cambio climático estatales. El piloto del Estado de Chiapas fue desarrollado por el COLPOS-ECOSUR-PMC como un

primer ejercicio metodológico a nivel estatal para analizar la factibilidad de desarrollar bases de datos estatales para los Inventarios Estatales de GEI. La experiencia obtenida fundamenta la propuesta de extenderla a otros estados del país, para consolidar la estrategia de desarrollo de los PEACC y escenarios de referencia para REDD.

En la categoría Uso de Suelo, Cambio de Uso de Suelo y Silvicultura (USCUSyS) se estiman las emisiones de CO₂ generadas por prácticas de manejo de la vegetación, y las emisiones de gases diferentes a CO₂ generadas por incendios forestales. El sector AFOLU es un caso particular a nivel nacional (de Jong *et al.*, 2006) a diferencia de los otros sectores que conforman el inventario, por presentar problemas en dos órdenes importantes: 1) las metodologías propuestas por el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) no son de todo apropiadas en varios aspectos (*i.e.*, las clases de vegetación utilizadas a nivel nacional *vs* las propuestas en la Guía de Buenas Prácticas del IPCC; y, 2) en el país no existen estadísticas forestales y de otros usos, colectadas en forma regular y sistemática, utilizando metodologías consistentes a lo largo del tiempo y manteniendo series históricas.

Estas deficiencias han conducido a carencias importantes en los datos de actividad forestal que se requieren para elaborar el inventario de gases de efecto invernadero (GEI), específicamente en cuanto a la estimación de flujos de GEI en forma dinámica. Cabe señalar que el inventario nacional forestal y de suelos iniciado en 2004 por la CONAFOR, tiene como objetivo establecer una red de parcelas de monitoreo continuo que proporcione la información de cambios en el tiempo en los reservorios de carbono de los ecosistemas forestales, por lo que se espera que en el siguiente Inventario Nacional de GEI se tenga una menor incertidumbre en esta sección (de Jong *et al.*, 2009).

El objetivo de este proyecto es desarrollar una base de datos a nivel nacional con los elementos, información y conocimiento para reducir las incertidumbres asociadas a los inventarios de GEI para su uso en los PEACC y escenarios de referencia para REDD.

Materiales y métodos

Para cumplir con el objetivo planteado la metodología que se sigue consta de siete partes:

- Definición del año base de acuerdo con los demás sectores del INEGEI.
- Coordinación estrecha con el grupo de inventarios de cada uno de los estados, para el desarrollo de la base de datos requerida para estimación de las emisiones de GEI en el sector AFOLU.
- Revisión exhaustiva de la literatura histórica a nivel nacional con relación a elementos de utilidad para los INEGEI en el sector AFOLU, en cada una de sus categorías de emisiones. Para realizar esta búsqueda se identificaron fuentes de información locales en cada entidad involucrada en el proyecto (*i.e.* instituciones académicas, universidades y tecnológicos, instituciones de investigación, órganos de gobierno estatal como comisiones forestales estatales, organizaciones de la sociedad civil y prestadores de servicios técnicos forestales). Así mismo se elaboró

una lista de los almacenes de carbono y las variables de interés para el proyecto (ver Figura 1 y Cuadro 1).

- Documentación y definición de estándares de las bases de datos de parcelas experimentales.
- Desarrollo de bases de datos de la información de muestreos asociados a los elementos del inventario de GEI en niveles jerárquicos (*i.e.*, datos individuales en parcelas, datos agregados por parcela y análisis por zonas)
- Documentación de la base de datos de los elementos para el inventario de GEI.
- Documentación de la base de información y conocimiento estatal.

Resultados y discusión

Avances preliminares

De acuerdo al esquema planteado por Covalada (2009) y Paz *et al.* (2010) se realizó la clasificación de la información existente en relación a los cinco almacenes de carbono (Figura 1 y Cuadro 1).

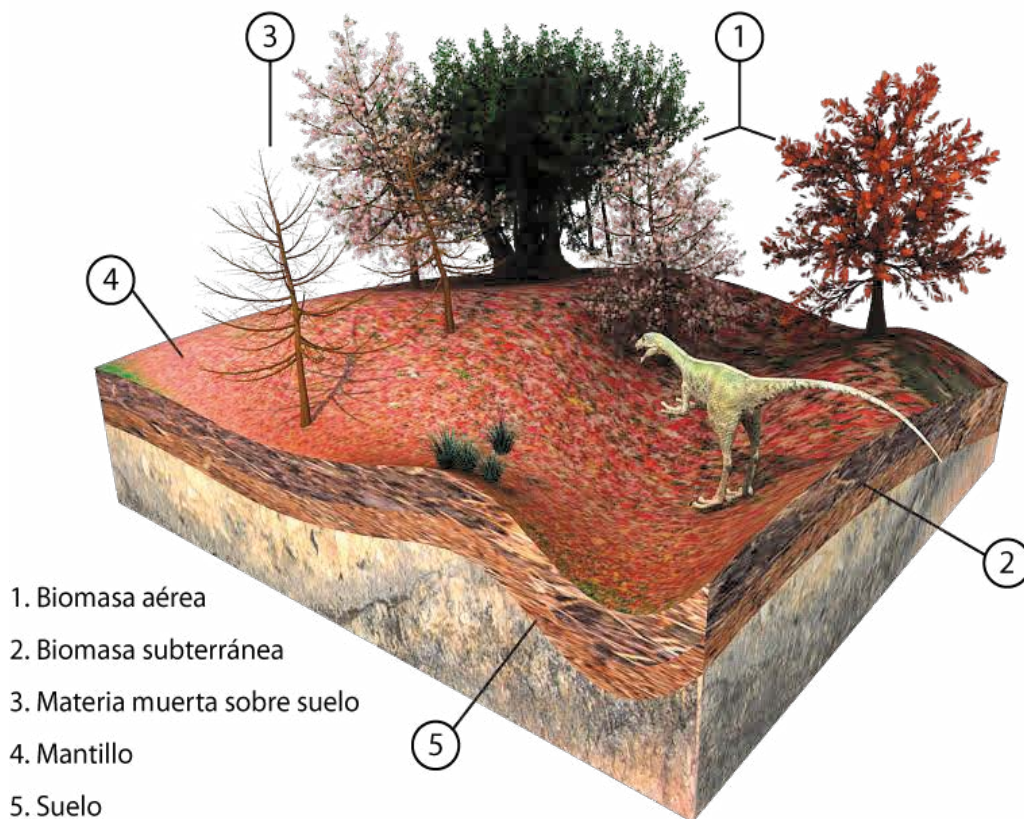


Figura 1. Modelo conceptual de los 5 almacenes de carbono considerados en el proyecto y propuestos por el IPCC

Cuadro 1. Variables a localizar en la revisión exhaustiva

Almacén	Variable de interés para el proyecto
Biomasa aérea	DAP (diámetro a la altura del pecho), DN (diámetro normalizado) altura, área basal, especies, volumen comercial, volumen maderable perímetro, altura del dosel, biomasa arbórea y medición de carbono.
Biomasa subterránea	Raíces gruesas (o estructurales) mayores a 5 cm, raíces finas menores a 5mm y determinación de carbono.
Materia muerta	Árboles muertos y tocones (diámetro, altura y determinación carbono). Ramas y ramillas sobre el suelo (longitud, diámetro, peso y estado de descomposición).
Mantillo	Hojarasca (número de trampas, superficie trampa, periodo de muestreo, peso seco, producción de hojarasca y determinación carbono). Mantillo (peso seco, profundidad en cm, estado de descomposición, determinación de carbono y velocidad de descomposición).
Suelo	Utensilio de muestreo, tipo de muestra, profundidad de muestreo, textura determinación carbono, densidad aparente, respiración del suelo, y materia orgánica del suelo.

Para esta segunda fase del proyecto se cuenta con los siguientes avances:

- La revisión exhaustiva realizada hasta el momento nos arrojó 836 documentos los cuales están integrados por artículos científicos, tesis, reportes, informes, resúmenes de congresos, bases de datos, entre otros; éstos asociados a algún almacén de carbono donde el estado de Oaxaca fue el mayor representado con 95 documentos en contraste con Zacatecas que no poseyó ninguno (Figura 2).

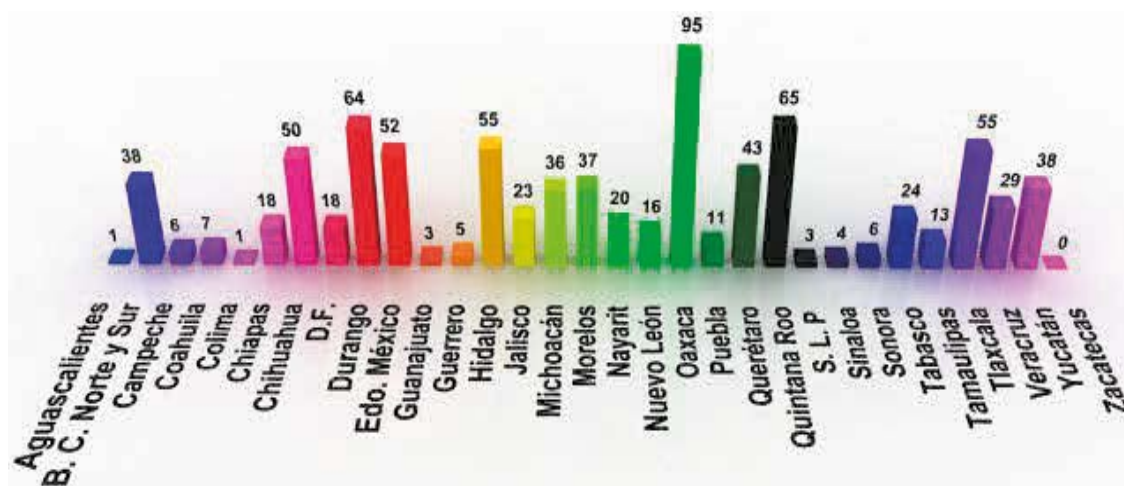


Figura 2. Información existente a nivel nacional (836 documentos)

- Como se observa en la Figura 3, el mayor porcentaje de información encontrada corresponde al estado de Oaxaca con el 11%, los estados que le preceden son Durango y Quintana Roo con el 8%; Hidalgo y Tlaxcala con el 7 %; Estado de México y Chihuahua con el 6%; Querétaro, Baja California Norte y Sur y Yucatán con el 5%; Morelos y Michoacán con el 4%; Jalisco y Tabasco con el 3% y por último, Chiapas y el Distrito Federal con el 2%. Cabe mencionar que los estados antes aludidos representan el 89% de la información existente con 740 documentos, el resto de los estados abarca el 11% únicamente con 96 documentos.
- Para tener una representación más clara de los 5 almacenes de carbono se seleccionaron seis estados (*i.e.*, Chiapas, Estado de México, Veracruz, D.F., Jalisco y Michoacán) que no hubiesen estado considerados en el informe correspondiente a la Fase 1 (Paz *et al.*, 2010). La Figura 4 nos muestra entonces que los almacenes relativos al suelo y a la biomasa aérea (81 y 71 documentos, respectivamente) son los que poseen mayor interés en la temática de carbono para los seis estados.

En contraste, el almacén de materia muerta sólo está considerado en dos estados (Chiapas y Jalisco). A pesar de que el aspecto socioeconómico no está considerado como tal, vemos que está representado en mayor medida en comparación con los 3 almacenes restantes. Por último, la Figura 5 esquematiza la proporción en porcentaje de estos 5 almacenes, observamos que el suelo es el predominante con 43% y la biomasa aérea con el 38%.

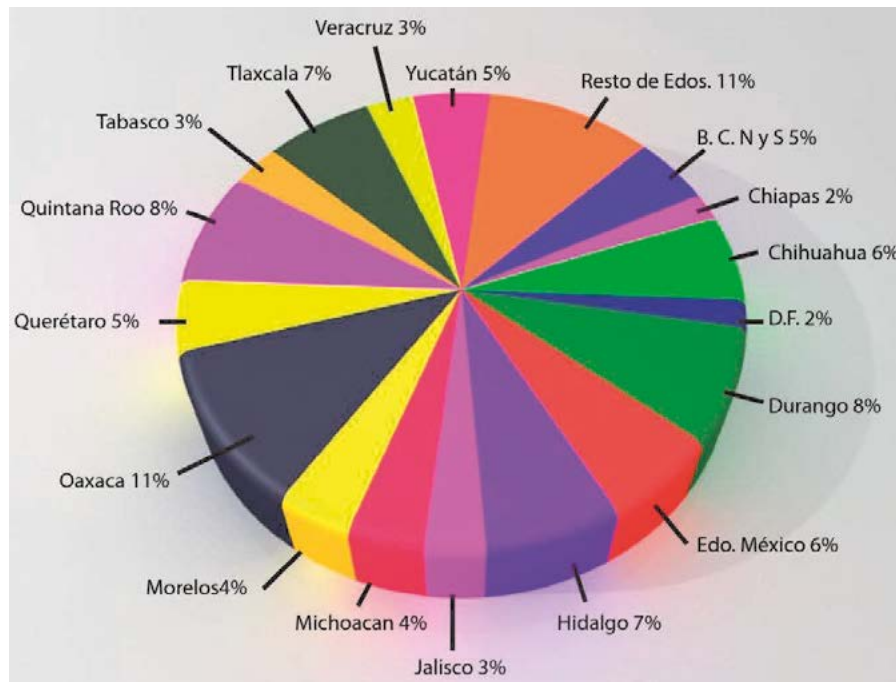


Figura 3. Porcentajes asociados a la información existente por estados

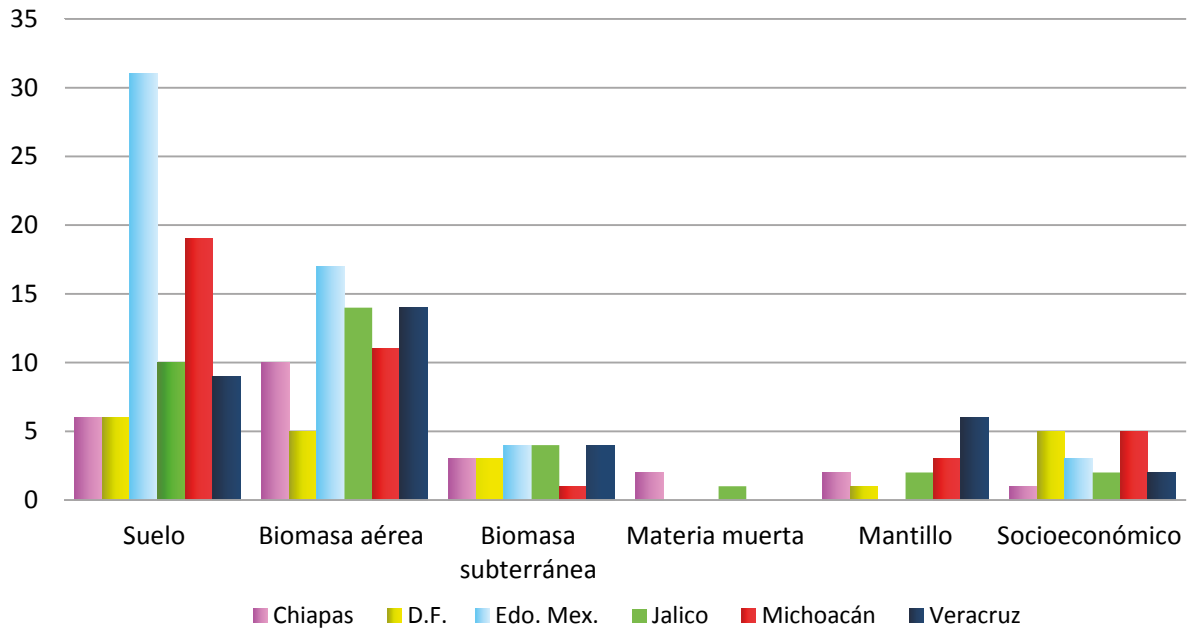


Figura 4. Información existente de algunos estados asociada a los diferentes almacenes de carbono y a aspectos socioeconómicos

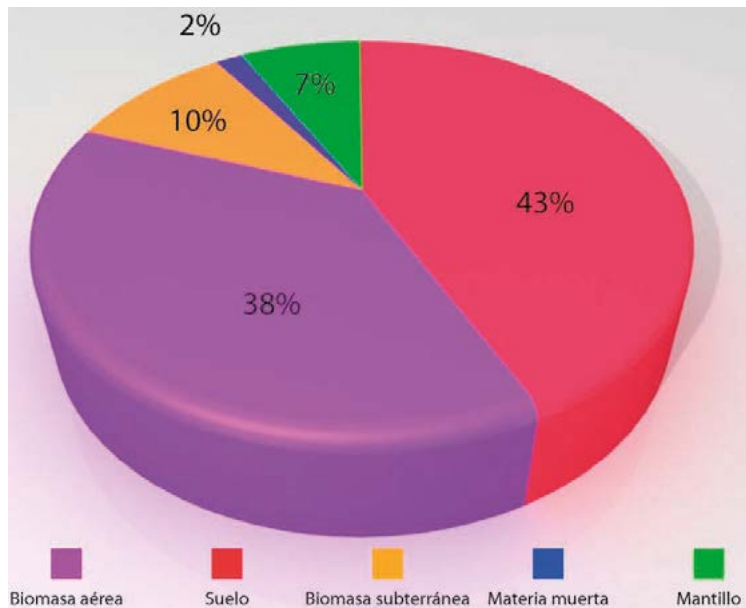


Figura 5. Almacenes de carbono (Esta proporción se realizó en base a los estados de la figura 4)

Tomando en cuenta que son resultados preliminares no podemos aseverar dichas tendencias aunque la representatividad sea muy obvia, lo que si podemos demostrar es que

nuestros resultados son congruentes con los datos reportados en el informe final de la fase I; es decir, la tendencia a medir los almacenes asociados al suelo y a la biomasa aérea y una menor atención al tema de materia muerta, mantillo y biomasa subterránea, de hecho los porcentajes asociados a los distintos almacenes son muy similares (*i.e.*, biomasa aérea 35% - 38%, biomasa subterránea 8% - 10%, materia muerta 2% - 2%, mantillo 9% - 7% y suelo 46% - 43%) a los reportados en la fase I.

La tendencia a medir ciertos almacenes, en este caso el suelo, cobra sentido cuando tomamos en cuenta que a nivel global el carbono orgánico del suelo (COS) en ecosistemas terrestres es superior (1,500 Pg C en 1m de profundidad y 2,500 Pg C en 2 m; 1 Pg = 10^{15} g = 1 Gt) al carbono en la vegetación (650 Pg C) y al atmosférico (750 Pg C); por esta razón, el carbono edáfico es uno de los principales compartimentos terrestres (Luo y Zhuo 2006). Otra razón de suma importancia se debe a que los suelos de los bosques concentran ~70% del carbono orgánico edáfico (Six *et al.*, 2002) y que aproximadamente el 89% del potencial de mitigación del sector agropecuario puede lograrse a través del secuestro de carbono en los suelos.

La importancia asociada a medir la biomasa aérea se centra en que el carbono almacenado en los ecosistemas forestales representa una parte importante del inventario mundial; es decir, se estima que la biomasa presente en los bosques constituye aproximadamente del 82 al 86% de todo el carbono en la vegetación (Six *et al.*, 2002).

A pesar del incipiente interés en el estudio del resto de los almacenes cabe destacar la relevancia asociada al mantillo y a la materia muerta ya que en términos globales representan ~140 Pg C (Matthews, 1997) en los ecosistemas terrestres.

Conclusiones

- Se espera encontrar un patrón similar al reportado en la fase I y a los resultados preliminares de la fase II: mayor información relacionada a los almacenes del suelo y de la biomasa aérea.
- Será necesario darle mayor énfasis a proyectos asociados a la medición de todos los almacenes de carbono tanto en la parte estática (*i.e.* biomasa aérea, biomasa subterránea, materia muerta, mantillo y suelo), como en la parte dinámica (*i.e.* respiración del ecosistema y edáfica, descomposición del mantillo y producción de hojarasca), si pretendemos comprender la dinámica del carbono, identificar sumideros y flujos y modelar patrones para generar predicciones.
- El desarrollo de bases estatales y nacionales para el Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero (INEGEI), en conjunto con los esfuerzos en marcha, permitirá reducir sustancialmente las incertidumbres asociadas al sector AFOLU. La integración de la escala estatal, en forma coherente, con la nacional permitirá contar con planes nacionales y estatales acoplados y armoniosos.



Referencias bibliográficas

- Covaleda, S. 2009. Reporte de actividades del proyecto de investigación: construcción de una base de datos y conocimiento asociada a la implementación de REDD+ en Chiapas. Estancia Postdoctoral. Colegio de Postgraduados. 37 p. + anexos
- de Jong, B., O. Maser, J. Etchevers, R. Martínez, F. Paz, M. Olguín, C. Anaya, C. Balbontín, M. Motolinia, y G. Guerrero. 2006. Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero 1993 a 2002. Uso del Suelo, Cambio de Uso de Suelo y Bosques. Reporte elaborado para el Instituto Nacional de Ecología. 78 p.
- de Jong, B., M. Olguín, F. Rojas, V. Maldonado, F. Paz, J. Etchevers, C. Cruz, y J. Argumedo. 2009. Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero 1990 a 2006. Actualización del Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero 1990-2006 en la Categoría de Agricultura, Silvicultura y otros usos de la tierra. Instituto Nacional de Ecología. 122 p.
- Luo, Y., and X. Zhou. 2006. Soil Respiration and the Environment. Elsevier, Academic Press. 316 p.
- Matthews, E. 1997. Global litter production, pools, and turnover times: estimates from measurement data and region models. *Journal of Geophysical Research* 102 (D15): 771-818.
- Paz, F., F. Rojas, M. Olguín, S. Covaleda, y M. I. Marín. 2010. Elementos para el INEGI estandarizados a nivel estatal para los PEACC y REDD. Reporte preparado para el INE.
- Six, J., S. Callewaert, S. Lenders, S. De Gryze, E. Morris, E. Gregorich, and K. Paustian. 2002. Measuring and understanding carbon storage in afforested soils by physical fractionation. *Soil Science Society of America Journal* 66 (6): 1981-1987.

4.14

Oportunidades económicas, ecológicas, sociales y de mitigación del aprovechamiento de insectos plaga para el consumo humano

Cerritos René¹ y Rojas-García Fabiola²

¹ Laboratorio de Inmunología, Departamento de Medicina Experimental, Facultad de Medicina, UNAM.
Dr. Balmis 148 Col. Doctores, Del. Cuáhtemoc, México D.F. C.P. 06720.

Autor para correspondencia: renecerritos@gmail.com

² Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Conservación y Mejoramiento de Ecosistemas Forestales-INIFAP.
Av. Progreso No. 5. Barrio de Santa Catarina Delegación Coyoacán. México D.F. C.P. 04010.

Resumen

Una gran cantidad de especies de insectos considerados como plagas se explotan para consumo humano en África y América Latina. En México el chapulín *Sphenarium purpurascens* produce cientos de toneladas por año, esta práctica se lleva a cabo sin considerar los impactos ecológico, económico y social. En este trabajo se propone una metodología sistemática para la explotación de manera sostenible de esta especie, que permite evaluar el impacto ecológico, social y económico de esta práctica en las poblaciones humanas. Se determinaron tres componentes: la distribución actual y potencial utilizando un SIG; la biomasa potencial a través de modelos matriciales demográficos y las comparaciones en emisiones de Carbono (C) entre la biomasa animal obtenida de ganado convencional con respecto a la de insectos. La distribución actual y potencial de *S. purpurascens* fue de 1'000,000 ha y 12'376,785 ha, respectivamente. La cantidad estimada de chapulines fue mayor a 50,000 Mg año⁻¹ a partir de la que se pueden generar 27,000 MDD. El valor nutricional se estimó a partir de la biomasa total potencial que se traduce en 10,000 Mg de proteína que puede transformarse en miles de raciones por individuo. Las emisiones de C en una hectárea por el ganado convencional es diez veces mayor que la de un ortóptero. En este sentido la producción de una tonelada de ganado convencional demanda una mayor superficie vegetal y genera una gran cantidad de emisiones de C. Esta investigación presenta una nueva estrategia para el control de plagas de insectos. Se propone el fomento del consumo en gran escala de insectos comestibles que son plaga. El beneficio de estas nuevas prácticas son enormes al minimizar las áreas destinadas a la ganadería y reducir las emisiones de fuentes de C a causa de estas prácticas.

Palabras clave: chapulín, plaga, *Sphenarium purpurascens*, emisiones de C

Introducción

El consumo de insectos es una práctica frecuente para algunas culturas del mundo, mayormente en el hemisferio sur (Bodenheimer, 1951). Estudios recientes calculan un total

de 1,000 especies que se consumen en el mundo (De Foliart, 1995; Morris, 2008). Una gran cantidad de especies de insectos considerados como plagas se explotan para consumo humano en África y América Latina (Cerritos, 2009). Muchos estudios han confirmado el alto contenido de proteínas de estas especies y su alta calidad nutricional, tanto porque contienen suficientes cantidades de todos los aminoácidos, y tienen un alto grado de digestibilidad.

Por esta razón, los insectos y saltamontes, en particular, podrían ser una fuente potencial de alimentos para las poblaciones humanas (Cerritos, 2011). En todo el mundo, hay más de 350 especies de saltamontes, que periódicamente invaden los agrosistemas. Algunas especies son endémicas pero también las hay de distribución mundial. La diferencia entre las plagas nativas y especies introducidas es de gran interés ecológico, porque podría permitir la aplicación de distintos planes de manejo.

Las plagas nativas surgen cuando el cambio en el uso del suelo de su entorno natural provoca un aumento en su tamaño de la población debido a la disponibilidad de grandes cantidades de recursos (Speight *et al.*, 1999).

Las plagas de insectos pueden ser explotados para que sus poblaciones puedan ser reguladas y, por otra parte, constituyen un recurso útil para las poblaciones humanas. En México el chapulín *Sphenarium purpurascens* Charpentier produce cientos de toneladas por año, esta práctica se lleva a cabo sin considerar los impactos ecológico, económico y social.

En este trabajo se propone una metodología sistemática para la explotación de manera sostenible de esta especie, que permite evaluar el impacto ecológico, social y económico de esta práctica en las poblaciones humanas.

Materiales y métodos

Para poder conocer las oportunidades de explotación de la especie estudio debe conocerse la forma de crecimiento de la población y la biogeografía de los insectos. Inicialmente se determinó la distribución actual de la especie, la comprobación de campo en cada uno de los estados de la República Mexicana donde se tiene registro la plaga. Se tomaron 50 distintos puntos en donde además de obtener el dato de presencia y abundancia de la especie se incluyeron los datos de clima, temperatura, humedad, altitud, coordenadas geográficas, tipo de uso de suelo. Todos estos datos se corroboraron y se complementaron con los existentes en el banco de datos de cada una de las secretarías de sanidad vegetal de los estados donde existe infestación.

A partir de los 50 puntos se generó el mapa de la distribución potencial usando el programa Maxent. Se incluyeron cuatro distintos mapas temáticos para el desarrollo del mapa: clima, altitud, vegetación y tipo de uso de suelo. El tamaño de cada pixel de información fue de 500 m, de esta manera, la matriz constó de 3,808 columnas y 2,181 filas para cubrir la República. Para definir la distribución potencial de la especie se tomó un valor de confianza mayor al 80% (ver Figura 1).

Una vez generado el mapa potencial y obtenido la distribución en hectáreas de la especie se desarrolló un modelo demográfico para simular la extracción parcial de la población de *S. purpurascens*. El modelo, basado en matrices de elasticidad de Leslie varía el número de individuos de una generación a otra la cual simula la extracción.

Uno de los impactos ecológicos del consumo de especies plaga es la reducción de emisiones antropogénicas, al compararse con las generadas por la cría de ganado vacuno. Por lo anterior se realizó una estimación de las emisiones de dos de los principales gases de efecto invernadero por el consumo de biomasa vegetal, generados por el ganado vacuno de carne (*Bos taurus* L.) y por chapulines de (*S. purpurascens*) en una hectárea.

Para ello se consideraron vacas con un peso vivo de 651 ± 53 Kg, con dos tipos de alimento. Por un lado el pastoreo simulado (forraje) en una pradera mixta de alfalfa (*Medicago sativa* L.) y pasto ovido (*Dactylis glomerata* L.), y por otro lado maíz fresco picado (*Zea mays* L.), debido a que la carga animal es distinta de acuerdo con el tipo de alimento (Ramírez-Mella, 2008). Para estimar la biomasa animal producida se considero el 30% del peso vivo.

Para los cálculos de los chapulines se considero una densidad poblacional de 22 individuos/m² (Cano-Santana, 1994), y un consumo promedio de biomasa de pastos expresada en materia seca fue de 39 mg día⁻¹ chapulín⁻¹ (Gurrola *et al.*, 2009).

Se estimaron las emisiones de dióxido de carbono equivalente, considerando el carbono contenido en la materia seca del alimento y la carga animal que soporta una hectárea. Para calcular las emisiones de metano se utilizaron factores estimados por González- Ávalos y Ruiz-Suárez (2007), resultado de la fermentación entérica y la fermentación anaeróbica de las excretas del ganado bovino basadas en la distribución climática. Este cálculo no se estimó para los chapulines ya que faltan estudios en los que se determiné si en su cuerpo contienen bacterias metanógenas.

Resultados y discusión

La distribución actual y potencial de *S. purpurascens* fue de 1,000000 ha y 1,2376785 ha, respectivamente (Figura 1).

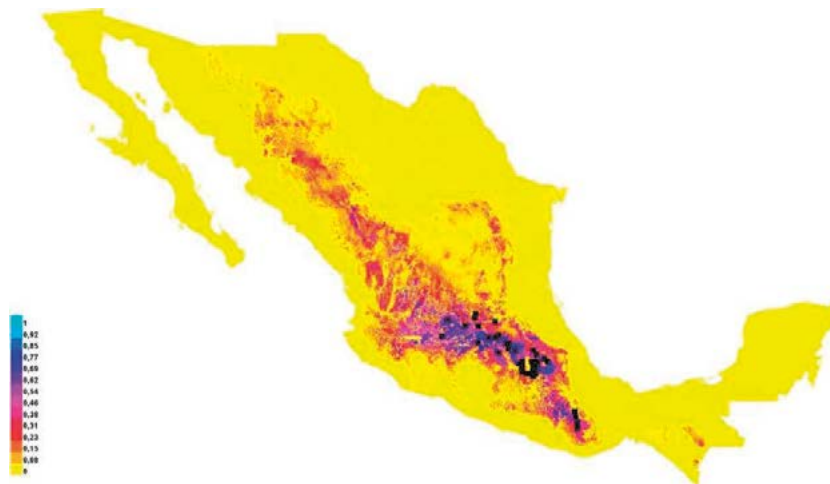


Figura 1. Distribución actual y potencial de saltamontes. En los cuadros negros se presentan las áreas donde se ha colectado *Sphenarium purpurascens*. Los tonos más cercanos a azul y morado señalan las mayores probabilidades de encontrar a la especie estudio en esos sitios.

La cantidad estimada de chapulines fue mayor a 50,000 Mg año⁻¹ a partir de la que se pueden generar 27,000 MDD. El valor nutricional se estimó a partir de la biomasa total potencial que se traduce en 10,000 Mg de proteína que puede transformarse en miles de raciones por individuo.

Las emisiones de C en una hectárea por el ganado convencional son diez veces mayor que la de un ortóptero. En este sentido la producción de una tonelada de ganado convencional demanda una mayor superficie vegetal y genera una gran cantidad de emisiones de C (Cuadro 1).

En una gran cantidad de estudios se ha propuesto a los insectos y en particular al grupo de los Ortópteros como una fuente alternativa de obtención de proteínas, sobre todo en países donde el ganado convencional es muy escaso. En México por ejemplo se ha reportado que la mayor parte de la población sufre de un déficit proteínico-calórico, el cual podría ser resuelto con proteínas de insectos. Por otro lado, uno de los principales problemas en la aceptación de los insectos comestibles en la dieta humana es el condicionamiento aversivo que se le tiene al grupo.

Actualmente en un solo poblado se producen varios cientos de toneladas anuales de este insecto en campos de alfalfa y maíz principalmente donde es considerado como plaga. Las ganancias económicas por esta actividad son en promedio de 5,000 dólares por familia por año, sin contar el ahorro que se tiene al evitar comprar insecticidas e invertir en control biológico.

Cuadro 1. Emisiones de carbono y metano en una hectárea de pastoreo

Animal	Alimento	Carga animal	Biomasa vegetal consumida	Biomasa animal producida	Contenido de carbono en la biomasa consumida	Emisión de carbono	Emisión de metano
		ha ⁻¹	Mg ha ⁻¹ año ⁻¹	Mg ha ⁻¹ año ⁻¹	Mg ⁻¹ año ⁻¹	Mg CO ₂ eq ha ⁻¹ año ⁻¹	kg CH ₄ ha ⁻¹ año ⁻¹
Chapulín	Pastizal	22000 0 £	3,131¥	0,015£	2,833	10.398	n.d.
Vaca	Pastizal	3.8∞	16,910∞	0,681	15,304	56.164	4,060ж
	Maíz	6.2∞	29,388∞	1,112	25,950	95.235	10,600 ж

Fuente: las estimaciones son propias, pero están basadas en £ Cano-Santana (1994); ¥ Gurrola-Reyes (2009); ∞ Ramírez-Mella (2008); ж González-Ávalos y Ruiz-Suárez (2007)

Desde un punto de vista ecológico los beneficios se pueden ver reflejados en que al no usar insecticidas se evita la pérdida de diversidad de especies no-blanco que son benéficos, como polinizadores, depredadores o competidores de la especie plaga. Fuera del agrosistema evita la contaminación del suelo, y del agua principalmente. Aunque esta práctica no constituye un método diseñado para el control de plagas, ha tenido buenos resultados para disminuir los tamaños poblacionales de esta especie.

Conclusiones

Esta investigación presenta una nueva estrategia para el control de plagas de insectos. Se propone el fomento del consumo en gran escala de insectos comestibles que son plaga. Los insectos que son plaga pueden ser explotados de tal manera que su población pueda ser regulada y, por otro lado, constituya un recurso útil para las poblaciones humanas. Las especies de langostas y saltamontes que son plaga invariablemente tienen grandes tamaños poblacionales, razón por la cual es muy difícil de erradicar con los métodos convencionales. Además los métodos convencionales de control acarrearán una infinidad de problemas ecológicos no solo en los sitios de aspersión sino que su efecto se puede extender temporal y espacialmente. Si los tamaños poblacionales de las especies nativas pudieran ser regulados de manera sostenida al punto donde estas no causen daño a los cultivos y al mismo tiempo usar la fracción de la población extraída, esto pudiera tener un efecto social y económico favorable. Además, el beneficio de estas nuevas prácticas son enormes al minimizar las áreas destinadas a la ganadería y reducir las emisiones de fuentes de C a causa de estas prácticas.

Referencias bibliográficas

- Bodenheimer, F. S. 1951. *Insects as Human Food*. 1st Ed. The Hague W. Junk, London. 352 p.
- Cano-Santana, Z. 1994. Flujo de energía a través de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera: Acrididae) y Productividad Primaria Neta aérea en una comunidad xerofita. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional Autónoma de México. México. 198 pp.
- Cerritos, R. 2009. *Insects as food: an ecological, social and economical approach*. CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science. Nutrition and Natural Resources 4 (27): 1-10.
- Cerritos, R. 2011. Grasshoppers in agrosystems: pest or food? CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science. Nutrition and Natural Resources 6 (17): 1-9.
- De Foliart, G. R. 1995. Edible insect as minilivestock. *Biodiversity and Conservation* 4 (3): 306-321.
- González-Ávalos, E., y L. Ruiz-Suárez. 2007. Methane conversion factors from cattle manure in Mexico. *Atmósfera* 20 (1): 83-92.
- Gurrola-Reyes N., I. Chaírez Hernández, y M. Murillo. 2009. Evaluación de pérdida de biomasa ocasionada por *Melanoplus lakinus* (Scudder) (Orthoptera: Acrididae) en pastizales de Durango, México. *Vedalia* 13 (2): 75-78.
- Morris B. 2008. Insects as food among hunter-gatherers. *Anthropology Today* 24 (1): 6-8.
- Ramírez-Mella, M. 2008. Respuesta productiva de vacas lecheras en pastoreo a la suplementación con maíz fresco picado. Tesis de Maestría Colegio de Postgraduados Montecillo Texcoco. Estado de México. 71 p.
- Speight, M., M. Hunter, and A. Watt. 1999. *Ecology of Insects, Concept and Applications*. Blackwell Science. Oxford. 350 p.

4.15

Cálculo de línea base y adicionalidad en un caso práctico para el desarrollo de un proyecto de Mecanismo de Desarrollo Limpio en Sonora, México

García-Calleja María Trinidad^{*1}, Yépez Enrico A.¹, Garatuza-Payán Jaime¹, Encinas-Yépiz David¹, Pérez-Ruíz Eli¹, García-Castelo Leonel².

¹*Departamento de Ciencias del Agua y del Medio Ambiente. Instituto Tecnológico de Sonora. 5 de Febrero 818 Sur, Ciudad Obregón Sonora, 85000 México. Autor para correspondencia: marytriny.garcia@gmail.com*

²*Maquinaria y Servicios del COSAES, S.A. de C.V. Chihuahua No. 111 sur L-8, Ciudad Obregón, Sonora, 85000 México.*

Resumen

El estado de Sonora, por su ubicación geográfica, cuenta con diversas actividades productivas que pueden ser enfocadas a proyectos de Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL); sin embargo, las metodologías de proyectos MDL de la Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático (CMNUCC) son extensas y complicadas, y en la actualidad no existe un documento o guía en donde se indique de una manera sencilla los trámites en la implementación de un proyecto para los diferentes sectores productivos de México. El objetivo de este trabajo, es mostrar los cálculos de la línea base, adicionalidad y fugas que son fundamentales para el inicio de un proyecto MDL. Así, se presenta un caso práctico de un proyecto de electrificación de una granja acuícola en donde los motores de bombas Diesel son sustituidos por motores eléctricos siguiendo los procedimientos necesarios a través de la CMNUCC para la obtención de Certificados de Reducción de Emisiones (CER o bonos de carbono).

Palabras claves: Bonos de Carbono, Reducción de Emisiones, CER.

Introducción

Uno de los retos más importantes a los que se enfrentan todos los países en el siglo XXI es el Cambio Climático (Bauer *et al.* 2005). La Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) establece en su artículo 2, que su objetivo principal es lograr la estabilización de las concentraciones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) en la atmósfera a un nivel que impida interferencias antropogénicas peligrosas en el sistema climático. El Protocolo de Kioto (PK) es un acuerdo internacional vinculado a la CMNUCC, su finalidad principal establece que: las partes incluidas en el Anexo I se asegurarán, individual o conjuntamente, de que las emisiones antropogénicas agregadas, expresadas en dióxido de carbono equivalente (CO₂e), de los GEI enumerados en el Anexo A, no excedan de las cantidades atribuidas a ellas y que estas calculadas en función de los

compromisos cuantificados de limitación y reducción de las emisiones consignados para ellas en el Anexo B y de conformidad con lo dispuesto en el presente artículo, con miras a reducir el total de sus emisiones de estos gases a un nivel inferior en no menos de 5% al de 1990, en el período de compromiso comprendido entre el año 2008 y el 2012” (CMNUCC, 1998). El Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) es uno de los tres mecanismos del PK y tiene dos objetivos principales, asistir a los países desarrollados o Anexo I en el cumplimiento de sus metas de reducción de emisiones y apoyar a los países no Anexo I a lograr un desarrollo sostenible (Bauer *et al.*, 2005). Con este documento se pretende facilitar el proceso de la realización de un proyecto de MDL ante la CMNUCC para incentivar a la población a incrementar el número de proyectos. Las metodologías de proyectos MDL de la CMNUCC son extensas y complicadas, y en la actualidad no existe un documento o guía en donde se indique de una manera sencilla para la población en general los trámites en la implementación de un proyecto MDL para los diferentes sectores del estado de Sonora. El objetivo del este trabajo es mostrar los cálculos de la línea base, adicionalidad y fugas que son fundamentales para el inicio de un proyecto MDL. Así se presenta un caso práctico de un proyecto de electrificación de una granja acuícola en donde los motores de bombas Diesel son sustituidos por motores eléctricos siguiendo los procedimientos necesarios a través de la CMNUCC para la obtención de CER (Certificados de Reducción de Emisiones); o bonos de carbono. En la República Mexicana hay 142 proyectos MDL registrados en la página de la CMNUCC de los cuales 18 están localizados en Sonora y corresponden a los sectores de emisiones fugitivas de combustibles (sólidos, petróleo y gas natural), manejo de residuos y desechos y agricultura (sectores 10,13 y 15, de acuerdo a la CMNUCC). Todos ellos son de captura de metano de granjas porcícolas. Esto nos deja abierta la posibilidad de explorar nuevos sectores los cuales no han sido explotados con proyectos de este tipo. Coincidiendo con Sebastian *et al.* (2010), es un buen momento para que la CMNUCC reinvente la cultura del MDL, siendo más flexible en brindar soporte y capacitación.

Desarrollo de un MDL

La línea base de referencia de un proyecto MDL, es el escenario que presentan las emisiones por las fuentes antropogénicas y que se producirían en ausencia del proyecto propuesto (UNFCCC, 2005). Es decir, contesta a la pregunta ¿cuántas tCO₂ se emiten a la atmósfera actualmente sin un proyecto de MDL? La Adicionalidad, establece que las absorciones o la reducción de emisiones de un proyecto nuevo deben de ser mayores a las que hubiesen ocurrido si no existiera dicho proyecto. Demostrar la adicionalidad es un requisito indispensable para proyectos de MDL (Bauer, *et al.* 2005). La adicionalidad contesta, entonces, la pregunta ¿cuántas tCO₂ se emiten ahora con el proyecto MDL menos la línea base? Las fugas se refieren al intercambio neto de emisiones antropogénicas por fuentes de GEI que ocurren fuera de las fronteras del proyecto, pero que son medibles y atribuibles a la actividad del proyecto (UNFCCC, 2005). El uso de combustibles fósiles fuera del proyecto como consecuencia del mismo es considerada una fuga (CATIE, 2008). Usualmente, se considera el uso del combustible debido a los desplazamientos y transportes de insumos desde y hacia el proyecto.



La Figura 1 muestra el proceso del MDL, donde primeramente la elaboración de la Nota Idea del Proyecto (PIN, por sus siglas en inglés) es un documento con información detallada, usualmente en 5 páginas, mismas que se dividen en: descripción del proyecto, beneficios ambientales, sociales y financiamiento. Es elaborado por los desarrolladores de proyectos que están en búsqueda de financiamiento, pero sobre todo para iniciar las negociaciones de una venta en el futuro de los CER.

El documento de diseño de proyecto (DDP) contiene la actividad del proyecto, metodología, línea base, estimaciones de las reducciones y el protocolo de monitoreo del proyecto, así como los impactos ambientales y comentarios de la comunidad que ha sido informada del mismo. Además el DDP debe especificar cómo y por qué el proyecto es considerado adicional y por lo tanto no está dentro del escenario de la línea base.

Una vez terminados el PIN y el DDP, se solicita una Carta de Aprobación a la Autoridad Nacional Designada (AND) para empezar el proceso de validación. En México, la AND es la Comisión Intersecretarial de Cambio Climático (CICC), misma que presentará una carta a la Junta Ejecutiva (JE) ante la CMNUCC indicando que el país ha ratificado su participación en el PK. Para países anfitriones, como México, la participación es voluntaria y, la carta incluye un comunicado en donde se establece que la actividad, que se propone en el proyecto MDL, contribuye al desarrollo sostenible.

La Validación, es el proceso de evaluación independiente de una actividad del proyecto, por una Entidad Operacional Designada (EOD), para comprobar si se ajusta a los requisitos del MDL que figuran en las modalidades y procedimientos del MDL, además de las decisiones pertinentes de la Conferencia de las Partes en calidad de reunión de las Partes en el Protocolo de Kioto (CP/RP) sobre el DDP (CMNUCC, 2001). El Registro es la aceptación oficial por la JE de un proyecto MDL (CMNUCC, 2001). En el Monitoreo, el participante del proyecto es responsable del monitoreo de las emisiones actuales de acuerdo a la metodología aprobada, esta es quizás una de las áreas que más van a evolucionar en la implementación de MDL después de 2012. La Verificación es el examen independiente por la EOD de las reducciones observadas de las emisiones por las fuentes antropogénicas de GEI que se hayan producido como resultado de una actividad de proyecto del MDL registrada durante el período de verificación (CMNUCC, 2001). Es la DOE quien prepara el reporte de verificación además del reporte de certificación para ser enviado a la JE.

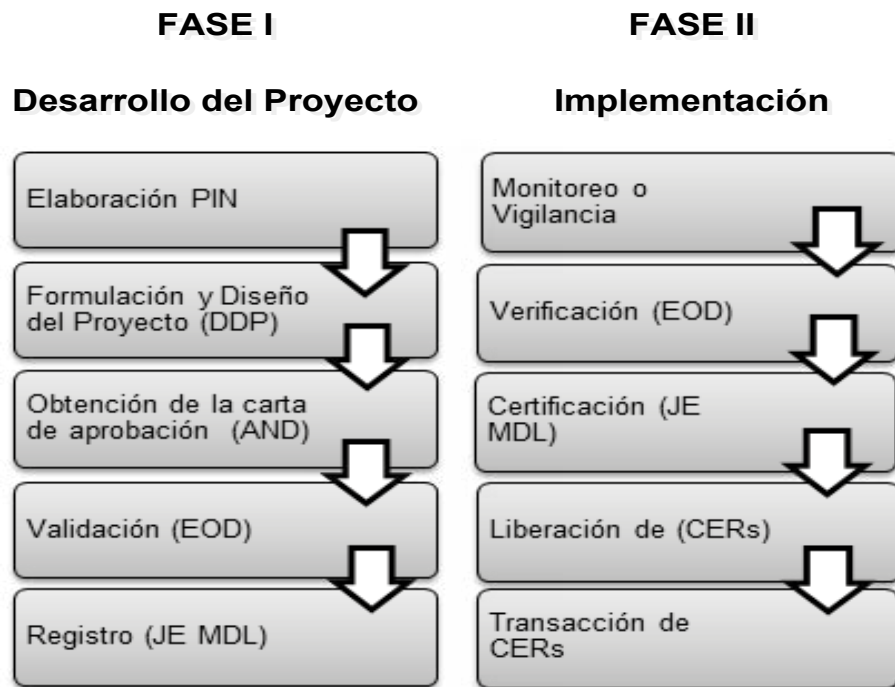


Figura 1. Desarrollo del MDL. Sugerido por SEMARNAT.

La Certificación es la seguridad dada por escrito, por la EOD, de que durante un período determinado una actividad de proyecto consiguió las reducciones de las emisiones por las fuentes antropogénicas de GEI que se han verificado (CMNUCC, 2001). La Liberación de CER se da cuando la JE expide los CER para un proyecto MDL. El administrador del registro de MDL, bajo la autoridad de la JE, expedirá la cantidad especificada de CER y la abonará en la cuenta de transición de la JE en el registro de MDL, según lo que marcan los requisitos del registro del MDL.

Materiales y métodos

Como caso práctico se presenta el Programa de Infraestructura Eléctrica en 4 Parques Acuícolas en la Zona Centro-Sur de Cd. Obregón, Sonora. El proyecto propone reemplazar 178 motores de Diesel de las bombas actuales con motores eléctricos con las siguientes potencias (15 de 150hp, 60 de 200hp, 60 de 250hp, 19 de 300hp, 10 de 350hp, 7 de 400hp y 7 de 450hp). Las bombas trabajan 1,500 horas en el año (8-9 horas día⁻¹ en el ciclo), y un ciclo en el año es de 184 días, empieza el 1 de abril y termina el 31 de octubre. Los Parques son: Mélagos (27°13'20.92" N, 110°24'46.05" O), Tóbari (27°10'49.45" N, 110°9'57.06"O), Atanasia (27°9'25.28" N, 110°10'18.92" O) y Lobos (27°16'38.97" N, 110°29'31.17"O).

Para el cálculo de Reducción de Emisiones (ER), se utilizó la ecuación $ER = E_{LB} - E_P$, según la metodología AM0020 (UNFCCC, 2005), donde E_{LB} son las emisiones de la línea

base, E_P son las emisiones del proyecto MDL, FE_{LB} es el Factor de Emisión de la línea base y FE_P el Factor de Emisión del proyecto MDL. La $E_{LB} = (FE_{LB} * 1$ de Diesel consumidos sin el proyecto), en donde FE_{LB} equivale a $0.00264 \text{tCO}_2 \text{ l}^{-1}$ Diesel (EPA, 2005). El combustible consumido por los motores es igual a $12 \times 10^6 \text{lt}$ de Diesel año⁻¹. La $E_P = (FE_P * MWh$ de motores). El FE_P para México, publicado por el Programa GEI México 2009, equivale a $0.5057 \text{tCO}_2 \text{ MWh}^{-1}$ (Programa GEI México, 2009). El consumo energético de los motores eléctricos sería de $49,683.6 \text{MWh}$, obtenido mediante la siguiente ecuación: $\sum HP * n$, donde HP es igual a la potencia del motor y n es igual al número de motores de igual potencia. Posteriormente se convirtió de HP a MW y se multiplicó por las horas trabajadas quedando en MWh anuales.

Resultados y discusión

El uso del Diesel como combustible en los motores actuales emite a la atmósfera $31,680 \text{tCO}_2$ (E_{LB}), mientras que los motores eléctricos ya instalados por medio de la red eléctrica de la CFE emitirán $25,125 \text{tCO}_2$ (E_P). Si un Proyecto MDL de esta escala se implementara, en total se dejarían de emitir $6,555 \text{tCO}_2\text{e}$ o bien, se tendrían $6,555$ CER anuales a comercializar para el mercado de carbono ya que cada CER equivale a $1 \text{tCO}_2\text{e}$ al año como se muestra en el Cuadro 1. Considerando que el precio por tCO_2 oscila entre $\$20$ a $\$30$ US dls. en el mercado (Point Carbon, 2010), podríamos suponer un precio por $\$25/\text{tCO}_2\text{e}$ año, con lo que este proyecto podría ascender a $\$163,875 \text{US dls.}$ al año.

Cuadro 1. Comercio de Emisiones del Protocolo de Kioto (UNFCCC)

Mecanismo	Participación	Nombre del Certificado	Definición
Aplicación Conjunta (JI)	Los Países Anexo 1 y Anexo B	Unidades de Reducción de Emisiones (ERUs)	1 ton de CO_2e reducida
		Unidades de Remoción de Emisiones (RMUs)	1 ton de GEI permitido absorbido por un sumidero de carbono de un país de Anexo 1.
Mecanismo de Desarrollo Limpio (CDM)	Sólo Países No-Anexo 1	Certificado de Reducción de Emisiones (CER)	Equivale a una tonelada métrica de CO_2e que no fue enviado a la atmósfera. Pueden ser temporales y a largo plazo (tCERs y ICERs).
Comercio de Emisiones (ET)	Los Países Anexo 1 y Anexo B	Montos Asignados Anualmente (AAUs)	1 ton de CO_2e permitida.

Los CER calculados son de suma importancia para la fase I y dar inicio al PIN en el desarrollo de un MDL, además la carta de aprobación que emitirá la AND requerirá de dichos cálculos para darle seguimiento y pasar a la validación. En esta etapa, se contratará a una EOD para realizar y presentar el informe de validación a la JE. Si se determina que la actividad del proyecto es válida, se presentará a la JE la solicitud de registro y se procede a la fase II del proceso que es monitoreo (Figura 1), en donde los desarrolladores del proyecto son responsables de la recopilación y archivo de los datos necesarios para estimar las ER, así como para la E_{LB} , E_P que se produzcan dentro del periodo de acreditación del proyecto. Una vez que la DOE prepare el reporte de verificación y certificación en donde se establece el monto verificado de reducciones, se hará la entrega de los 6,555 CER. El caso práctico presentado tiene un gran potencial para proyecto MDL a ser llevado a cabo, ya que el costo aproximado para la implementación de un proyecto MDL en un tiempo de 12 meses varía de \$110,000 a \$150,000 US dls., mismo que se pudiera cubrir con un año de proyecto ya implementado considerando que un proyecto de este tipo puede tener una duración hasta de 10 años.

Conclusiones

En este trabajo se mostró la importancia del cálculo de la línea base y adicionalidad ya que son fundamentales en el proceso de desarrollo de un proyecto MDL para tener una idea de los CERs que se comercializarán anualmente. La cantidad a comercializar sería de 6,555 CERs, dentro de este proyecto representaría un gran beneficio económico para la región ya que la tendencia del precio de tCO_2 sigue en aumento pese a la gran duda si el MDL continuará en el mercado en el siguiente período del 2012. Asimismo, la ganancia en experiencia que obtendrán profesionistas al desarrollar proyectos de MDL y sin duda, la aportación en Reducir Emisiones de CO_2 puede servir como estrategia de adaptación y mitigación al cambio climático.

El presente trabajo se realizó gracias al apoyo de la Fundación Produce Sonora A.C., a través del proyecto 1594.

Referencias bibliográficas

- Bauer, M., J. C. Belza., R. Betz, B. Chiloquina, J. R. Gasca., V. Gil, R. Muñoz-Ledo, L. Pineda, A. Reinking, C. Rivero, A. Sainz de Bustamante., y F. Toro. 2005. Guía Latinoamericana sobre el Mecanismo de Desarrollo Limpio del Protocolo de Kioto: Metodologías para la Implementación de los Mecanismos flexibles de Kioto. Mecanismo de Desarrollo Limpio en Latinoamérica.
- CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza). 2008. *En*: Z. Salinas, y P. Hernández (Eds.). Guía para el diseño de proyectos MDL forestales y de bioenergía. Turrialba, Costa Rica. 234p
- CMNUCC (Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático). 1998. Protocolo de Kioto de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático: FCCC/INFORMAL/83.



- CMNUCC (Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático). 2001. Informe de la Conferencia de las Partes sobre su séptimo período de sesiones. Segunda Parte: Medidas adoptadas por la conferencia de las partes. Volumen II. Directrices para la aplicación del artículo 6 del Protocolo de Kyoto: FCCC/CP/2001/13/Add.2. 29 de octubre al 10 de noviembre. Marruecos.
- UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change). 2005. Approved baseline methodology AM0020. Baseline methodology for water pumping efficiency improvements. Version 01. Sectoral Scope: 3.
- EPA. 2005. Emission facts: Average Carbon Dioxide Emissions Resulting from Gasoline and Diesel Fuel: EPA420-F-05-001. Washington, D.C.
- Point Carbon. 2010. Carbon 2010, Return of the sovereign. *In*: E. Tvinnereim, and K. Røine (Eds.). 48 p.
- Programa GEI México. 2009. Estimación del factor eléctrico para inventario de emisiones corporativas de GEI para el programa GEI México.
- Sebastian, T., P. Dargusch, S. Harrison, and J. Herbohn. 2010. Why are there so few afforestation and reforestation Clean Development Mechanism projects? *Land Use Policy* 27: 880–887.

4.16

Modelling Forest Carbon Budgets in Mexico: Progress and Challenges

Werner A. Kurz¹, Bernardus de Jong², Marcela Olguín², Fernando Paz³, Gregorio Angeles-Pérez³, Carlos Edgar Zermeño Benitez⁴, Carolyn Smyth¹, Graham Stinson¹, Richard Birdsey⁵

¹ Canadian Forest Service, 506 Burnside Road West, Victoria, British Columbia, Canada. V8Z 1M5.

Corresponding author: werner.kurz@nrcan.gc.ca

² El Colegio de la Frontera Sur, Km 15.5 carretera Villahermosa-Reforma, CP 86280, Villahermosa, Tabasco, México.

³ Colegio Postgraduados, Km 36.5 Carretera México-Texcoco, CP 56230, Montecillo, Edo. de México, México.

⁴ Comisión Nacional Forestal, Periférico Poniente # 5360, C.P. 45019, Zapopan, Jalisco, México.

⁵ USDA Forest Service, 11 Campus Blvd. Ste. 200, Newtown Square, PA 19073, USA.

Abstract

Estimation of carbon emissions and removals in Mexico's forest sector can be supported by existing forest carbon budget models compliant with the reporting guidelines of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Models can also be used to assess scenarios of future carbon balances as affected by changes in natural and anthropogenic disturbances, including deforestation and degradation. The Carbon Budget Model of the Canadian Forest Sector (CBM-CFS3) is a forest carbon budget model that is used for both monitoring of past carbon dynamics, and projection of future changes under different scenario assumptions about rates of deforestation, degradation and forest recovery for a range of forest ecosystem types (Kurz et al. 2009, Kull et al. 2006). In a cooperative project involving agencies in Mexico, Canada and the US, the application of the model in Mexico is currently being tested at site and regional scales. The CBM-CFS3 uses forest inventory data to describe the current state of the forest. Rates of forest cover change are obtained from regional statistics or through analysis of time series of remote sensing images from which land-use change matrices are developed. Alternatively, remote sensing information can also be used to derive spatially explicit input about cover change processes. Yield curves, developed from forest inventory data and sample plots, are used to quantify biomass growth rates and post-disturbance recovery. Dynamics of dead organic matter and soil carbon are linked to biomass dynamics, climate-dependent rates of decomposition, and disturbance impacts such as oxidation in forest fires. Complete ecosystem carbon (C) stock measurements from Mexico's National Forest Inventory are available for over 1,000 ground plots in primary and secondary forests. These data will contribute to the parameterization of the CBM-CFS3 for forest types in Mexico. Yield curves for different forest types, precipitation classes, and ecozones in Mexico are under development. Regional land-use change matrices are being derived from remote sensing data. An example regional application of the CBM-CFS3 to estimate C dynamics from 1990 to the present (monitoring) with different scenarios of future rates of deforestation and



degradation rates (projection) has been completed (Olguin *et al.*, 2012). While progress has been made on multiple issues, major challenges remain in the national-scale compilation of data that are required for the implementation of this or any other model. Scientific uncertainty also remains about key ecological processes, in particular related to dead organic matter and soil carbon pool dynamics. None of these challenges are insurmountable, however, and through ongoing collaboration of government agencies, research institutes and universities, improved estimates of forest carbon stocks and stock changes can be attained. The CBM-CFS3 model and associated toolbox, including a Users' Guide and tutorials are available freely at <http://carbon.cfs.nrcan.gc.ca>.

Keywords: C pools, CBM, REDD+

References

- Kull, S. J., W. A. Kurz, G. J. Rampley, G. E. Banfield, R. K. Schivatcheva, and M. J. Apps. 2006. Operational-Scale Carbon Budget Model of the Canadian Forest Sector (CBM-CFS3) Version 1.0: User's Guide. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Northern Forestry Centre, Edmonton, Alberta.
- Kurz, W. A., C.C. Dymond, T.M. White, G. Stinson, C.H. Shaw, G.J. Rampley, C. Smyth, B.N. Simpson, E.T. Neilson, J.A. Trofymow, J. Metsaranta, and M.J. Apps. 2009. CBM-CFS3: a model of carbon-dynamics in forestry and land-use change implementing IPCC standards. *Ecological Modelling* 220 (4): 480-504.
- Olguín, M., W. A. Kurz, B. de Jong, F. Paz, G. Ángeles, C. Zermeño, R. Flores. 2012. Hacia el uso del modelo CBM-CFS3 a escala nacional en México: proyecto piloto Chiapas, Estas mismas memorias.



5

Ecosistemas Terrestres
- Atmósfera

5.1

Niveles de ^{14}C atmosférico – herramienta para estimar emisiones de CO_2 fósil en zonas urbanas

Beramendi-Orosco Laura E.¹, González-Hernández Galia²

¹Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, CP 04510, D.F., México.

Autor para correspondencia: laurab@geologia.unam.mx

²Instituto de Geofísica, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, CP 04510, D.F., México.

Resumen

Las emisiones de dióxido de carbono derivado de la quema de combustibles fósiles es la principal fuente de CO_2 a la atmósfera. La cuantificación precisa de dichas emisiones es esencial para poder mejorar el entendimiento del ciclo global del carbono y el impacto del aumento en la concentración de CO_2 en el calentamiento global. El ^{14}C atmosférico tiene potencial de servir como trazador para estimar emisiones derivadas de quema de combustibles fósiles, debido a que dichos combustibles no tienen este radioisótopo. Al comparar el $^{14}\text{CO}_2$ atmosférico de una zona urbana con el nivel de $^{14}\text{CO}_2$ para una zona “limpia” alejada de fuentes importantes de CO_2 fósil, es posible estimar las emisiones de CO_2 fósil en la zona urbana. En este trabajo presentamos los resultados preliminares del programa de monitoreo de ^{14}C atmosférico en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, implementado en 2009 por el Laboratorio Universitario de Radiocarbono de la UNAM. Este monitoreo consiste en capturar el CO_2 en forma de carbonato mediante el bombeo continuo a través de una solución alcalina con una resolución quincenal o mensual. Los resultados obtenidos hasta el momento reflejan una alta variabilidad de la concentración de ^{14}C atmosférico, con valores por debajo de los registrados en zonas limpias, pero con algunos periodos con valores por encima, sugiriendo que el CO_2 en la ZMCM proviene de varias fuentes de emisión.

Palabras claves: $\Delta^{14}\text{C}$, monitoreo, Valle de México

Introducción

La cuantificación precisa de las emisiones de gases de efecto invernadero es esencial para poder mejorar el entendimiento del ciclo global del carbono y el impacto del aumento en la concentración de CO_2 en el calentamiento global. Dentro del Convenio Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático los países firmantes deben realizar un inventario de las emisiones de gases de efecto invernadero, dicho inventario se realiza de acuerdo a los reportes económicos e industriales del consumo de combustibles fósiles y su contenido de carbono (IPCC, 1996); sin embargo, es deseable poder contar con un método independiente y objetivo para estimar dichas emisiones, que permitan validar los inventarios reportados,

así como estimar las emisiones a una menor escala temporal y espacial. El ^{14}C atmosférico tiene potencial de servir como trazador para estimar emisiones derivadas de quema de combustibles fósiles, debido a que dichos combustibles no tienen este radioisótopo.

El ^{14}C atmosférico se mantuvo a niveles relativamente constantes a lo largo de la escala de tiempo del ^{14}C (i.e. 50,000 años) hasta que en el siglo XX la actividad humana comenzó a alterar de manera significativa la concentración atmosférica de ^{14}C .

Por un lado, el CO_2 ha aumentado de manera importante como consecuencia de la quema de combustibles fósiles, incluso en un 80% entre 1970 y 2004 (IPCC, 2007). Este aumento en la cantidad de CO_2 atmosférico, libre de ^{14}C , ha ocasionado que la concentración de dicho isótopo disminuya alrededor de un 20 %, notorio desde 1890 y conocido como Efecto Suess (Suess, 1955). Por el otro lado, se registró un rápido aumento de ^{14}C atmosférico, de hasta un 100% durante los años 1950s, como consecuencia de las pruebas nucleares a cielo abierto. Desde la firma del tratado para la prohibición de pruebas nucleares en el año 1963, la cantidad de ^{14}C atmosférico ha disminuido paulatinamente, como consecuencia del intercambio entre la atmósfera y otros reservorios de carbono, principalmente los océanos y la biosfera, y el importante aumento desde 1970 en las emisiones de CO_2 antropogénico libre de ^{14}C (Nydal y Lövseth, 1996; Levin y Kromer, 2004; Hua y Barbetti, 2004).

Desde que se reconoció que la cantidad de ^{14}C atmosférico había variado de manera importante como consecuencia de los ensayos nucleares y la quema de combustibles fósiles, varios países han realizado un monitoreo del $^{14}\text{CO}_2$ atmosférico o se ha derivado este patrón de variación a partir de registros *proxy* como secuencias de anillos de crecimiento de árbol. Estos registros permitieron determinar que la distribución del ^{14}C moderno varía según la latitud y la longitud de acuerdo a las principales zonas de circulación atmosférica (Hua y Barbetti, 2004). En las últimas décadas se han realizado registros de $^{14}\text{CO}_2$ en diferentes zonas urbanas, detectando niveles significativamente menores a los valores reportados para zonas limpias dentro de la misma región (Levin *et al.*, 1989). Al comparar el $^{14}\text{CO}_2$ atmosférico de la zona urbana con el nivel de $^{14}\text{CO}_2$ para una zona limpia alejada de fuentes importantes de CO_2 antropogénico, es posible estimar las emisiones de CO_2 fósil en la zona urbana. Esta metodología se ha utilizado con éxito en varios sitios de Europa y Asia (por ejemplo Molnár *et al.*, 2009; Rakowski *et al.*, 2008; Rakowski *et al.*, 2004; Levin y Karstens, 2007; Levin *et al.*, 2003; Chakraborty *et al.*, 2008). En contraste, para Norteamérica se han reportado pocos estudios de la variación del ^{14}C moderno tanto en zonas urbanas como limpias (Hsueh *et al.*, 2007; Turnbull *et al.*, 2006; Turnbull *et al.*, 2007).

Específicamente para México se ha reportado únicamente un estudio de la variación del ^{14}C para el periodo 1950 - 2004 reconstruido a partir de secuencias de anillos de crecimiento de árbol para la zona noroeste del país (Beramendi-Orosco *et al.*, 2010), y otro estudio reportando niveles de $^{14}\text{CO}_2$ atmosférico para la cuenca del Valle de México y sus alrededores durante la campaña 2006 del Proyecto MILAGRO (Megacity Initiative: Local And Global Research Observations) (Vay *et al.*, 2009). El patrón de variación del ^{14}C reconstruido para el noroeste del país sigue la misma tendencia que el reportado para otros sitios de la zona en la que se ubica México (zona 2 del Hemisferio Norte, entre los 40° N y la posición de verano de la zona de convergencia intertropical); sin embargo, se

encontraron dos diferencias significativas, para el periodo 1958 – 1965 los valores de ^{14}C atmosférico para el Noroeste de México son más bajos presumiblemente debido a que el clima de verano en la zona de estudio está dominado por el monzón de América del Norte con vientos dominantes del Sur, empobrecidos en ^{14}C ; y para el periodo 1975 – 2004 se encontraron niveles más altos de ^{14}C respecto a la curva internacional lo que puede ser resultado de una alta contribución de carbono biogénico, derivado de la alta densidad forestal del sitio de muestreo, y de un menor aporte de CO_2 derivado de la quema de combustibles fósiles (Beramendi-Orosco *et al.*, 2010). Por otro lado, los valores de $^{14}\text{CO}_2$ reportados por Vay *et al.* (2009) para el Valle de México son, en su mayoría (77%), más altos que los registrados en la zona limpia más cercana (Niwot Ridge, Colorado; Turnbull *et al.*, 2007) a pesar del gran aporte de CO_2 fósil generado en uno de los ambientes más poblados del mundo. Los autores atribuyen el exceso de $^{14}\text{CO}_2$ a fuentes enriquecidas en este radioisótopo como pueden ser la quema de residuos peligrosos en hornos de cemento, incineración de residuos médicos, e incluso emisiones de la planta nucleoelectrónica de Laguna Verde, Veracruz; concluyen que la complejidad del ambiente de una mega ciudad en un país emergente hace importante el monitoreo de varios trazadores de manera conjunta con el ^{14}C para una mejor evaluación de la diversidad de fuentes contribuyendo a las emisiones totales de CO_2 .

Con el objetivo de iniciar un registro de los niveles de $^{14}\text{CO}_2$ para estimar las emisiones de CO_2 fósil en la ZMVM se inició un programa de monitoreo de $^{14}\text{CO}_2$ en el Laboratorio Universitario de Radiocarbono en Marzo de 2009, y a raíz de los valores anómalos reportados por Vay *et al.* (2009) se espera que este registro ayude a mejorar el entendimiento de la dinámica del ^{14}C en la ZMVM.

Materiales y métodos

El monitoreo de $^{14}\text{CO}_2$ atmosférico se inició en Marzo del 2009 en el jardín adyacente al Laboratorio Universitario de Radiocarbono dentro de Ciudad Universitaria. El sistema de captura de CO_2 se colocó a 1.5 metros de altura y consistió en el bombeo continuo de aire con un flujo aproximado de $620\text{ cm}^3/\text{minuto}$ a través de una solución 0.7M de NaOH libre de carbonatos (Sigma-Aldrich México). Cada muestra se obtuvo bombeando de manera continua por 15 días para el periodo marzo/2009 – octubre/2010 y durante 30 días a partir de noviembre/2010. El carbonato de sodio formado durante el muestreo se precipitó de la solución con un exceso de BaCl_2 y se filtró al vacío. El BaCO_3 se secó en horno a 50°C y se almacenó al vacío hasta su procesamiento para el análisis de ^{14}C .

El ^{14}C se determinó por Espectrometría de Centelleo Líquido en el LUR. Previo al análisis 48 gramos de BaCO_3 se transformaron a benceno en un sintetizador marca TASK mediante reacciones con HCl al 30% v/v, Li metálico y catalizador de óxido de Cromo. El benceno obtenido se mezcló con 0.5 ml de centellador (0.5 g de PPO + 0.02 g de POPOP en 100 g de benceno grado espectrofotométrico libre de ^{14}C) y se colocó en viales de teflón con una capacidad de 3 mL. El análisis se realizó en un espectrómetro de centelleo líquido de ultra bajo nivel modelo Quantulus 1220; de manera simultánea con la muestra se analizaron el estándar SRM-4990C (ácido oxálico) y un blanco (benceno grado

espectrofotométrico libre de ^{14}C). Cada muestra se analizó por 2,500 minutos distribuidos en 50 ciclos de 50 minutos cada uno, alternando estándar, blanco y muestra.

Los valores de ^{14}C , corregidos por fraccionamiento isotópico mediante la determinación de la $\delta^{13}\text{C}$, están reportados en la escala $F^{14}\text{C}$ (calculada como la relación entre la actividad de la muestra y la del estándar, Ecuación 1) y en escala $\Delta^{14}\text{C}$ (corregida por decaimiento del estándar desde 1950, Ecuación 2, donde y es el año de análisis), con el fin de poderlos comparar con registros reportados para otros sitios del Hemisferio Norte, especialmente con los registrados en Niwot Ridge, Colorado que pueden ser considerados como los valores de fondo para Norteamérica.

$$F^{14}\text{C} = \frac{A_{\text{muestra}}}{A_{\text{estándar}}} \quad (1)$$

$$\Delta^{14}\text{C} = \left[\frac{A_{\text{muestra}}}{A_{\text{estándar}} e^{\lambda(y-1950)}} - 1 \right] \cdot 1000 \quad (2)$$

Resultados y discusión

Los valores de $F^{14}\text{C}$ registrados en CO_2 capturado en Ciudad Universitaria presentan una alta variabilidad, con valores entre 0.723 y 1.084 % (Figura 1). Con los resultados obtenidos hasta el momento (marzo/2009 a Mayo/2010) no es posible concluir si esta variabilidad está asociada a ciclos estacionales relacionados con mayor producción de CO_2 biogénico enriquecido en ^{14}C durante los meses de verano, o con mayor consumo de combustibles fósiles. Esto se podrá evaluar una vez que se tengan los resultados de al menos dos años completos. El valor más bajo, que corresponde a la muestra tomada del 1 – 21/septiembre/2009, es significativamente menor al resto de los valores y no se puede descartar que se trate de algún error experimental.

Para poder comparar los valores obtenidos con otros registros, se calcularon los niveles de ^{14}C en la escala $\Delta^{14}\text{C}$. La serie con la que resulta más relevante comparar los resultados es la reportada para Niwot Ridge, Colorado (NW), considerada como una zona limpia representativa de Norteamérica con valores de $\Delta^{14}\text{C}$ que se pueden considerar valores de fondo. La metodología de monitoreo aplicada en NR es distinta a la seguida por nosotros, pues las muestras de aire son tomadas con una frecuencia semanal y por un tiempo de muestreo de 1 minuto por lo que se consideran muestras instantáneas, mientras que las del monitoreo en CU son muestras integradas en las que el CO_2 es capturado de manera continua por un periodo de quince días. Sin embargo, si tomamos el promedio de los valores reportados para NR podemos realizar la comparación entre ambos registros.

Como se puede observar en la figura 2, la mayoría de las muestras presentan valores por debajo de los niveles de fondo reportados para NR, tal como se esperaba debido al gran volumen de CO_2 fósil generado en la ZMVM; sin embargo, para las muestras correspondientes a los periodos 6 – 23/03/2009, 7 – 21/07/2009 y 21/07 – 4/08/2009 se obtuvieron valores significativamente por encima, enriquecidas entre 10 y 35 %. La

magnitud de enriquecimiento es similar a lo reportado por Vay *et al.* (2009), incluso una de las muestras (del 6 – 23/03/2009) se tomó durante el mismo mes del año que la campaña de muestreo del proyecto MILAGRO en 2006.

A pesar de que ya se habían reportado valores de $\Delta^{14}\text{C}$ altos para la ZMVM, estos resultados son inesperados, pues con el gran volumen de combustibles fósiles quemados por las actividades urbanas e industriales se esperaba que todas las muestras presentaran valores bajos de $\Delta^{14}\text{C}$, a pesar de las contribuciones de otras fuentes de CO_2 que si contienen ^{14}C , como la quema de biomasa y la respiración heterotrófica.

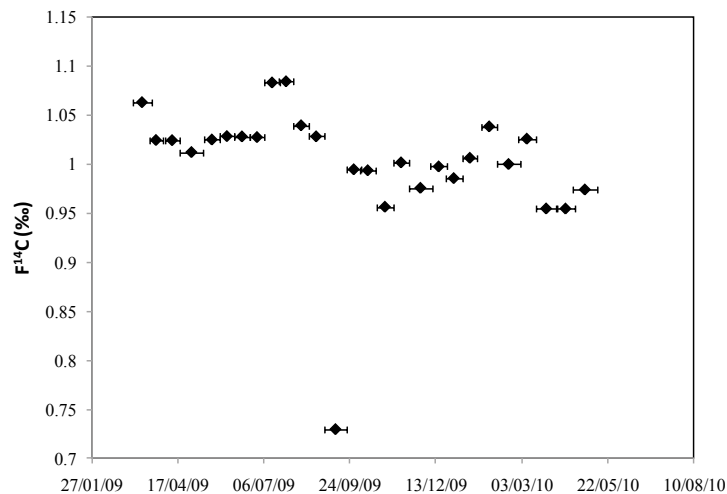


Figura 1. Valores de $F^{14}\text{C}$ registrados en el CO_2 capturado en Ciudad Universitaria. Las barras horizontales representan el periodo abarcado por cada muestra.

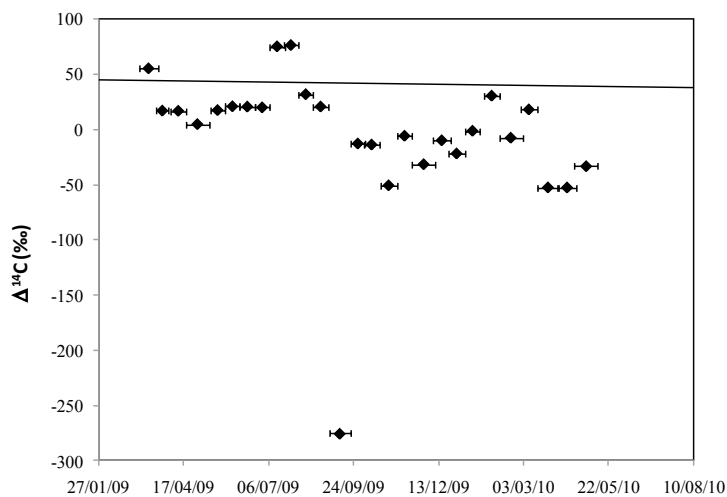


Figura 2. Valores de $\Delta^{14}\text{C}$ registrados en el CO_2 capturado en Ciudad Universitaria. La línea representa los valores promedio de $\Delta^{14}\text{C}$ registrados en Niwot Ridge, Colorado (considerado como valor de fondo para Norteamérica, Turnbull *et al.*, 2008).

Conclusiones

Los resultados obtenidos dentro del programa de monitoreo de $^{14}\text{CO}_2$ implementado en Ciudad Universitaria hacen evidente la complejidad de las emisiones de CO_2 en la Ciudad de México, indicando que hay periodos en los que las emisiones fósiles no son la principal fuente de CO_2 . Esto nos hace concluir que es importante continuar con el monitoreo y ampliarlo a otras zonas dentro del Valle de México, con otras condiciones en cuanto a densidad de tráfico, de población, de actividad industrial, y de áreas verdes, con diferentes aportes de las diversas fuentes de CO_2 . Así mismo se iniciará el monitoreo en una zona limpia cercana al Valle de México para ver la correspondencia con el registro de Niwot Ridge. Se espera que este programa de monitoreo permita entender mejor la dinámica de este radioisótopo en un ambiente tan complejo como es la Ciudad de México.

Referencias bibliográficas

- Beramendi-Orosco, L.E., G. Gonzalez-Hernandez, J. Villanueva-Diaz, F.J. Santos-Arevalo, I. Gomez-Martinez, E. Cienfuegos-Alvarado, P. Morales-Puente, and J. Urrutia-Fucugauchi. 2010. Modern radiocarbon levels for northwestern Mexico derived from tree rings – A comparison with Northern Hemisphere zones 2 and 3 curves. *Radiocarbon* 52 (2-3): 907 – 914.
- Chakraborty, S., K. Dutta, A. Bhattacharyya, M. Nigam, E.A. Schuur, and S. K. Shah. 2008. Atmospheric ^{14}C variability recorded in tree rings from peninsular India: Implications for fossil fuel CO_2 emission and atmospheric transport. *Radiocarbon* 50 (3): 321 – 330.
- Hsueh, D. Y., N. Y. Krakauer, J. T. Randerson, X. Xu, S.E. Trumbore, and J.R. Southon. 2007. Regional patterns of radiocarbon and fossil fuel-derived CO_2 in surface air across North America. *Geophysical Research Letters* 34: L02816.
- Hua, Q., and M. Barbetti. 2004. Review of tropospheric bomb ^{14}C data for carbon cycle modeling and age calibration purposes. *Radiocarbon* 46 (3): 1273–1298.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 1996. Directrices del IPCC para los inventarios de gases de efecto invernadero, versión revisada en 1996: libro de trabajo.
- IPCC, 2007: Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo de redacción principal: Pachauri, R.K. y A. Reisinger. (directores de la publicación)]. IPCC, Ginebra, Suiza, 104 págs.
- Levin, I., J. Schuchard, B. Kromer, and K. O.Münnich. 1989. The continental European Suess effect. *Radiocarbon* 31 (3): 431–440.
- Levin, I., and B. Kromer. 2004. The tropospheric $^{14}\text{CO}_2$ level in mid-latitudes of the Northern Hemisphere (1959-2003). *Radiocarbon* 46 (3): 1261 – 1272.
- Levin I., B. Kromer, M. Schmidt, and H. Sartorius. 2003. A novel approach for independent budgeting of fossil fuel CO_2 over Europe by $^{14}\text{CO}_2$ observations. *Geophysical Research Letters* 30 (23): 2194 - 2198.
- Molnár, M., L. Haszpra, E. Svingor, M. Veres, I. Major, and I. Svetlik. 2009. Atmospheric fossil fuel CO_2 record in a central european city during the winter of 2008/2009.

- Abstracts of the 20th International Radiocarbon Conference. Kona, Hawaii, EUA. 31 de Mayo a 5 de Junio de 2009.
- Nydal, R., and K. Lövsseth. 1996. Carbon-14 measurement in atmospheric CO₂ from Northern and Southern Hemisphere sites, 1962–1993. Oak Ridge, Tennessee, USA: Carbon Dioxide Information Analysis Center–World Data Center-A for Atmospheric Trace Gases. (<http://cdiac.ornl.gov/epubs/ndp/ndp057/ndp057.htm>).
- Rakowski, A., T. Kuc, T. Nakamura, and A. Padzur. 2004. Radiocarbon concentration in the atmosphere and modern tree rings in the Krakow area, southern Poland. *Radiocarbon* 46(2): 911-916.
- Rakowski, A. Z., T. Nakamura, and A. Pazdur. 2008. Variations of anthropogenic CO₂ in urban area deduced by radiocarbon concentration in modern tree rings. *Journal of Environmental Radioactivity* 99(10): 1558 – 1565.
- Suess, H.E. 1955. Radiocarbon concentration in modern wood. *Science* 122 (3166): 415-417.
- Turnbull, J. C., J. B. Miller, S.J. Lehman, P.P. Tans, R. J. Sparks, and J. R. Southon. 2006. Comparison of ¹⁴CO₂, CO and SF₆ as tracers for determination of recently added fossil fuel CO₂ in the atmosphere and implications for biological CO₂ exchange. *Geophysical Research Letters* 33: L01817.
- Turnbull, J.C., Lehman S.J., Miller J.B., Sparks R.J., Southon J.R., Tans P.P. 2007. A new high precision ¹⁴CO₂ time series for North American continental air. *Journal of Geophysical Research.*, 112: D11310.
- Turnbull, J. C., S. J. Lehman, J.B. Miller, and P. P.Tans. 2008. University of Colorado, Institute of Alpine and Arctic Research (INSTAAR), Radiocarbon Composition of Atmospheric Carbon Dioxide (¹⁴CO₂) from the NOAA ESRL Carbon Cycle Cooperative Global Air Sampling Network, 2003-2007. Version: 2008-10-24. (<ftp://ftp.cmdl.noaa.gov/ccg/co2c14/flask/event/>)
- Vay, S. A., S.C. Tyler, Y. Choi, D. R. Blake, N. J. Blake, G. W. Sachse, G. S. Diskin, and H. B. Singh. 2009. Sources and transport of Δ¹⁴C in CO₂ within the Mexico City Basin and vicinity. *Atmospheric Chemistry and Physics* 9: 4973-4985.

5.2

Flujo de CO₂ en los sistemas de siembra directa y labranza convencional en el Valle del Yaqui, Sonora, México

Ruiz-Vega Teresa de Jesús¹, Cortés-Jiménez Juan Manuel¹, Yépez Enrico A.², Garatuza-Payán Jaime², Cueva-Rodríguez Alejandro². Autor para correspondencia: te_re04@hotmail.com

¹Campo Experimental Norman E. Borlaug-INIFAP, Norman E. Borlaug km 12, Cd. Obregón, Sonora, C.P. 85000,

²Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de Febrero No. 818 sur, CP 85000, Cd. Obregón, Sonora, México.

Resumen

En México es prematuro predecir el potencial de captura de carbono de los sistemas agrícolas sobre la base de los cambios proyectados en las prácticas de labranza bajo escenarios de cambio climático, o para estimular cambios en las políticas o los instrumentos de mercado diseñados para secuestrar carbono (C) debido a la escasa información de efecto de las diferentes prácticas de manejo en los flujos de CO₂ en el suelo. En el Valle del Yaqui, Sonora, México, la mayoría de los agricultores prepara el suelo con labranza primaria y/o secundaria a base de arado, cincel y rastra, y muy pocos inician la validación de técnicas conservacionistas como la mínima labranza o labranza cero. En base a lo anterior, el objetivo del estudio fue cuantificar el flujo de CO₂ en suelos sometidos a dos tratamientos de labranza en la rotación trigo-trigo y determinar la influencia de las condiciones climáticas del suelo (temperatura y humedad) en los flujos de CO₂ para conocer el impacto causado por la labranza. Se midió el flujo de CO₂ en suelos sometidos durante 10 años a dos tratamientos de labranza en la rotación trigo-trigo. No se encontró diferencia significativa entre sistemas de labranza en tasas de flujo de CO₂. Los valores de flujos de CO₂ en SD oscilaron entre 0.612 y 0.038 g m⁻² h⁻¹ de CO₂. En LC los valores máximos y mínimos fueron de 0.629 y 0.059 g m² h⁻¹ de CO₂. Los rangos entre las dos prácticas de labranza sugieren un comportamiento similar en las emisiones de CO₂. Así mismo, en promedio los flujos de la SD fueron de 0.322 g m² h⁻¹ de CO₂ y 0.321 g m² h⁻¹ de CO₂ los de LC.

Palabras claves: labranza cero, labranza convencional, arado, barbecho

Introducción

Ha sido ampliamente reconocido que los suelos del mundo juegan un papel clave en el ciclo global del carbono (C) y que las actividades agrícolas constituyen una importante fuente de emisiones de carbono a la atmósfera (López y Pardo, 2011). Se cree que la agricultura ha causado problemas ambientales, especialmente en relación a la

contaminación del agua, erosión del suelo y emisiones de gases de efecto invernadero (Reicosky y Archer, 2007). El manejo intensivo de los suelos agrícolas se ha traducido en el agotamiento de las reservas de C del suelo y en el incremento de los niveles de dióxido de carbono (CO_2) en la atmósfera (Bavin *et al.*, 2009). Resultados recientes de investigaciones sugieren que buenos manejos agrícolas pueden ser la solución a los problemas ambientales en general y además mitigar las emisiones de efecto invernadero en particular. De hecho, ciertas prácticas agrícolas tienen el potencial de almacenar más C en el suelo que las emisiones de la agricultura a través de la utilización del cambio de la tierra (Reicosky y Archer, 2007).

En los suelos agrícolas, la reducción de las emisiones netas de CO_2 es equivalente a aumentar el almacenamiento de C del suelo y que en algunas ocasiones puede representar un secuestro neto de carbono (Paustin *et al.*, 2000). La labranza intensiva disminuye el carbono del suelo y apoya a que una mayor de la labranza de conservación o siembra directa promueve mantener o aumentar la materia orgánica del suelo, es decir, el manejo agrícola convencional de suelos, con uso intensivo del arado, promueve la liberación de C hacia la atmósfera, mientras que el uso conservacionista favorece la acumulación de C en formas orgánicas dentro del suelo (Martínez *et al.*, 2008). Se ha sugerido que la labranza de conservación y la cubierta del cultivo durante los períodos de barbecho podrían aumentar la cantidad de C secuestrado en los suelos agrícolas (Bavin *et al.*, 2009). Con base en las pérdidas de carbono del suelo producidas por la agricultura intensiva, revertir la tendencia decreciente del carbono del suelo reduciendo estas prácticas debe ser benéfico para la agricultura en general y como estrategia de mitigación y adaptación al cambio climático (Reicosky y Archer, 2007).

En México es prematuro predecir el potencial de captura de carbono de los sistemas agrícolas sobre la base de los cambios proyectados en las prácticas de labranza bajo escenarios de cambio climático, o para estimular cambios en las políticas o los instrumentos de mercado diseñados para secuestrar C debido a la escasa información de efecto de las diferentes prácticas de manejo en los flujos de CO_2 en el suelo (Baker *et al.*, 2006).

En base a lo anterior, el objetivo del estudio fue cuantificar el flujo de CO_2 en suelos sometidos a dos tratamientos de labranza en la rotación trigo-trigo y determinar la influencia de las condiciones climáticas del suelo (temperatura y humedad) en los flujos de CO_2 para conocer el impacto causado por la labranza.

Materiales y métodos

Esta evaluación se realizó durante el ciclo otoño-invierno 2010-2011, en las instalaciones del campo experimental Norman E. Borlaug, ubicado en el block 910 del Valle del Yaqui, en Sonora, a $27^\circ 22' 3.01''$ N y $109^\circ 55' 40.22''$ W en un suelo de textura arcillosa. Se midió el flujo de CO_2 en suelos sometidos durante 10 años a dos tratamientos de labranza en la rotación trigo-trigo; 1) labranza convencional con arado de discos (LC), con aplicación de abonos orgánicos durante más de cinco ciclos agrícolas y 2) siembra directa o labranza cero (SD). Se monitoreó el flujo de carbono asociado a cada práctica de manejo agrícola en el período de enero-agosto 2011, con un total de 10 lecturas con 6 repeticiones cada una en ambos métodos de labranza. Las fechas de medición fueron; 29 de

ene, 05-feb, 17-feb, 11-mar, 25-mar, 15-abr, 20-abr, 29-abr, 30-jun al 01-jul y 04-ago. El periodo evaluado comprendido coincidió con el desarrollo vegetativo del cultivo de trigo cerca de su totalidad. El cultivo de trigo se estableció bajo las dos prácticas de suelo anteriormente mencionadas. La parcela experimental de LC se estableció el 29-Nov-2010, para la parcela experimental de SD la fecha de siembra correspondió al 6-Dic-2010, en ambos casos se sembró trigo de la variedad CIRNOC2008 sobre humedad en surcos a 2 hileras de plantas a 0.80 m de separación. En ambos casos el cultivo se auxilió con 4 riegos de auxilio, para LC, el calendario fue; 0-44-27-18-14 y para SD 0-43-24-20-15 días después de la fecha de siembra. Las unidades experimentales fueron de 646 y 485 m², respectivamente. Los suelos de la parcela experimental con LC, presentan la característica particular de tener aplicaciones diversos Abonos Orgánicos como; composta, gallinaza y guano de murciélago. Las mediciones se realizaron después de limpiar residuos de cosecha la superficie del suelo. Para la medición de los flujos de CO₂ en el suelo, se usó un sistema de cámara dinámica cerrada (Pumpanen *et al.*, 2004), conectado a un analizador de gases infrarrojo (IRGA, LI-820, Licor, Lincoln NE, USA), con una bomba neumática para hacer circular el aire por el sistema, y un regulador de flujo, el aire circular del sistema pasa por un filtro para prevenir impurezas en el sistema, un termopar para monitorear la temperatura del aire dentro de la cámara, una salida de presión en la parte superior de la cámara (0.2 cm de diámetro interno y 1.8 cm de altura), y sensores periféricos de humedad de suelo (HH2 Moisture Meter, Delta-T Devices, Cambridge, England) y temperatura de suelo (Cueva-Rodríguez, 2011). La cámara tiene una forma cilíndrica, con un diámetro interno de 10 cm y una altura de 12.8 cm, que cubre un volumen de $1.44 \times 10^{-3} \text{ m}^3$. La velocidad de flujo se ajustó a 500 ml min^{-1} a velocidad constante.

Los datos se almacenaron en una consola CR23X (Campbell Sci, Logan UT, USA). El sistema mide durante 150 segundos el incremento de CO₂ dentro de la cámara, en el punto de muestreo y la pendiente de la relación tiempo vs. concentración de CO₂ se usa para calcular el flujo.

Los datos se analizaron en MSTAT (Russell D. Freed, MSTAT Director Crop and Soil Sciences Department Michigan State University) usando un diseño factorial de bloques al azar, donde el factor A corresponde a los tratamientos y el factor B a las fechas de lecturas y la interacción entre ambos.

Resultados y discusión

Se encontró diferencia significativa para la variable temperatura de suelo en SD y LC, lo que se le atribuye a la variable tiempo, específicamente; la hora en que se determinó la lectura para dicha variable. El contenido de humedad en suelo fue mayor en SD que en LC, debido a la cobertura de paja de trigo sobre el suelo, ya que se reduce la evaporación del agua al evitar que los rayos del sol caigan directamente sobre la superficie, lo que favorece un mayor porcentaje de humedad en el suelo. (Figura 1 y Cuadro 1).

Cuadro. 1 Análisis de varianza para las mediciones de tasas de flujo de CO₂ (g m² h⁻¹), temperatura de suelo (°C) y contenido de humedad en el suelo (%Vol.). En todos los casos n=120

Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	Coficiente – F	Prob.
Flujo de CO₂					
Repetición	5	0.153	0.031	0.4213	
(A) Tratamiento	1	0.000	0.000	0.0004	
Error	5	0.363	0.073		
(B) Fecha	9	4.896	0.544	31.0423	
AB	9	0.126	0.014	0.7964	0.0000
Error	90	1.577	0.018		
Total	119	7.114			
C.V. 41.23%					
Temperatura de suelo					
Repetición	5	74.527	14.905	1.7824	0.2706
(A) Tratamiento	1	1889.085	1889.085	225.8949	0.0000
Error	5	41.813	8.363		
(B) Fecha	9	8513.369	945.930	189.6865	0.0000
AB	9	4318.647	479.850	96.2283	0.0000
Error	90	448.813	4.987		
Total	119	15286.254			
C.V. 6.56%					
Contenido de humedad					
Repetición	5	72.611	14.522	0.9563	
(A) Tratamiento	1	716.727	716.727	47.1994	0.0010
Error	5	75.925	15.185		
(B) Fecha	9	9094.140	1010.460	165.3514	0.0000
AB	9	563.354	62.595	10.2430	0.0000
Error	90	549.989	6.111		
Total	119	11072.747			
C.V. 15.97%					

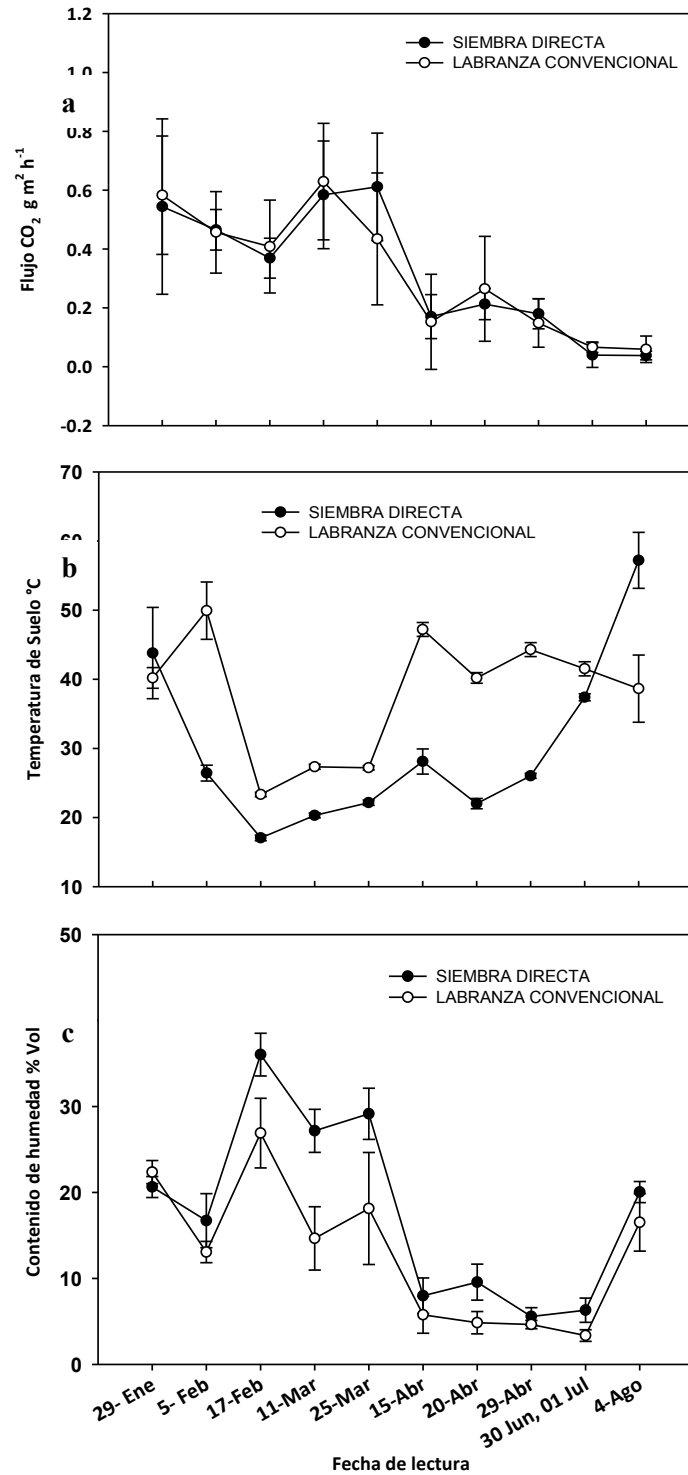


Figura 1. Variación temporal de (a) flujo de CO₂, (b) temperatura de suelo y (C) humedad en el suelo en parcelas experimentales bajo diferentes sistemas de labranza.

Tanto en SD, como LC se realiza el riego por gravedad; sin embargo, la distribución del agua en ambos sistemas es diferente, lo que ocasiona un perfil de humedecimiento diferente en cada sistemas de labranza es diferente.

Los flujos de CO₂ no mostraron diferencia significativa entre sistemas de labranza (Cuadros 1 y 2), se observó en promedio un mínimo incremento de 0.001 g m² h⁻¹ de CO₂ sobre la LC, sin embargo esta diferencia no es significativa estadísticamente. Aun siendo no significativo, al escalar esta diferencia a un año considerando 12 horas de luz en promedio, esta diferencia es de 50 kg por ha en un año, aproximadamente, y si pensamos en 150,000 ha de siembra de trigo con SD para el Valle del Yaqui, tendríamos 7500 toneladas de CO₂.

Cuadro. 2 Efecto de dos sistemas de labranza sobre flujos CO₂, temperatura y humedad del suelo. Durante el periodo Enero-Agosto 2011. En todos los casos n=120

Tratamiento	Flujo CO ₂ (g m ² h ⁻¹)	Temperatura de Suelo (°C)	Contenido de humedad (%Vol)
SD	0.322	30.05 a	17.9 a
LC	0.321	37.98 b	13.0 b

Prueba tukey al 0.01, 7.37 **Prueba tukey al 0.05, 2.8677

Por otro lado, se presentaron diferencias significativas en fechas específicas de evaluación. Los mayores flujos de CO₂ se mostraron en las fechas: 11-mar, 29-ene, 25-mar y 05-feb con flujos de CO₂ de 0.607, 0.564, 0.523 y 0.461 g m² h⁻¹, asociados con temperaturas de suelo de 23.82, 41.98, 24.67 y 38.18°C, y con un contenido de humedad del suelo de 20.9, 21.5, 23.6 y 14.9% Vol., respectivamente (Cuadro 3).

Cuadro. 3 Efecto de la variabilidad temporal sobre flujos CO₂, temperatura y humedad del suelo para dos sistemas de labranza, durante el periodo enero-agosto 2011. En todos los casos n=120

Fecha	Flujo CO ₂ (g m ² h ⁻¹)	Fecha	Temperatura de Suelo (°C)	Fecha	Contenido de humedad (%Vol.)
11-Mar	0.607 a	04-Ago	47.92 a	17-Feb	31.5 a
29-Ene	0.564 ab	29-Ene	41.98 b	25-Mar	23.6 b
25-Mar	0.523 bc	30-Jun, 01-Jul	39.46 c	29-Ene	21.5 c
05-Feb	0.461 cd	05-Feb	38.18 d	11-Mar	20.9 c
17-Feb	0.389 d	15-Abr	37.66 d	04-Ago	18.3 d
20-Abr	0.240 e	29-Abr	35.16 e	05-Feb	14.9 e
29-Abr	0.164 ef	20-Abr	31.10 f	20-Abr	7.3 f
15-Abr	0.162 f	25-Mar	24.67 g	15-Abr	6.9 f
30-Jun, 01-Jul	0.053 g	11-Mar	23.82 g	29-Abr	5.1 g
04-Ago	0.049 g	17-Feb	20.19 h	30-Jun, 01-Jul	4.8 g
Prueba Tukey al 0.01, 0.0761	Prueba Tukey al 0.01, 1.2664		Prueba Tukey al 0.01, 1.4019		

Se puede observar que las emisiones de CO₂ reportadas del 29-ene al 29-abr, es probable que estos flujos estén siendo dominados por el desarrollo vegetativo de la planta. Ya que, la cuantificación de las tasas de flujo de CO₂ se inició a partir de la fase fenológica de

amacollamiento, en ambos sistemas de labranza, reportando flujos durante todo el desarrollo vegetativo de la planta, hasta después de la cosecha (18 de mayo, fecha de cosecha). Los flujos de CO₂ para este periodo de desarrollo del cultivo de trigo son las tasas más altas reportadas hasta el 25-Mar, ya que a partir del 15-Abr al 29-Abr los flujos descienden rápidamente debido a la disminución de humedad en el suelo (Figura 1), lo que se puede atribuir al crecimiento radicular de la planta que activamente utiliza esa humedad. En la LC la respuesta fue más variable probablemente debido a la residualidad de la fertilización con abonos orgánicos.

Por otro lado, se correlacionaron las variables de temperatura y humedad del suelo con las tasas de flujo de CO₂ cuantificadas, para cada sistema de labranza. Sin embargo, no se encontró un modelo que explicara la correlación entre las variables. Por lo que se optó por buscar una condición específica en la cual se encontrara una fuerte correlación entre variables, para lo cual se llevó a cabo el análisis de regresión correspondiente a cada fecha para cada uno de los sistemas de labranza. Sin embargo, los coeficientes de correlación fueron tanto positivos como negativos por lo cual no se logró establecer una relación clara entre las variables. Los periodos de humedecimiento y secado provocados por los riegos, podrían ser una de las causas de esta falta de correlación. Sin embargo, la tendencia de los flujos a reducirse en cuanto se dejó de aplicar riego y cuando las mediciones se realizaron en los meses de verano, indican una dependencia importante a la humedad del suelo (Figura 1).

El efecto de la labranza sobre los flujos de carbono del suelo, se ha observado con más claridad en experimentos de corto plazo donde las mediciones se toman minutos u horas después de la labranza. Gesch *et al.* (2007), estudiaron el flujo de CO₂ en suelos orgánicos de Florida con diferentes profundidades de labranza y reportaron flujos de carbono de 0.40 a 0.79 g CO₂ m⁻² h⁻¹ en los tratamientos de cero labranza o de profundidad intermedia con suelo desnudo, y de 0.74 a 2.67 g CO₂ m⁻² h⁻¹ en campos cubiertos de residuos notando que las mayores diferencias se observaron durante la primera hora después de la labranza, ya que las lecturas fueron muy similares 24 horas después de la labranza. En nuestro caso la medición de los flujos de CO₂ inició 6 meses después de realizadas las labores de labranza, lo que puede atribuirse como factor que interviene en la cuantificación de tasas de flujo de CO₂ para la cuantificación de flujos similares entre SD y LC.

Podríamos estar ante la situación de que aunque se usen técnicas de conservación estos suelos ya tienen muy agotadas sus reservas de C y por ende se comportan igual que las labranzas sin conservación. Según Goh (2004), se está viendo el concepto de que cada suelo posee una capacidad finita de almacenamiento de C. Esto tiene implicaciones importantes en la productividad del suelo y en el potencial de utilizar el suelo para aumentar el almacenamiento de C y reducir los gases de efecto invernadero de la atmósfera. La mayoría de los suelos agrícolas degradados pueden ofrecer reservas potenciales importantes de CO₂ atmosférico. Sin embargo, la acumulación de C en el suelo no continúa aumentando con el tiempo con mayores entradas de C sino que alcanza un límite superior o un nivel de saturación de carbono que determina el límite superior de la reserva de C del suelo.

Conclusiones

El flujo de CO₂ entre sistemas de labranza no presentó diferencia significativa; sin embargo, se sugiere la adopción de la labranza menos intensiva por el hecho de que requiere un menor consumo de combustibles fósiles. Se observó variabilidad temporal del efecto de la temperatura y la humedad del suelo sobre los flujos de CO₂. En una segunda fase de este estudio, se correlacionarán los valores de flujo obtenidos, con el contenido de carbono orgánico del suelo, lo cual nos ayudará a explicar el comportamiento de los datos en la interacción entre tratamientos de labranza, fechas y condiciones climáticas del suelo.

Referencias bibliográficas

- Bavin, T., T. Griffis, J. Baker, and R. Venterea. 2009. Impact of reduced tillage and cover cropping on the greenhouse gas budget of a maize/soybean rotation ecosystem. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 134: 234-242.
- Baker, J., T. Ochsner, R. Venterea, and T. Griffis. 2006. Tillage and soil carbon sequestration - What do we really know? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118: 1-5
- Cueva-Rodríguez, A. 2011. Diseño de un sistema portátil para determinar la variación espacial de la respiración de suelo en ecosistemas. Tesis de Licenciatura. ITSON. Cd. Obregón, Sonora.
- Gesch, R. W., D. Reicosky, R. Gilbert, and R. Morris. 2007. Influence of tillage and plant residue management on respiration of a Florida Everglades Histosol. *Soil and Tillage Research* 92: 156–166.
- Goh, K. M. 2004. Carbon sequestration and stabilization in soils: implications for soil productivity and climate change. *Soil Science in Plant Nutrition* 50: 467-476.
- López, C., and M. Pardo. 2011. Soil carbon storage and stratification under different tillage systems in a semi-arid region. *Soil and Tillage Research* 111: 224–230
- Martínez, E., J. P. Fuentes, y E. Acevedo. 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Journal of Soil Science Plant Nutrition* 8: 68-96.
- Paustian, K., J. Six, E. Elliott, and H. W. Hunt. W. 2000. Management options for reducing CO₂ emissions from agricultural soils. *Biogeochemistry* 48: 147-163.
- Pumpanen, J., P. Kolari, H. Ilvesniemi, K. Minkkinen, T. Vesala, S. Niinistö, A. Lohila., T. Larmona, M. Moreno, M. Pihlatie, I. Janssens, J. Curiel-Yuste, J. Grünzweig, S. Reth, J. Subke, K. Savage, W. Kutsch, G. Østreg, W. Ziegler, P. Anthoni, A. Lindroth, and P. Hari. 2004. Comparison of different chamber techniques for measuring CO₂ efflux. *Agricultural and forest meteorology* 123: 159-176.
- Reicosky, D., and D. Archer. 2007. Moldboard plow tillage depth and short-term carbon dioxide releases *Soil and Tillage Research* 94: 109–121.

5.3

Sitio intensivo de monitoreo de flujos de CO₂ a largo plazo en bosques bajo manejo en el centro de México

Gregorio Ángeles-Pérez¹, Craig Wayson², Richard Birdsey², Rene Valdez-Lazalde¹, Héctor de los Santos-Posadas¹, F. Ofelia Plascencia-Escalante¹

¹Colegio de Postgraduados, km. 36.5 Carretera México-Texcoco. Montecillo, Edo de México. C.P. 56230 Autor para correspondencia: gangeles@colpos.mx

²USDA Forest Service. Northern Research Station. 11 Campus Blvd. Ste. 200 Newtown Square, PA 19073

Resumen

A pesar de los esfuerzos y de los avances significativos en la determinación de la capacidad de los ecosistemas forestales para fijar y almacenar carbono atmosférico, es común observar relativamente grandes incertidumbres asociadas a las estimaciones. Este problema es difícil de abordar; sin embargo el nivel de incertidumbre podría reducirse en la medida que seamos capaces de conocer con detalle los procesos involucrados en sitios de investigación intensiva. Se presenta el proceso de establecimiento e instrumentación de un sitio intensivo de monitoreo para referencia y verificación de la dinámica de carbono en ecosistemas forestales. El diseño se basa en el nivel-3 de monitoreo jerárquico, compuesto por diferentes fuentes de información: sensores remotos a diversas resoluciones y escalas, inventarios forestales y monitoreo intensivo a escala de paisaje que incluye una torre para el análisis de los flujos de CO₂, vapor de agua y energía. La idea es utilizar tanto el enfoque “bottom up” como “top-down” para este análisis; es decir, estimaciones a partir de sensores remotos, inventarios intensivos y mediciones en tiempo real. El objetivo de estos sitios es proveer de información detallada para parametrizar, calibrar y verificar modelos, así como funcionar como unidades de enseñanza, capacitación y transferencia de tecnología. La propuesta central es que cada uno de los sitios operados por la red de monitoreo MexFlux posea un diseño similar para poder hacer comparaciones y síntesis a nivel ecosistema.

Palabras claves: Eddy-covariance, parcelas permanentes de investigación, sensores remotos, MexFlux.

Introducción

El análisis de procesos de fijación, almacenamiento y liberación de CO₂ son necesarios para entender el ciclo del carbono en ecosistemas forestales (Hollinger, 2010). Asimismo, es una tarea urgente para pronosticar su evolución en condiciones de variabilidad climática. A pesar del generalizado acuerdo acerca del papel fundamental que los bosques juegan en el ciclo global del carbono, el nivel de incertidumbre asociada a las estimaciones de los

flujos y almacenes a escalas regionales y nacionales permanece relativamente alto. Una forma de reducirla a nivel de ecosistema es contar con información detallada de los procesos mencionados provenientes de sitios intensivos de medición y monitoreo.

Los datos de sitios intensivos ayudarían a estimar parámetros o probar modelos fisiológicos del intercambio de carbono. Asimismo, son básicos para relacionar los flujos de carbono y datos de sensores remotos. Mediciones fisiológicas y ecológicas en estos sitios permiten separar los componentes de flujos de carbono entre planta y suelo y pueden revelar los mecanismos responsables de dichos flujos.

El establecimiento y nivel de análisis de información proveniente de sitios intensivos se basa en un enfoque de monitoreo jerárquico. Es decir se combinan las aproximaciones de análisis “botton up” and “top-down”, a través de interpretaciones en múltiples escalas, con estudios intensivos que provean acceso a detalles y mecanismos que se amplían utilizando sensores remotos, inventarios extensivos y modelos mecanicistas.

Propósito de los sitios intensivos de monitoreo

Los sitios de monitoreo intensivo proveen de datos e información necesaria para desarrollar indicadores para niveles avanzados (tier 3) en sistemas de Monitoreo, Reporte y Verificación como el demandado por la iniciativa REDD/REDD+. Estos sitios también pueden ser valiosos en validación cruzada en investigaciones desarrolladas por otros grupos (por ejemplo GEO-FCT) a través de la utilización de diferentes métodos de MRV propuestos a diferentes niveles (tiers). Además, estos sitios pueden también proporcionar o generar información para el diseño e implementación de programas de cambio climático a nivel estatal. Asimismo, podrían funcionar como centros de transferencia de tecnología y centros de educación y entrenamiento para estudiantes, técnicos y personal gubernamental relacionado con la gestión de ecosistemas forestales.

La operación de estos sitios estará a cargo de investigadores de tiempo completo basados en instituciones de educación e investigación que conforman la red MexFlux. Asimismo, se pretende que instituciones gubernamentales y de la sociedad civil se involucren para ser capacitados, y de esta forma adquieran las habilidades necesarias para diseñar políticas públicas basadas en información de primera mano. Por otro lado, no menos importante es la oportunidad que representan estos sitios para aumentar el capital humano para conducir investigaciones, y de esta forma incrementar la capacidad de México como país para implementar más sitios tier 3 en el futuro.

La localización de estos sitios en ejidos y comunidades con manejo forestal, permitirá también la interacción de grupos locales con investigadores y personal del gobierno, lo que sin duda coadyuvará a un fuerte sentido de colaboración y a percibir una relación más horizontal en oposición a la percepción jerárquica actual.

Componentes del sistema

Los sitios intensivos de monitoreo deberán contar con los siguientes componentes:

- 1) Una densa red de parcelas permanentes de medición para el monitoreo del proceso de crecimiento del bosque. Específicamente dirigida a el análisis del proceso de

acumulación de biomasa y carbono por el ecosistema forestal (Figura 1). Una densa red de parcelas servirá para asegurar que la información levantada a escala nacional es representativa y captura la información necesaria, a través de validación cruzada. Asimismo, las parcelas permitirán mejorar las estimaciones de acumulación de carbono y su escalamiento regional cuando se ligen a los datos provenientes de parcelas levantadas en el Inventario Nacional Forestal y de Suelos. El establecimiento de estas parcelas a través de metodologías comunes contribuirá a crear una red con mediciones de campo consistentes y acorde a estándares internacionales.

- 2) Construcción y mantenimiento de una torre de Eddy-covariance con la instrumentación para mediciones micro-meteorológicas y de flujo de CO₂. Las torres de flujo miden el intercambio de carbono, agua y energía entre el bosque y la atmósfera. Esta información será necesaria para el reporte de emisiones en nivel 3 (tier 3). También las torres de flujo proporcionan información para desarrollar y alimentar modelos a nivel ecosistema; es decir, para parametrizar modelos con datos temporales a diferentes escalas de tiempo.
- 3) Una biblioteca de imágenes de satélite a diferente resolución temporal y espacial, incluyendo imágenes LIDAR.

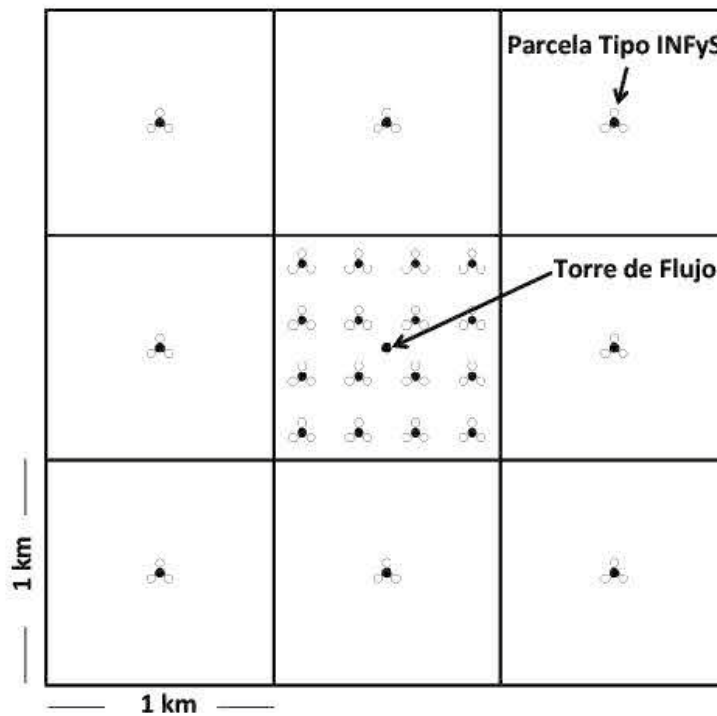


Figura 1. Localización de la torre de flujo y de las parcelas permanentes de medición tipo Inventario Nacional Forestal y de Suelos.

El sitio intensivo de monitoreo en Atopixco, Hidalgo

Los ejidos La Mojonera y Atopixco están localizados en la Sierra Madre Oriental entre las coordenadas 20°40'17", 20°34'51" N, 98°40'07" y 98°34'22" W. La región presenta topografía variable; desde zonas elevadas con pendientes suaves, hasta terrenos con pendientes pronunciadas (Martínez-Morales, 2004).

Los suelos son de origen volcánico (Rzedowski y Madrigal-Sánchez, 1972), generalmente profundos y ricos en materia orgánica. Es común encontrar luvisoles órticos y crómicos, así como cambisoles éutricos (INEGI, 1992). El clima predominante es C(fm)w"b(e)g, templado-húmedo con una estación marcada de lluvias entre junio y octubre. La temperatura media anual es de 13.5 °C y 2050 mm de precipitación (Rzedowski y Madrigal-Sánchez, 1972). Debido a que el sitio se localiza en una de las partes más altas de la Sierra Madre Oriental (2,000 to 2,200 msnm) es común observar un gran número de días con neblinas. Por tanto, la mayor parte del año la humedad relativa permanece alta.

Los tipos de vegetación predominantes son: bosque mesófilo de montaña, bosque de pino, y bosque de pino-encino. Entre las especies arbóreas dominantes se encuentran *Pinus patula*, *Quercus crassifolia*, *Q. affinis*, *Q. laurina*, *Q. sartori*, *Q. excelsa*, *Q. xalapensis*, *Clethra mexicana*, *C. pringlei*, *Magnolia schiedeana*, *Cornus disciflora*, *Viburnum* spp., *Cleyera theaoides*, *Arbutus xalapensis*, *Prunus serotina*, *Vaccinium leucanthum*, *Liquidambar styraciflua*, *Fagus grandifolia* subsp. *mexicana*, *Podocarpus reichei*, *Cercis canadensis*, entre otras (Rzedowski y Madrigal-Sánchez, 1972).

Tanto el ejido La Mojonera como Atopixco, tienen programa de manejo forestal para la producción de Madera. En esta región, el manejo forestal inició a principios de la década de los 80's a través del método de Desarrollo Silvícola con base en el método de regeneración de Árboles Semilleros (árboles padres). En las últimas tres décadas, el manejo del bosque se ha encaminado a desarrollar bosques coetáneos dominados por *Pinus patula*. Actualmente se tiene una cronosecuencia de 29 años.

Instrumentación del sitio

- Analizador de CO₂/H₂O modelo LI-7200 (LI-COR). Este modelo combina las ventajas de los analizadores de gases de vía cerrada y abierta.
- Anemómetro sónico (Gill Instruments)
- Piranómetro y QUANTUM
- Sensor de radiación neta (Net radiometer)
- Pluviómetro
- Platos de flujo de calor del suelo
- Termocoples (temperatura del suelo)
- TDR (humedad del suelo)

Consideraciones finales

Idealmente, sería deseable que todos los sitios operados por la red de monitoreo de flujos de carbono MexFlux contaran con instrumental similar. Asimismo, se propone que en cada sitio donde se tiene establecida una torre de flujo y que se localiza en ecosistemas forestales



dominados por especies arbóreas, se establezca una red similar de parcelas permanentes de medición. Es decir, cada sitio MexFlux debería convertirse en un sitio intensivo de monitoreo. De esta manera se estaría en la posibilidad de realizar comparaciones más directas y síntesis de información a nivel regional y nacional. Por otro lado, es necesario considerar el establecimiento e instrumentación de nuevos sitios intensivos en ecosistemas que actualmente no están representados.

Referencias bibliográficas

- Hollinger, D. Y. 2010. Defining a landscape-scale monitoring tier for the North American Carbon Program. *In*: C. M. Hoover (Ed.) *Field Measurements for Forest Carbon Monitoring: A Landscape-Scale Approach*. Springer, New York.
- Rzedowski, R. J. y X. Madrigal-Sánchez. 1972. Excursión del centro al noreste: Itinerario Tampico Zacualtipán. *In*: Congreso Latinoamericano de Botánica. pp: 237-242.
- INEGI. 1992. Síntesis Geográfica del Estado de Hidalgo. México. 134 p.
- Martínez-Morales, M. A. 2004. Nuevos registros de aves en el bosque mesófilo de montaña del noreste de Hidalgo, México. *Huitzil* 5(2): 12-19.

5.4

Variación temporal de los flujos de CO₂ del suelo en un bosque tropical seco

Vargas Rodrigo¹

¹ Departamento de Biología de la Conservación, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), C.P. 22860, BC. México. Autor para correspondencia: rvargas@cicese.mx.

Resumen

El ciclo del carbono es un ciclo biogeoquímico de gran importancia debido a las retroalimentaciones que existen dentro del contexto del cambio climático. Este trabajo se enfoca en la respiración del suelo, que es el flujo de CO₂ del suelo a la atmósfera por contribuciones autotróficas y heterotróficas. Se discute la aplicación de mediciones de concentraciones de CO₂ en el suelo como técnica para medir la respiración del suelo. Los resultados muestran una tasa promedio anual de la respiración del suelo de 11.1 μmol CO₂ m² s⁻¹ lo que equivale a 4182 gC m² año⁻¹ siendo la tasa más alta reportada en la literatura. La respiración del suelo es más alta en condiciones de baja humedad del suelo, pero es aparentemente independiente de la temperatura del suelo. La señal de la respiración del suelo no presenta energía en periodos de un día, pero la presenta en periodos de 30 días. La periodicidad a 30 días sugiere una dependencia a eventos sinópticos que no está correlacionada temporalmente con la periodicidad de la humedad del suelo. En este caso, la alta energía en la señal de la respiración está asociada a baja energía en la señal de la humedad del suelo. Con avances tecnológicos, las mediciones automáticas están generando una cantidad sin precedente de información lo que requiere nuevas técnicas para el análisis de la información. Aquí se presenta el análisis *wavelet* como una técnica de descomposición de frecuencias para el análisis de series de tiempo continuas para la exploración de la variación temporal de la respiración del suelo en el dominio de las frecuencias.

Palabras claves: respiración del suelo, mediciones automáticas, series de tiempo

Introducción

El ciclo del carbono es un ciclo biogeoquímico de gran importancia debido a las retroalimentaciones que existen dentro del contexto del cambio climático (Heimann y Reichstein, 2008). La producción primaria gruesa (GPP, por sus siglas en inglés) es el flujo global de CO₂ más grande y dirige varias funciones de los ecosistemas. Se ha estimado que el flujo de CO₂ debido a GPP es cerca de 123 (Pg C año⁻¹) (Beer *et al.*, 2010) y es contrarrestado por un flujo similar por la respiración de los ecosistemas (Reco) que está constituida por fuentes autotróficas y heterotróficas. La respiración total de CO₂ de los

ecosistemas se encuentra principalmente representada por la pérdida de CO₂ de los suelos (Bond-Lamberty y Thomson, 2010b), llamada respiración del suelo. Este flujo de CO₂ del suelo se encuentra a su vez dividido por la producción de CO₂ de organismos heterótrofos (*i.e.*, respiración heterotrófica) y la respiración autotrófica (producción de CO₂ por raíces de plantas y micorrizas [asociación de un hongo y una raíz]) (Hanson *et al.*, 2000). Finalmente, la respiración autotrófica de las plantas representa el otro componente principal de Reco. Este trabajo se enfoca en la respiración del suelo, ya que es un flujo de CO₂ poco estudiado en México y llega a representar hasta el 80% de Reco en ecosistemas (Davidson *et al.*, 2006).

Avances tecnológicos han abierto la posibilidad de medir flujos de CO₂ del suelo de manera continua por medio de cámaras de respiración automáticas (Carbone *et al.*, 2008; Savage *et al.*, 2008) o usando la técnica de gradientes de CO₂ en el suelo (Hirano *et al.*, 2003; Vargas *et al.*, 2010a). Con esta información se han hecho avances en el estudio de la variación temporal de la respiración del suelo utilizando técnicas de análisis de series de tiempo (Vargas *et al.*, 2010b). Estos nuevos análisis han revelado la importancia de factores biofísicos en la variación temporal y periodicidad (*e.g.* 1-día, 7-días [semanas], 32-días [meses], 165-días [temporadas de crecimiento], 365-días [años]) de la respiración del suelo.

El objetivo de este trabajo consiste en utilizar mediciones continuas de respiración del suelo en un bosque tropical seco para estudiar la variación temporal y la dependencia a la humedad del suelo y la temperatura. La importancia de este trabajo reside en discutir el estado del arte en el estudio de la respiración del suelo y analizar la dependencia de este flujo a cambios en la temperatura y humedad en un bosque tropical como un ecosistema que ha sido poco estudiado en este tema.

Materiales y métodos

El estudio se realizó en la Reserva Ecológica El Edén (21°12.61' N, 87°10.93' W) al noreste de la Península de Yucatán, Quintana Roo, México. El bosque estudiado se ha sido regenerado naturalmente después de un incendio en el año de 1989. Esto ha resultado en un bosque secundario con 31 Mg C ha⁻¹ en los árboles y con 67 Mg C ha⁻¹ en el suelo (*i.e.*, raíces, materia orgánica en los primeros 10 cm) (Vargas *et al.*, 2008). Los suelos son someros con una profundidad no mayor a 20 cm y sobre roca calcárea. Los suelos tienen una densidad de 0.61 g cm⁻³, un pH de 7.6, y una porosidad de 0.77. La textura del suelo es 63% arena, 22% limo, y 15% arcilla.

Durante agosto del 2005 se establecieron dos parcelas de 20x20 m en donde se instalaron sensores para medir la temperatura del suelo y el contenido de agua del suelo (θ) a 2, 8 y 16 cm de profundidad. Así mismo se instalaron 6 sensores de estado sólido para medir la concentración de CO₂ del suelo (rango 0–10,000 ppm; modelo GMT 222, Vaisala, Finlandia) a 2, 8 y 16 cm de profundidad (Vargas y Allen, 2008). Las mediciones presentadas en este trabajo corresponden al periodo enero-diciembre del 2006 con un intervalo de medición de 5 minutos (n = 105,120 mediciones por variable). La respiración del suelo fue medida usando la técnica del gradiente de concentraciones de CO₂ (Vargas *et al.*, 2010a).

Se realizó un análisis de series de tiempo con la transformada *wavelet*. Varios trabajos han revisado con detalle los conceptos de este análisis para diferentes aplicaciones (Cazelles *et al.*, 2008; Daubechies, 1990; Torrence y Compo, 1998) y para el caso específico de respiración del suelo (Vargas *et al.*, 2011; Vargas *et al.*, 2010b).

Resultados y discusión

La respiración promedio anual fue de $11.1 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$, mientras que la temperatura promedio anual fue de $24.8 \text{ }^\circ\text{C}$ y la humedad de $0.12 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$. Durante el periodo estudiado el ecosistema perdió $4,182 \text{ gC m}^2 \text{ año}^{-1}$ (Figura 1). El análisis *wavelet* mostró que la serie de tiempo de respiración del suelo contiene una alta energía en los periodos de 30 y 100 días (Figura 2a). La temperatura mostró energía en los periodos de 1 y 200 días (Figura 2b). La humedad del suelo mostró energía en los periodos de 90 y 200 días (Figura 2c). La periodicidad en la respiración del suelo mostró baja energía en los periodos que tienen alta energía de la humedad del suelo.

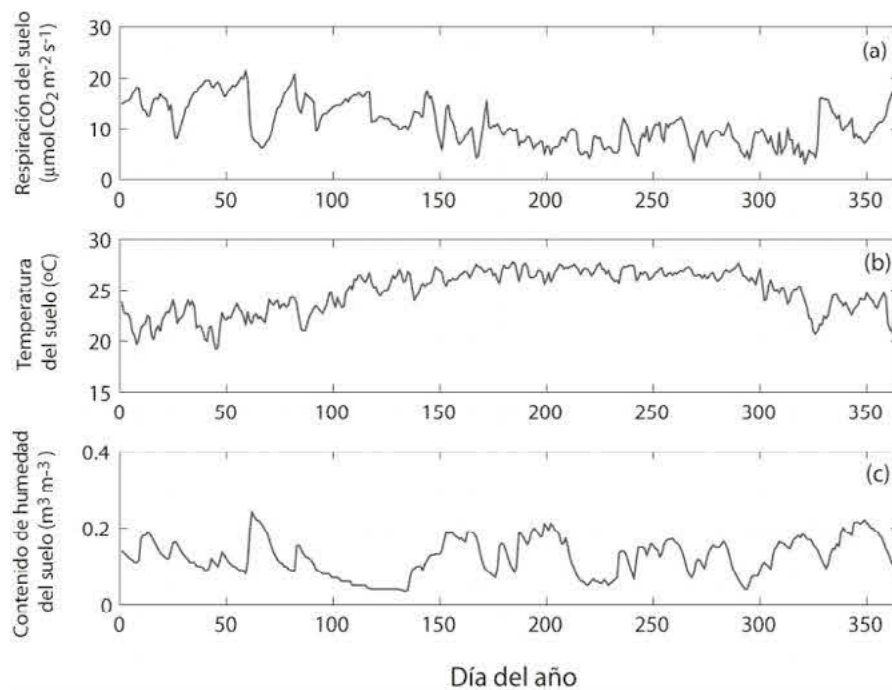


Figura 1. Series de tiempo de la temporada 2006-2007: (a) de respiración del suelo, (b) temperatura del suelo y (c) contenido de humedad del suelo. El día del año 1 representa el 1 de enero del 2006.

Los resultados muestran que este bosque tropical seco es el sitio que ha reportado el flujo de respiración de suelo más alto registrado en la literatura con cerca de 4 kg C año^{-1} (Bond-Lamberty y Thomson, 2010a). Este resultado es de suma importancia, ya que los suelos son el reservorio más grande de carbono terrestre (Schlesinger y Andrews, 2000) y pueden acumular cerca de 85 Mg C ha^{-1} en bosques tropicales secos de México (Vargas y Allen, 2008). Debido a las altas tasas de respiración de suelo los resultados sugieren un

rápido recambio de la materia orgánica del suelo lo que puede limitar la acumulación de carbono bajo condiciones de cambio climático.

Los resultados no muestran que la respiración del suelo tiene una periodicidad importante a la escala de 1-día. Esto demuestra que no existen patrones constantes diurnos y que las tasas de respiración del suelo son constantes durante el día y la noche, lo que contrasta con patrones diurnos observados en sistemas templados mésicos (Davidson *et al.*, 2006) y templados áridos (Thomey *et al.*, 2011). Usando mediciones continuas de temperatura del suelo se observó que existe una energía en la señal en periodos de 1-día (referente a los cambios térmicos del día y la noche) y a 200-días (referente a los cambios térmicos a lo largo del año). Sin embargo, es importante remarcar que la energía de la señal localizada a 1-día no es una señal fuerte debido a la poca diferencia térmica entre el día y la noche. Los resultados demuestran que no existe una dependencia importante con la variación de la temperatura, así que no es de esperarse que la poca variación diurna de ésta influya en la tasa de respiración del suelo.

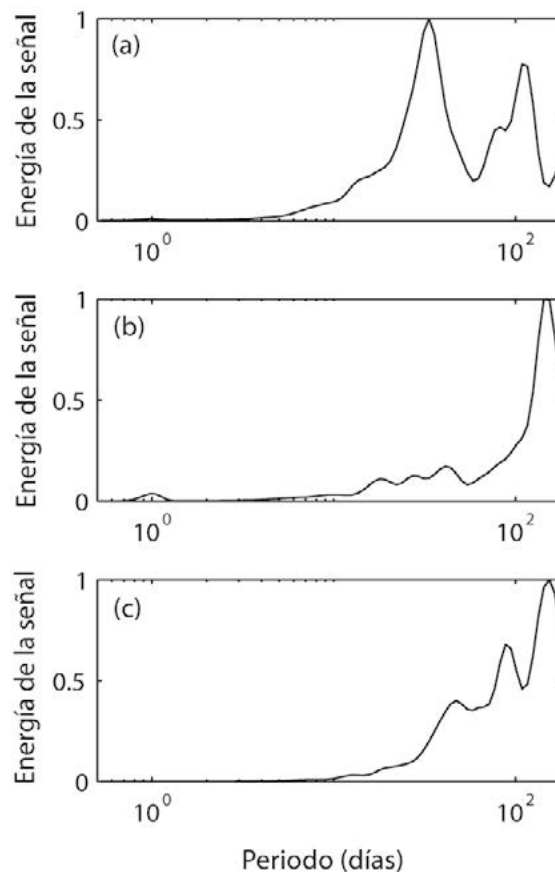


Figura 2. Espectro global del análisis wavelet para la señal de: (a) respiración del suelo; (b) temperatura del suelo y (c) contenido de humedad del suelo.

Los resultados muestran que la respiración del suelo tiene una energía importante a 32-días. Este periodo de 32-días se puede interpretar como la periodicidad de eventos sinópticos como los patrones de precipitación y la desecación de los suelos en este bosque tropical seco. Es importante recordar que la periodicidad en la respiración del suelo mostró baja energía en los periodos que tienen alta energía de la humedad del suelo. Esto se puede interpretar como una no correlación temporal entre la respiración y la humedad del suelo, en donde alta energía en la señal de la respiración está asociada a baja energía en la señal de la humedad del suelo. Estos resultados basados en el dominio de las frecuencias apoyan la interpretación del control que tiene la humedad del suelo sobre la respiración en este ecosistema.

Conclusiones

Este trabajo ha presentado una de las pocas series de tiempo con alta resolución temporal (5 minutos) sobre flujos de CO₂ en ecosistemas de México. Las mediciones automáticas están generando una cantidad sin precedente de información lo que requiere nuevas técnicas para analizarla. Aquí se ha presentado el análisis wavelet, como una técnica de descomposición de frecuencias para el análisis de series de tiempo continuas para la exploración de la variación temporal en el dominio de las frecuencias. Los resultados muestran una tasa promedio anual de la respiración del suelo de 11.1 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$, lo que equivale a 4182 $\text{gC m}^2 \text{ año}^{-1}$, siendo la tasa más alta reportada en la literatura. La respiración del suelo es más alta en condiciones de baja humedad del suelo, pero es aparentemente independiente de la temperatura del suelo. La señal de la respiración del suelo no presenta energía en periodos de 1-día, pero la presenta en periodos de 30-días. La periodicidad a 30-días sugiere una dependencia a eventos sinópticos que no está correlacionada temporalmente con la periodicidad de la humedad del suelo. En este caso la alta energía en la señal de la respiración está asociada a baja energía en la señal de la humedad del suelo.

Referencias bibliográficas

- Beer, C., M. Reichstein, and E. Tomelleri. 2010. Terrestrial gross carbon dioxide uptake: global distribution and covariation with climate. *Science* 329: 834-838.
- Bond-Lamberty, B., and A. Thomson. 2010a. A global database of soil respiration data. *Biogeosciences Discussions* 7: 1321–1344.
- Bond-Lamberty, B., and A. Thomson. 2010b. Temperature-associated increases in the global soil respiration record. *Nature* 464: 579- 582.
- Carbone, M. S., G. Winston, and S. Trumbore. 2008. Soil respiration in perennial grass and shrub ecosystems: Linking environmental controls with plant and microbial sources on seasonal and diel timescales. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences* 113.
- Cazelles, B., M. Chavez, D. Berteaux, F. Menard, J. Vik, S. Jenouvrier, and N. Stenseth. 2008. Wavelet analysis of ecological time series. *Oecologia* 156: 287-304.

- Daubechies, I. 1990. The wavelet transform, time-frequency localization and signal analysis. *IEEE Transactions on Information Theory* 36: 961-1005.
- Davidson, E. A., A. Richardson, K. Savage, and D. Hollinger. 2006. A distinct seasonal pattern of the ratio of soil respiration to total ecosystem respiration in a spruce-dominated forest. *Global Change Biology* 12: 230-239.
- Hanson, P. J., N. Edwards, C. Garten, and J. Andrews. 2000. Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: A review of methods and observations. *Biogeochemistry* 48: 115-146.
- Heimann, M., and M. Reichstein. 2008. Terrestrial ecosystem carbon dynamics and climate feedbacks. *Nature* 451: 289-292.
- Hirano, T., H. Kim, and Y. Tanaka. 2003. Long-term half-hourly measurement of soil CO₂ concentration and soil respiration in a temperate deciduous forest. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 108.
- Savage, K., E. Davidson, and A. Richardson. 2008. A conceptual and practical approach to data quality and analysis procedures for high-frequency soil respiration measurements. *Functional Ecology* 22: 1000-1007.
- Schlesinger, W. H., and J. Andrews. 2000. Soil respiration and the global carbon cycle. *Biogeochemistry* 48: 7-20.
- Thomey, M. L., S. Collins, R. Vargas, J. Johnson, R. Brown, D. Natvig, and M. Friggens. 2011. Effect of precipitation variability on net primary production and soil respiration in a Chihuahuan Desert grassland. *Global Change Biology* 17: 1505-1515.
- Torrence, C., and G. Compo. 1998. A practical guide to wavelet analysis. *Bulletin of the American Meteorological Society* 79: 61-78.
- Vargas, R., and M. Allen. 2008. Diel patterns of soil respiration in a tropical forest after Hurricane Wilma. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences* 113.
- Vargas, R., M. Allen, and E. Allen. 2008. Biomass and carbon accumulation in a fire chronosequence of a seasonally dry tropical forest. *Global Change Biology* 14: 109-124.
- Vargas, R., D. Baldocchi, and M. Allen. 2010a. Looking deeper into the soil: biophysical controls and seasonal lags of soil CO₂ production and efflux. *Ecological Applications* 20: 1569-1582.
- Vargas, R., M. Detto, D. Baldocchi, and M. Allen. 2010b. Multiscale analysis of temporal variability of soil CO₂ production as influenced by weather and vegetation. *Global Change Biology* 16: 1589-1605.
- Vargas, R., D. Baldocchi, and M. Bahn. 2011. On the multi-temporal correlation between photosynthesis and soil CO₂ efflux: reconciling lags and observations. *New Phytologist* 191: 1006-1017.



6

Ecosistemas Acuáticos - Atmósfera

6.1

Mediciones en continuo de pH superficial frente a las costas de Baja California durante condiciones El Niño y La Niña

Cuevas-Miranda Daniela¹, Hernández-Ayón JM², Durazo-Arvizu Reginaldo¹, Siqueiros-Valencia A²

¹Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, CP 22860, Baja California, México. Autor para correspondencia: cuevas.daniela@uabc.edu.mx

²Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, CP 22860, Baja California, México.

Resumen

El propósito de este trabajo fue realizar mediciones superficiales de pH mediante un sistema de flujo continuo para aumentar la resolución espacial y temporal de los datos en la región IMECOCAL (Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California), con la finalidad de generar una mejor descripción para establecer los procesos biológicos y/o físicos que modificaron los valores superficiales de pH. Se realizaron dos campañas oceanográficas, una en primavera y otra en verano, frente a las costas de Baja California (CBC) durante el 2010. En cada muestreo se realizaron mediciones superficiales de pH y en los primeros 200 metros. Además, se utilizaron imágenes satelitales de anomalía de clorofilas y temperatura superficial promedio para localizar surgencias, giros y áreas de alta o baja productividad biológica en las aguas superficiales. Para determinar las condiciones interanuales, se utilizaron imágenes de anomalía de temperatura superficial (SST). Los resultados señalaron que las masas de agua que dominaron los primeros 200 m fueron el Agua Subártica (ASA) y Agua Ecuatorial Subsuperficial (AESs). La diferencia en superficie entre la región al norte y sur de Punta Eugenia (PE) se debió a la presencia de aguas más frías y con menor pH en las costas de la zona norte, producto de surgencias. Los datos obtenidos con el sistema de flujo continuo ayudaron a acotar áreas con las que se pudieron observar eventos de mesoescala, que se reflejaron en los valores de pH en superficie durante verano. La primavera se caracterizó por presentar eventos de surgencias costeras en Ensenada y San Quintín, donde se encontraron los valores superficiales más altos de pH (~8.05), en respuesta al consumo de carbono inorgánico por el fitoplancton. La presencia de El Niño “débil” (EN) provocó que el ASA dominara solo la región norte y se presentara por debajo de los 70 m en el sur debido a la incursión de Agua Transicional (ATr) en superficie y por esto el AESs se observó a partir de los 150 m. En verano las estructuras de mesoescala presentes fueron un giro anticiclónico arriba de PE y otro ciclónicos frente a PE, que provocó que aguas del fondo ricas en CO₂ surgieran hasta los 20 m con un pH más bajo. Se identificaron surgencias desde Ensenada a San Quintín con valores superficiales de pH de 7.8 a 7.9. La Corriente de California (CC) conformada por ASA, dominó en toda la región y el AESs se identificó cercano a los 200 m solo en el sur.

Los perfiles de pH mostraron valores más bajos que en primavera por debajo de los 50 m, producto de la condición La Niña (LN).

Palabras claves: sistema de flujo continuo, IMECOCAL, corriente de California, surgencia costera.

Introducción

Las mediciones de pH en la superficie del océano sirven como referencia para conocer el intercambio de CO₂ que se lleva a cabo en la interfase océano-atmósfera y también son un indicador de la productividad y de los procesos físicos (Fuhrmann y Zirino, 1988). Debido a que el agua de mar se encuentra amortiguada, todos los procesos de mezcla y respiración que suceden en esta zona sólo producen pequeños cambios en el pH, que si se ignoran durante estudios oceanográficos se pierde información valiosa sobre los componentes físicos y biológicos del sistema (Fuhrmann y Zirino, 1988). Esto se debe a que el pH representa cambios en las concentraciones de carbono inorgánico disuelto (CID), ya que responde de manera opuesta. Su medición de manera precisa es una herramienta práctica y sencilla para cuantificar muchos de los aspectos de la química del CO₂ en el océano (DelValls, 1999). Sin embargo, en la mayoría de los cruceros oceanográficos el protocolo de su medición está limitado a la toma de muestras discretas, en las cuales se pierde resolución espacial. Una forma de mejorar la resolución espacial y temporal de las mediciones de pH superficial llevadas a cabo en campañas oceanográficas es con la implementación de un sistema de flujo continuo, ya que así se pueden llevar a cabo mediciones en largas escalas espaciales. Además se pueden obtener datos en todo el muestreo y no solamente en puntos específicos (Fuhrmann y Zirino, 1988). Este sistema es de gran ayuda para determinar la dinámica del carbono en el océano, ya que de esta manera se pueden monitorear más detalladamente las zonas de alta o baja actividad biológica del fitoplancton, y zonas donde dicha dinámica es controlada por los procesos físicos (Zirino y Lieberman, 1985). En este último punto, las mediciones continuas de pH también son indicadoras de surgencias y pueden proveer de información importante de las variaciones oceánicas en la escala horizontal.

El objetivo de este estudio fue realizar mediciones superficiales de pH en las costas de Baja California mediante un sistema de flujo continuo, para tener un mejor entendimiento de los procesos que intervienen en los cambios de pH en superficie y asociarlos a procesos hidrológicos subsuperficiales.

Materiales y métodos

Se realizó un crucero oceanográfico en primavera y otro en verano de 2010 a bordo del B/O Francisco de Ulloa, bajo el programa IMECOCAL. La malla de muestreo incluyó cierto número de estaciones que se dividieron en transectos distribuidos desde la costa hasta ~220 km mar afuera. Para registrar el pH superficial a lo largo de todo el recorrido en cada muestreo, se realizó una adaptación al sistema descrito por Fuhrmann y Zirino (1988), y se calculó el pH a 25 °C con las fórmulas de Fuhrmann y Zirino (1988) y Zirino y Liberman

(1985). Adicionalmente se colectaron muestras discretas en los primeros 200 metros de profundidad y se determinó el pH a 25°C con la fórmula de Dickson *et al.* (2007).

Los electrodos a utilizar se calibraron a una temperatura de 25 °C con el buffer TRIS/HCl (2-amino-2-hidroxi-1,3-propanediol) de pH 8.0936 y el buffer 2-aminopiridina/HCl (2-aminopiridina) con pH 6.7866, ambos preparados en agua de mar sintética. Se calculó la pendiente con la fórmula de Dickson *et al.*(2007). Para ver la dependencia del electrodo a la temperatura se realizó un barrido a una muestra de agua de mar desde los 10°C hasta los 30°C, se graficó la temperatura contra el milivoltaje (mV) y se obtuvo la ecuación de la recta, donde: $y=0.655$; $x=88.98$.

Los resultados se dividieron en dos zonas: la región norte de PE, que abarcó las líneas: 100–117 y la región sur que incluyó las líneas 120–137. Se realizaron perfiles de salinidad, temperatura (°C) y pH a 25°C de los datos de las muestras discretas para cada época de muestreo. También se generaron mapas superficiales de los valores de pH, temperatura y salinidad obtenidos en continuo y con las muestras discretas, con la intención de comparar los resultados obtenidos y su resolución.

Con la finalidad de localizar surgencias, giros y áreas de alta o baja productividad biológica, para asociarlas con áreas de alto o bajo pH debido al aporte o consumo de carbono inorgánico, se utilizaron imágenes satelitales de anomalía de clorofila *a* y de la temperatura superficial promedio correspondientes a cada mes. Para determinar las condiciones interanuales de cada muestreo se usaron imágenes de anomalía de temperatura superficial (SST), los reportes de NOAA y de CalCOFI.

Resultados y discusión

Los mapas superficiales de salinidad, temperatura y pH obtenidos de manera continua presentaron una mejor resolución espacial y con esto se pudo observar de forma más clara lo que sucedió en toda la zona de estudio. Los cambios temporales y espaciales de pH que ocurrieron durante los muestreos de primavera y verano de 2010, en las aguas superficiales de los márgenes de las CBC, pueden ser atribuidos a la variación en la biomasa fitoplanctónica asociada a los eventos de surgencia y al efecto en los cambios de la circulación de las masas de agua con marcadas diferencias de temperatura, salinidad y CO₂ total. Esto se debe a que las surgencias en las CBC durante primavera-verano tienen la característica de fertilizar las aguas superficiales, trayendo como consecuencia un incremento en la biomasa fitoplanctónica y así un aumento en el pH por el consumo del carbono (Hernández-Ayón *et al.*, 2010).

En el mapa de salinidad en continuo, durante primavera, se pudo apreciar el efecto de la interpolación, lo que dificultó la evaluación e interpretación de la información (Figura 1a). La temperatura superficial registrada con los mapas del sistema de flujo continuo y muestras discretas registraron zonas de surgencias con valores de ~14°C al norte de PE y valores mayores a 17°C hacia el sur (Figura 1b). Los mapas superficiales de pH mostraron las estructuras formadas entre las zonas de bajo o alto pH, con ligeras diferencias entre ambas mediciones de ~0.05 unidades en áreas con estructuras que presentaron los valores bajos (Figura 1c). Esto se debió a diferencias ocasionadas por la presencia de una lengüeta de agua más cálida y salina en la zona sur desde la superficie hasta los 50 m, en respuesta al

evento de EN. Durante verano, los mapas de salinidad y temperatura del sistema de flujo continuo y de las muestras discretas, mostraron aguas con temperaturas mayores a 18°C y más salinas (> 33.5) hacia el sur (Figuras 1d-f). De los dos muestreos, los mapas de pH de verano fueron los que más estructuras y detalles proporcionaron. En esta época se observó un giro ciclónico entre los 28.5°N y 29°N (Figuras 2a, c y e) y otro anticiclónico ligeramente al norte de PE cerca de los 28°N (Figura 1f), además de zonas de surgencia y de mayor actividad biológica al norte de Punta Baja.

Las señales de las variaciones interanuales y estacionales no solo se observan en cambios de temperatura y salinidad (Linacre *et al.*, 2010), sino también en las variables del sistema del CO₂ como el pH (Juárez-Colunga *et al.*, 2010). Durante primavera el ASA incursionó hasta PE, desde la superficie hasta los 200 m, y posteriormente se hundió en el sur a una profundidad entre 70 y 150 m, debido a la presencia en superficie de una masa de agua menos densa y con mayor temperatura (ATr) con pH >7.9, debido a la condición de EN “débil”. Esto produjo una división entre la región al norte y sur de PE, con valores más altos al sur. Los valores bajos de pH superficial reportados de 7.8 en la parte norte de PE, se atribuyeron al transporte de aguas ricas en CO₂ por las surgencias recientes, las cuales se presentaron con temperaturas de 14°C (Figura 3). Las imágenes de satélite de anomalías de clorofila respondieron a las condiciones oceanográficas y mostraron anomalías positivas al norte, en respuesta a la actividad fitoplanctónica que se presentó por las surgencias, mientras que al sur de PE fueron negativas.

El ASA en el verano dominó toda la región y se presentaron estructuras de mesoescala, así como surgencias costeras desde Ensenada a Bahía San Quintín y zonas con valores superficiales de pH >8.0 en respuesta a la actividad biológica presente. Estos perfiles mostraron valores más bajos que en primavera por debajo de los 50 m, producto de la condición LN, que provocó que aguas profundas ricas en CO₂ que se caracterizan por baja temperatura y alta salinidad, se elevaran hacia la superficie. Los valores bajos de pH superficial se debieron a surgencias costeras y a los afloramientos costeros productos de un giro ciclónico presente en el norte y sur de PE respectivamente (Figura 4).

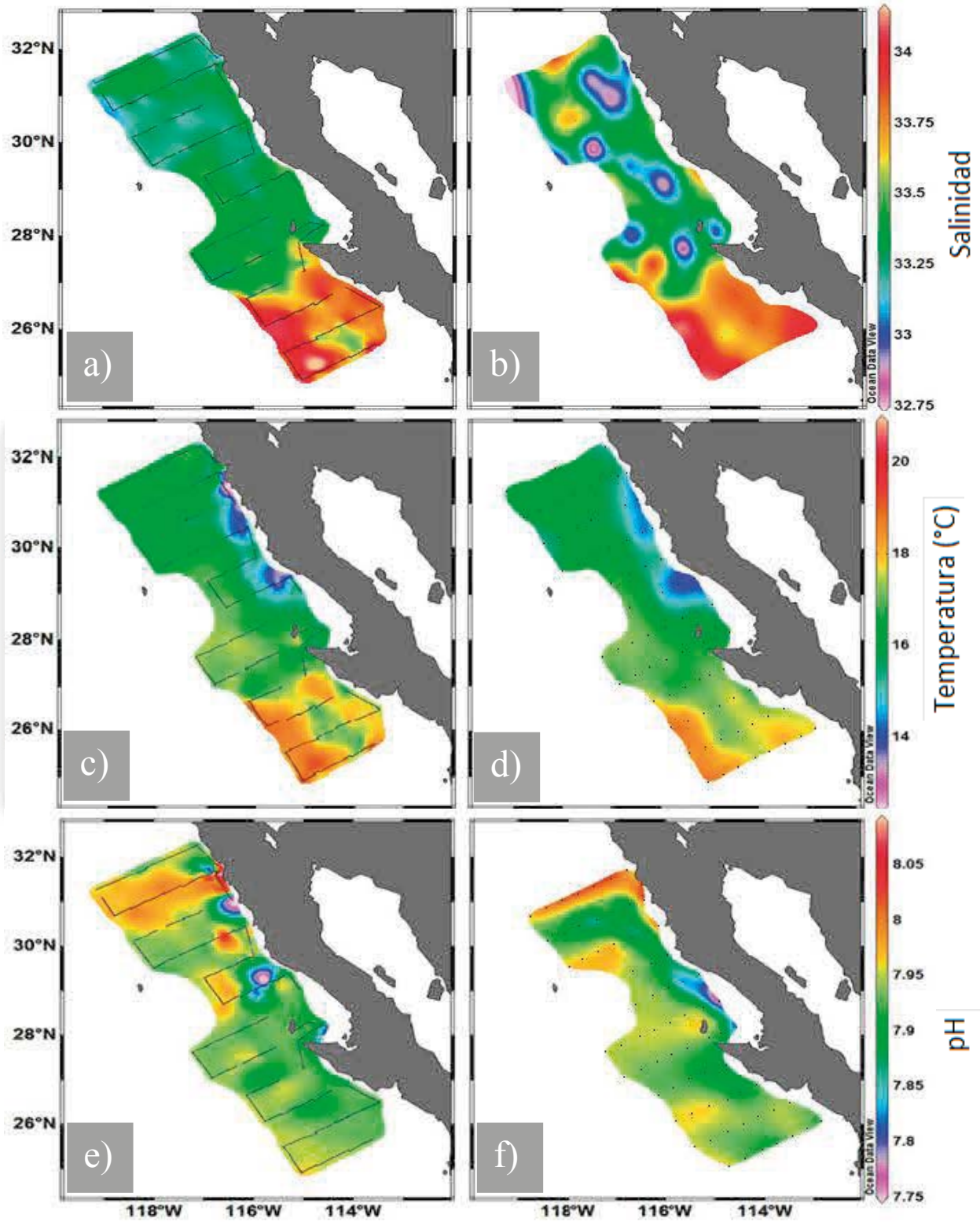


Figura 1. Mapa superficial de salinidad, temperatura (°C) y pH de primavera 2010, obtenidos con el sistema de flujo continuo (a, c y e) y a 0 m con las muestras discretas (b, d y f).

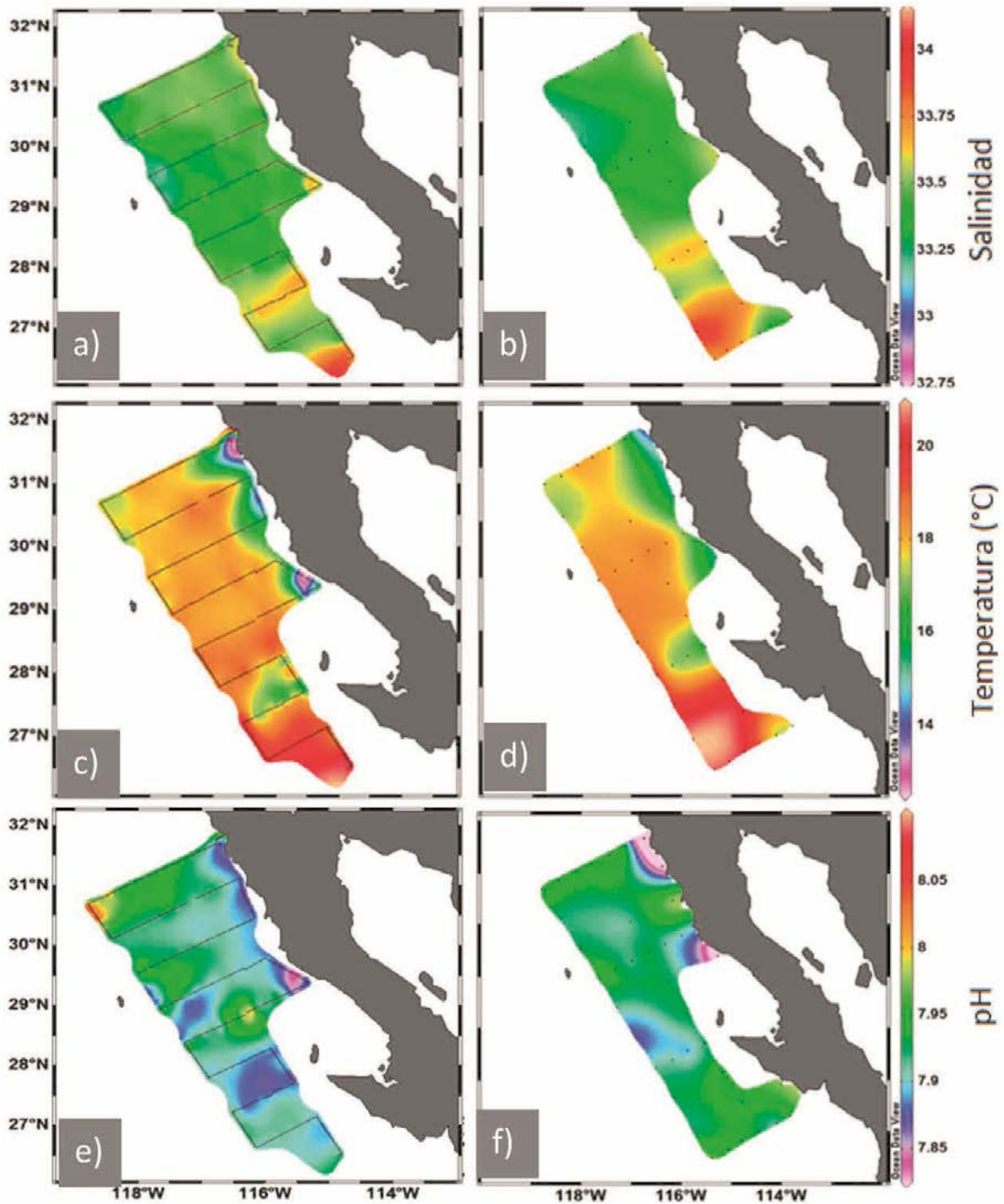


Figura 2. Mapa superficial de salinidad, temperatura (°C) y pH de verano 2010, obtenidos con el sistema de flujo continuo (a, c y e) y a 0 m con las muestras discretas (b, d y f).

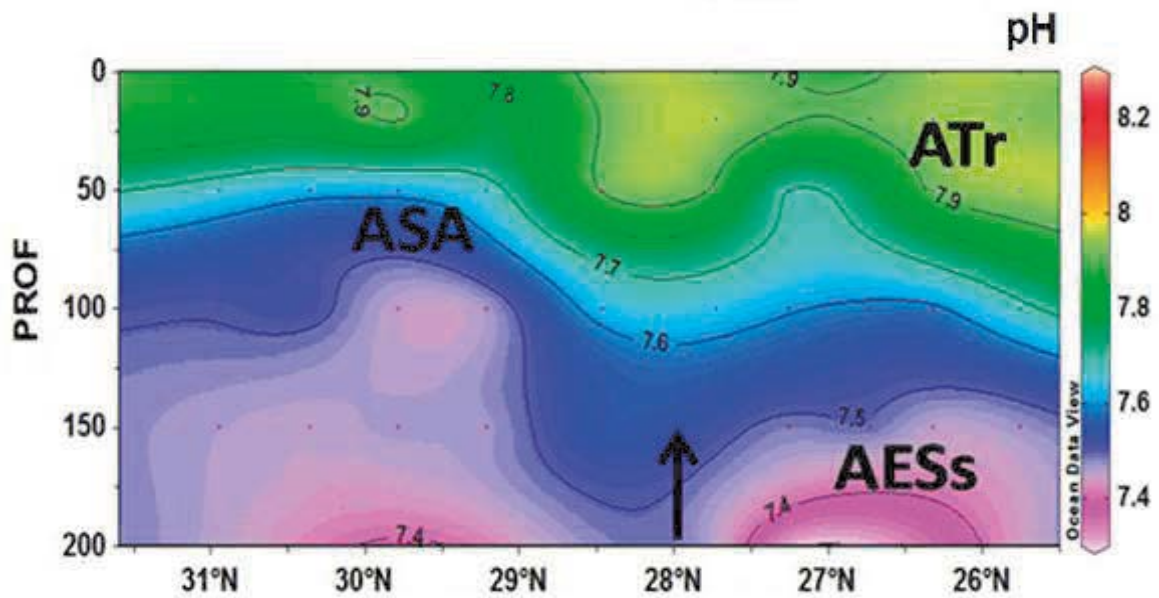


Figura 3. Transecto vertical de pH de marzo - abril 2010. El transecto de pH es de norte a sur (izquierda a derecha) con las siglas de las masas de agua presentes: ASA (Agua del Subártico), AESs (Agua Ecuatorial Subsuperficial) y ATr (Agua Transicional). La flecha negra indica la posición en PE.

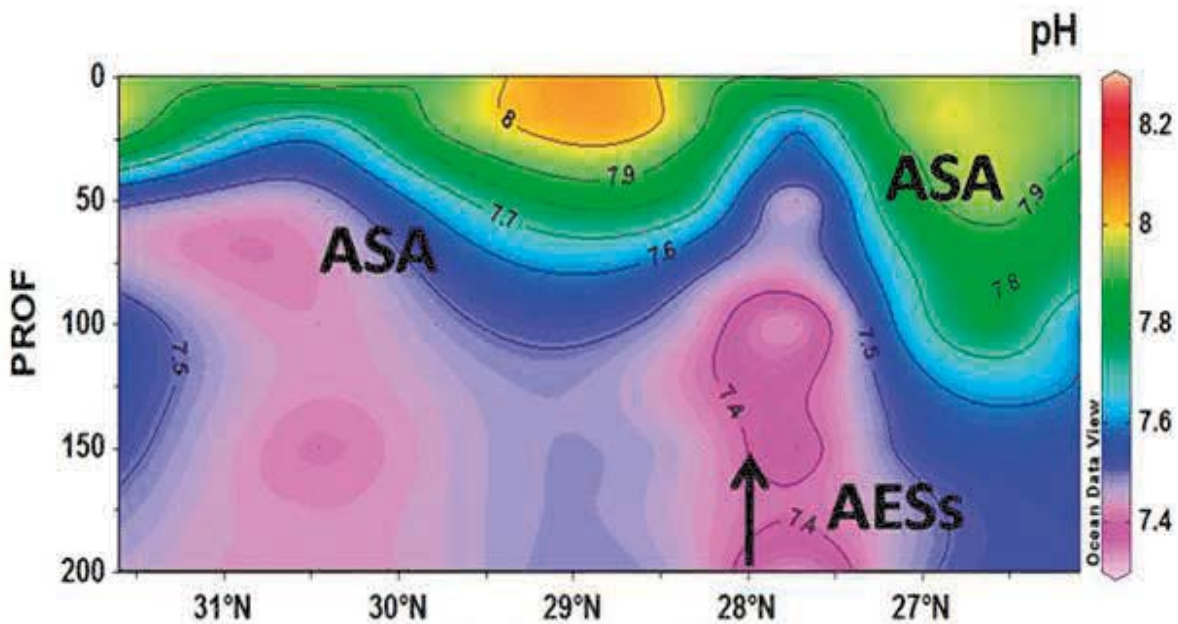


Figura 4. Transecto vertical de pH de marzo - abril 2010. El transecto de pH es de norte a sur (izquierda a derecha) con las siglas de las masas de agua presentes: ASA (Agua del Subártico), AESs (Agua Ecuatorial Subsuperficial) y ATr (Agua Transicional). La flecha negra indica la posición en PE.

Finalmente, los resultados de este trabajo sugieren que la implementación de un sistema de flujo continuo de pH en estudios oceanográficos interdisciplinarios, permite monitorear en superficie los cambios estacionales e interanuales que ocurren frente a las CBC. Estas mediciones permitirán realizar calibraciones frecuentes en el mar y proporcionarán cobertura temporal suficiente para los monitoreos del flujo oceánico de CO₂ en el sur de la CC.

Conclusiones

Los valores superficiales de pH presentaron diferencias en cada época, debido a la variación estacional de las masas de agua, a zonas de surgencias y de giros, en combinación a la presencia o ausencia de zonas de alta productividad biológica. Por debajo de los 50 m de profundidad, la variación espacial del pH estuvo controlada por procesos de advección y a las condiciones interanuales presentes.

Durante primavera de 2010 se observó una ligera separación del pH entre la región norte y sur de PE, asociada al evento de EN “débil”. El ASA dominó la región norte y al sur hubo una incursión en superficie de ATr por una acumulación de agua con alta temperatura y salinidad que produjo un hundimiento del ASA entre los 50 y 70 m. El AESs con pH más bajo se localizó por debajo de los 150 m de profundidad. En verano de 2010 se presentaron eventos de mesoescala, condiciones LN y el ASA dominó toda la región norte-sur. Por otro lado, la termoclina y las isopícnas de mayor densidad y profundidad se volvieron más someras, lo que produjo un ascenso de aguas enriquecidas en CO₂ con valores bajos de pH. El AESs se presentó por debajo de los 150 m sólo frente a PE.

Referencias bibliográficas

- DeValls, T. A. 1999. Underway pH measurements in upwelling conditions: The California current. *Ciencias Marinas* 25: 20-35.
- Friederich, G. E., P.M. Walz, M.G. Burczynski, and F.P. Chavez. 2002. Inorganic carbon in the central California upwelling system during the 1997-1999 El Niño-La Niña event. *Progress in Oceanography* 54 (1-4): 185-203.
- Fuhrmann, R., and A. Zirino. 1988. High-resolution determination of the pH of seawater with a flow-through system. *Deep-Sea Research Part A*. 35 (2): 197-208.
- Hernández-Ayón, J.M., G. Gaxiola C., F. Chávez, T. Takahashi, D. Feely, C. Sabine, B. Hales, y J.R. Lara L. 2010. Variabilidad Espacial y Temporal del Flujo de CO₂ Océano-Atmosfera en la Costa oeste de Baja California, México. *En: 10 Años IMECOCAL. Instituto Nacional de Ecología y Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. INE-CICESE. Ensenada, México. pp: 85-120.*
- Juárez-Colunga, M.C., J.M. Hernández-Ayón, R. Durazo, J.R. Lara y A. Siqueiros. 2010. Variación espacial y temporal del pH frente a las costas de Baja California. *In: 10 Años IMECOCAL. Instituto Nacional de Ecología y Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. INE-CICESE. Ensenada, México.*
- Linacre R.L., J.M. Hernández., G. Cervantes, F. Delgadillo, R. Durazo, J.R. Lara, V.F. Camacho., A. Siqueiros, y C. Bazán. 2009. Variabilidad temporal en las características

físico-químicas de las aguas de un observatorio de monitoreo costero. Estación ENSENADA. *Journal of Continental Shelf Research* 30:1730-1742.

Zirino A., J.M. Hernández, R. Fuhrmann, S. Álvarez, G. Gaxiola, J.R. Lara, y R. Bernstein. 1997. Estimaciones superficiales de $p\text{CO}_2$ en el Golfo de California a partir de mediciones continuas de pH en imágenes satelitales. *Ciencias Marinas* 23:1-22.

6.2

Principales procesos de control del CO₂ en la Bahía de Todos Santos, B.C., durante un ciclo anual

Palacios-Coria E.¹, Hernández-Ayón J. M.¹, Delgadillo-Hinojosa F.¹, Siqueiros-Valencia A.¹, Torres V.¹

¹Universidad Autónoma de Baja California, Instituto de Investigaciones Oceanológicas., Km. 103 autopista Tijuana-Ensenada, Apartado postal 453, Ensenada, CP 22800, Baja California, México. Autor para correspondencia: edpaco71@gmail.com

Resumen

El ciclo del carbono en zonas costeras está controlado por procesos como aportes por ríos desde ambientes terrestres, surgencias y mezcla de aguas de fondo ricas en CO₂, fotosíntesis, flujos aire-mar en la superficie del mar y procesos de precipitación y calcificación. Sin embargo, existe escasa información acerca de la descripción de los procesos que controlan la variación espacial y temporal del carbono inorgánico disuelto (CID) en estas áreas, por lo que existe una gran incertidumbre acerca de la dinámica del carbono en cuerpos costeros. En este trabajo se presentarán los resultados de estudios del carbono en La Bahía de Todos Santos, la cual está situada en la zona sur de la Cuenca del Sur de California (ZSCSC). Esta zona es definida como la región localizada entre Punta Salsipuedes y Punta Banda, en la Península de Baja California; presenta además comunicación abierta con el Océano Pacífico a través de dos bocas formadas por dos pequeñas islas llamadas Islas de Todos Santos. La circulación oceánica en La Bahía de Todos Santos está influida principalmente por la Corriente de California (CC). Las propiedades del agua del Sistema de la Corriente de California se atribuyen a la presencia de cuatro masas de agua que están definidas por su temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y nutrientes: Agua Subártica (ASA), el Agua Subtropical Superficial (AStS), el Agua de Transición (Atr) y el Agua de Pacífico Ecuatorial (APE), así como por surgencias durante todo el año, con distintas intensidades estacionales e interanuales. En este trabajo se presenta una evaluación de la variabilidad espacial y temporal en la concentración de CID, pCO₂, Alcalinidad y pH en la columna de agua en la BTS. Con estos parámetros se describirá el sistema de CO₂ en la BTS durante un ciclo anual, así como la identificación de fuentes y sumideros de este gas y posibles zonas con niveles de subsaturación de aragonita.

Palabras clave: CID, Alcalinidad, pH, cambio climático, acidificación.

Introducción

Uno de los temas ambientales de gran importancia en la actualidad, es el acelerado incremento de los niveles de CO₂ en la atmósfera, ya que durante los últimos 200 años se ha registrado un aumento notable de este gas a nivel global producto de la combustión de materiales fósiles (Provoost *et al.*, 2010). Este aumento en las concentraciones de CO₂ se ve reflejado por un incremento de 280 a 380 ppm en la concentración y la absorción de CO₂ en los océanos del mundo, lo que provoca un cambio en la química del agua de mar, cuyo principal efecto es la denominada acidificación del océano (Caldeira y Wickett, 2003). El tema de la acidificación es de preocupación, porque una disminución en el pH de las aguas superficiales tiene múltiples efectos sobre el funcionamiento, la productividad, crecimiento y supervivencia de los organismos marinos. La acidificación del océano disminuye las concentraciones de carbonatos y reduce el estado de saturación de carbonato de calcio de agua de mar. Los sistemas acuáticos, principalmente los océanos, actúan como un enorme reservorio de carbono inorgánico, que contiene aproximadamente 50 veces más CO₂ que la atmósfera, y esta concentración atmosférica de CO₂ sería mucho mayor en la ausencia de los procesos oceánicos actuales (Chávez y Takahashi, 2006).

El ciclo del carbono en los océanos costeros conlleva una serie de procesos como surgencias y mezcla de agua rica en CO₂ desde el fondo, la fotosíntesis en la superficie del mar, el hundimiento de partículas orgánicas, respiración, producción y consumo de carbono orgánico disueltos y flujos de CO₂ mar-aire. Aunque los flujos en las zonas costeras son grandes con respecto a la superficie, hay desacuerdo sobre si estas regiones son un sumidero neto o una fuente neta de CO₂ a la atmósfera (Tsunogai *et al.*, 1999; Cai y Dai, 2004; Thomas *et al.*, 2004). Existen grandes incertidumbres sobre los flujos de carbono costeros, que son complejos y dinámicos, variando rápidamente en distancias cortas y en altas frecuencias.

La bomba biológica del mar, convierte el carbono inorgánico en la superficie del océano, en carbono orgánico particulado por fotosíntesis, transportándolo por hundimiento y por tanto, desempeña un papel fundamental en la eliminación de CO₂ atmosférico (Gruber y Sarmiento, 2002) Una de las principales diferencias entre los sistemas costeros y el océano abierto es la actividad de la bomba biológica.

En zonas costeras donde ocurren procesos frecuentes como las surgencias (por ejemplo, las costas de California, a lo largo de la frontera oriental del Pacífico) los procesos físicos traen aguas frescas, ricas en nutrientes y CO₂ a la superficie (Cai *et al.*, 2003), donde la captación biológica de CO₂ desempeña un papel importante en la determinación de un área sea un sumidero o fuente a la atmósfera. La alta productividad biológica, alimentada por nutrientes en las aguas costeras puede conducir al mar a convertirse en un sumidero de CO₂ durante el verano (Codispoti y Friederich, 1986; Van Geen *et al.*, 2000; Hales *et al.*, 2005). Las variaciones en las concentraciones de CO₂ superficiales están fuertemente relacionadas con el periodo de tiempo que las aguas han estado expuestas a la atmósfera y a la capacidad de amortiguamiento del agua de mar.

La Bahía de Todos Santos, está situada en la zona Sur de la Cuenca del Sur de California (ZSCSC). (Figura 1) se localiza en el extremo NW de la Península de Baja California entre los 31°43' y 31°54' N y los 116°36' y 116°49' W (Castillón-Álvarez, 1988),

alojando en su interior al puerto de Ensenada, B.C La circulación oceánica en La Bahía de Todos Santos está influida principalmente por la Corriente de California (CC). Las propiedades del agua del Sistema de la Corriente de California se atribuyen a la presencia de cuatro masas de agua que están definidas por su temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y nutrientes: Agua Subártica (ASA), el Agua Subtropical Superficial (AStS), el Agua de Transición (Atr) y el Agua de Pacífico Ecuatorial (APE), así como por surgencias durante todo el año, con distintas intensidades estacionales e interanuales (Durazo y Baumgartner 2002).

Un aspecto relevante es que, a pesar de que se reconoce como una necesidad contar con estudios detallados y de largo periodo acerca de la biogeoquímica del sistema de CO₂, en México son pocos o prácticamente nulos aquellos que se han desarrollado en la zonas costeras y que no están bien caracterizados por una carencia de observaciones acopladas a la dinámica espacial y temporal en zonas específicas. Por tanto, el objetivo principal de este trabajo es describir la variabilidad espacial y temporal de las variables del sistema del CO₂ (Carbono Inorgánico Disuelto, Alcalinidad Total, pCO₂, pH y Ω Aragonita) en la zona costera de la Bahía de Todos Santos durante un ciclo anual.

Material y métodos

Colecta de muestras de agua de mar y datos hidrográficos en la Bahía de Todos Santos

Para caracterizar la distribución espacial y temporal de la variables del sistema del CO₂, se escogieron 12 estaciones de una red de 30 (Figura 1) distribuidas de forma equidistante en cuatro transectos paralelos a la línea de costa. Se realizaron cuatro muestreos estacionales, durante los meses de enero (invierno), abril (primavera), julio (verano), octubre (otoño) de las variables hidrográficas durante el período 2011 en la Bahía de Todos Santos mediante lances de CTD utilizando un SBE 9/11. Además, se colectaran las variables del sistema del CO₂. Para las mediciones de Carbono Inorgánico Disuelto (CID), Alcalinidad Total (AT) y pH se colectara agua de mar con botellas Niskin de 5 L a las profundidades estándar La colecta se llevará a cabo en botellas Niskin, posteriormente se colectará directamente en botellas Pyrex, de 250 mL de agua de mar para determinar el CID y AT, se procederá a adicionarles 100 μ l de HgCl

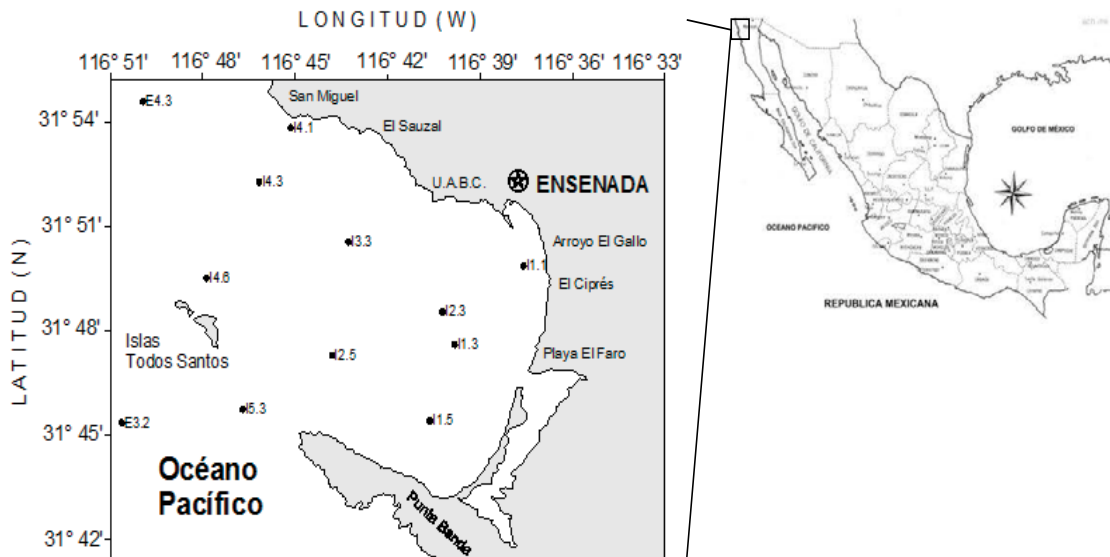


Figura 1. Ubicación de la Bahía de Todos Santos, B.C. y estaciones de muestreo durante el ciclo 2011

Trabajo de laboratorio: Análisis de Carbón Inorgánico Disuelto (CID)

Para la medición de esta variable se utilizó el método coulométrico descrito por Johnson *et al.* (1987) en el cual se utiliza material de referencia certificado. Para el análisis se utiliza una jeringa de 50 mL con peso conocido y se extrae una alícuota de la muestra de agua de mar. La jeringa llena se pesa y se inyecta a una celda cerrada, donde se hace reaccionar con ácido fosfórico al 8% para convertir los carbonatos y bicarbonatos a CO_2 . Para conocer la concentración de CO_2 de la muestra, se utilizan los conteos/min obtenidos de la titulación en la siguiente ecuación:

$$CID = (\text{conteos} - Bco. * t) / (FC * M) \quad (1)$$

donde, CID = Carbono Inorgánico Disuelto de la muestra, conteos = número de conteos dados por el coulómetro, $Bco.$ = blanco, número de conteos/min que marca el coulómetro con ácido y gas nitrógeno en la celda, sin muestra, t = tiempo de medición de la titulación coulométrica, FC = factor para calcular concentración, para convertir el contador de corriente en concentración, obtenido a partir de la medición de dos estándares diferentes, M = masa de la muestra añadida.

Trabajo de laboratorio: Análisis de Alcalinidad Total (AT)

Después del análisis de CID se procedió a analizar la AT mediante el procedimiento potenciométrico descrito por Dickson *et al.* (2003). Para llevar a cabo el análisis, se tomaron alícuotas de la muestra, se pesaron y se llevaron a 25°C en una celda abierta. Después, se añade suficiente HCl ~ 0.1 moles/kg con fuerza iónica 0.7 para que la muestra alcanzara un pH aproximado de 3.5 (aproximadamente 1 mL). Para titular la muestra

acidificada, la pipeta realiza ~20 adiciones de 0.025 ml de HCl, y el potenciómetro registra el potencial después de cada una de ellas. Con los datos de milivoltaje y ácido utilizado durante la titulación el programa realiza una linealización y, a partir de la masa de la muestra y del ácido que se necesitó para neutralizar las bases contenidas en ella, se realiza el cálculo para conocer la concentración de Alcalinidad Total de cada muestra (Dickson *et al.*, 2003).

Trabajo de Gabinete: Análisis de los datos obtenidos

Las masas de agua presentes en el área de estudio fueron identificadas por medio de un análisis hidrográfico de la temperatura y salinidad en base a diagramas T-S, donde se utilizó la clasificación de masas de agua descrita por Durazo y Baumgartner (2002). Con este procedimiento es posible observar la presencia de eventos interanuales. Además, se realizó el estudio de la distribución espacial y temporal en base a la Red Costera (2010-2011).

Adicionalmente, con el programa CO₂Sys.xls (Lewis y Wallace, 1998) y por medio de las mediciones de CID, AT, temperatura, salinidad, presión y las constantes de disociación de Mehrbach *et al.* (1973) se estimó el Ω_{arag} , Ω_{cal} , pCO₂, y pH *in situ* (en la escala de agua de mar). Considerando que la exactitud, tanto para CID como para AT, es de ~3 $\mu\text{mol kg}^{-1}$, los errores asociados al cálculo de Ω_{arag} y Ω_{cal} , pCO₂, y pH *in situ*, haciendo variar $\pm 3 \mu\text{mol kg}^{-1}$ de CID y AT durante el cálculo de las variables mencionadas. Se calculó el valor de pH en equilibrio entre el océano-atmósfera con el programa CO₂sys a temperatura de 25°C, una salinidad de 33.5, alcalinidad de 2228 $\mu\text{mol Kg}^{-1}$ y pCO₂ atmosférico de 387 μatm (<http://scrippsco2.ucsd.edu>).

El ΔpCO_2 fue calculado restando el valor del pCO₂ atmosférico actual el cual es de 387 μatm del valor pCO₂ calculado de las mediciones de agua de mar de CO₂ Total y Alcalinidad Total usando el programa CO₂Sys. La densidad del agua de mar fue calculada a partir de las mediciones de salinidad y temperatura calculadas con el software del SBE (Sea Bird Electronic),

Resultados y discusión

Actualmente se continúa con el análisis de muestras, datos hidrográficos y químicos, por lo que en el presente año se concluirá el documento completo.

Referencias bibliográficas

- Cai W. J. 2003. Riverine inorganic carbon flux and rate of biological uptake in the Mississippi River plume. *Geophysical Research Letters* 30 (2): 4-1, 4-4.
- Cai W. J., and M. Dai. 2004. Comment on Enhanced open ocean storage of CO₂ from shelf sea pumping. *Science* 306 (26): 1477.
- Caldeira K., and M. Wickett. 2003. Anthropogenic carbon and ocean pH. *Nature* 425 (365).
- Castillón-Álvarez, R. 1988. Transporte de sedimento sobre el perfil de playa en la Bahía Todos Santos, B.C., México. Tesis de Licenciatura. Escuela Superior de Ciencias Marinas. UABC. 57 p.

- Chavez, F. P., T. Takahashi, W.J. Cai, G. Friederich, B. Hales, R. Wanninkhof, and R. A. Feely. 2007. Coastal Oceans. *In*: A. W. King, L. Dilling, G. P. Zimmerman, D. M. Fairman, R. A. Houghton, G. Marland, A. Z. Rose, and T. J. Wilbanks (Eds.). The First State of the Carbon Cycle Report (SOCCR): The North American Carbon Budget and Implications for the Global Carbon Cycle. A Report by the U.S. Climate Change Science Program and the Subcommittee on Global Change Research. National Oceanic and Atmospheric Administration, National Climatic Data Center, Asheville, NC, USA, pp. 157-166.
- Codispoti L. A., G. Friederich, and D. W. Hood. 1986. Variability in the inorganic carbon system over the southeastern Bering Sea shelf during the spring of 1980 and spring-summer 1981. *Continental Shelf Research* 5: 133–160.
- Dickson, A. G., J. D. Afghan, and G. C. Anderson. 2003. Reference materials for oceanic CO₂ analysis: a method for the certification of total alkalinity. *Marine Chemistry* 80 (2): 185-197.
- Durazo R, and T. R. Baumgartner. 2002. Evolution of oceanographic conditions of Baja California: 1997-1999. *Progress in Oceanography* 54 (1): 7–31.
- Gruber, N., and J. Sarmiento. 2002. Large scale biogeochemical-physical interactions in elemental cycles. *In*: A. R. Robinson, J. McCarthy, and B. J. Rothschild (Eds.). *The Sea*. John Wiley & Sons, New York. pp: 337–399.
- Hales B., T. Takahashi, and L. Bandstra. 2005. Atmospheric CO₂ uptake by a coastal upwelling system. *Global Biogeochemical Cycles* 19: GB1009.
- Thomas, H., Y. Bozec, K. Elkalay, and H. J. W. de Baar. 2004. Enhanced open ocean storage of CO₂ from shelf sea pumping. *Science* 304 (5673): 1005–1008.
- Johnson, K. M., J. M. Sieburth, P. J. leB. Williams, and L. Brändstrom, 1987. Coulometric total carbon dioxide analysis for marine studies: automation and calibration. *Marine Chemistry* 21 (2): 117 – 133.
- Lewis, E. and D. W. R. Wallace. 1998. Program Developed for CO₂ System. Rep. 105, 33 pp., Oak Ridge Natl. Lab., U.S. Dep. of Energy. Oak Ridge, Tenn., 1998. (<http://cdiac.esd.ornl.gov/oceans/co2rprt.html>).
- Mehrbach, C., C. H. Culbertson, J. E. Hawley, and R. M. Pytkowicz. 1973. Measurement of the apparent dissociation constants of carbonic acid in seawater at atmospheric pressure. *Limnology and Oceanography* 18 (6): 897 – 907.
- Tsunogai S., S. Watanabe, and T. Sato. 1999. Is there a "continental shelf pump" for the absorption of atmospheric CO₂? *Tellus B* 51 (3): 701–712.
- van Geen A., R. K. Takesue, J. Goddard, T. Takahashi, J. A. Barth, and R. L. Smith. 2000. Carbon and nutrient dynamics during upwelling off Cape, Blanco, Oregon. *Deep Sea Research Part II: Tropical Studies in Oceanography* 47 (5-6): 975-1002.

6.3

Aportes continuos de CO₂ del océano hacia la atmósfera en el margen costero suroccidental de la Península de Baja California

Gaxiola Castro Gilberto¹, De La Cruz Orozco Martín E.¹, Cervantes Duarte Rafael², Durazo Reginaldo³, Jiménez Angel²

¹*Departamento de Oceanografía Biológica. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Ensenada, Baja California, México. Autor para correspondencia: ggaxiola@cicese.mx*

²*Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. Instituto Politécnico Nacional. La Paz, Baja California Sur, México.*

³*Facultad de Ciencias Marinas. Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, Baja California, México.*

Resumen

La región suroccidental costera frente a la Península de Baja California presenta condiciones oceanográficas y atmosféricas muy particulares, con afloramientos de agua subsuperficial con alto contenido de CO₂ durante la primavera y el verano, así como cambios estacionales muy marcados caracterizados por variaciones en las condiciones regionales y locales. En este trabajo se presentan por vez primera estimaciones de los flujos de CO₂ entre el océano costero y la atmósfera adyacente de esa región, obtenidos durante primavera-verano de 2008 a partir de información diaria del pCO₂ del aire y del mar, medidos por medio de sensores colocados en una boya oceanográfica situada frente a Bahía Magdalena, BCS. Durante el periodo de estudio el flujo de CO₂ fue predominante hacia la atmósfera, forzado principalmente por los afloramientos costeros que aportan agua subsuperficial con alto contenido en CO₂. Este proceso dejó de influir en la región hasta junio/julio de 2008. Sin embargo, debido al incremento en la temperatura superficial del mar a partir del verano y a los cambios en la dirección dominante de la circulación superficial del océano, la zona continuó actuando como una fuente de CO₂ hacia la atmósfera aunque con menor intensidad. Se concluye que al menos durante la primavera y el inicio del verano, el margen costero suroccidental de la Península de la Baja California es una fuente permanente de CO₂ hacia la atmósfera adyacente. Esto es muy importante de considerar, debido a la falta de información de las regiones costeras a nivel mundial la cual es utilizada en las estimaciones del balance global del carbono.

Palabras clave: flujos de CO₂ océano-atmósfera, zona costera, Océano Pacífico.

Introducción

De acuerdo con la descripción global de la variabilidad espacial en los flujos de CO₂ entre el océano y la atmósfera, las zonas costeras mundiales representan áreas donde hay una escasa información de estos flujos (Takahashi *et al.*, 2002). Hasta ahora, las

estimaciones de los flujos de CO₂ solamente se obtienen en forma continua y sistemática de muy pocos observatorios a nivel mundial (Doney *et al.*, 2009). Sin considerar el efecto de las zonas costeras en los cálculos del balance global del carbono podría haber una grave subestimación, sobre todo cuando se trata de regiones tropicales y subtropicales las cuales cuentan con mucho menos observatorios costeros.

La región de la costa occidental de la Península de Baja California en el Océano Pacífico mexicano representa condiciones muy particulares, debido al afloramiento costero de agua subsuperficial con alto contenido en nutrientes inorgánicos disueltos (NO₃, NO₂, PO₄) y en CO₂ (Gaxiola Castro *et al.*, 2010; Feely *et al.*, 2008; de la Cruz *et al.*, 2010). Estos procesos de afloramientos estacionales hacen que por una parte la región frente a Baja California sea altamente productiva en primavera y verano con altas tasas fotosintéticas del fitoplancton marino, pero por la otra provocan que al intensificarse los afloramientos se generen flujos de CO₂ del océano hacia la atmósfera. Esta condición podría convertir a esta región en aportadora neta de carbono hacia la atmósfera, generando un desbalance estacional que alcanzaría a tener influencias regionales y/o globales.

A partir de 2005 el programa IMECOCAL (Investigaciones Mexicanas en la Corriente de California) ha medido en forma trimestral la presión parcial de CO₂ (pCO₂) del aire y el océano superficial en campañas oceanográficas frente a la costa occidental de la Península de Baja California (<http://imecocal.cicese.mx>). Con base en esta información, actualmente se cuenta con una descripción preliminar del balance de CO₂ y de las primeras estimaciones de la variabilidad estacional en los flujos de carbono en esta región del Océano Pacífico (de la Cruz *et al.*, 2008, 2010). En general, se ha llegado a estimar que la región está en balance anual en cuanto a los aportes o captaciones de CO₂, con los mayores aportes en primavera-verano debido a las surgencias costeras y con captaciones de CO₂ principalmente en otoño e invierno. Sin embargo, estas determinaciones de los flujos de CO₂ realizadas a partir de las mediciones de la pCO₂ durante las campañas oceanográficas del programa IMECOCAL, no ofrecen una descripción precisa de la alta variabilidad temporal que se puede presentar en zonas costeras muy particulares de la región. Con el objetivo de estudiar esta variabilidad y los procesos asociados, se instaló una boya frente a la costa suroccidental de la Península de Baja California, con sensores para medir en forma continua la pCO₂ del aire, así como la temperatura, salinidad y pCO₂ en la superficie marina. En este trabajo se muestran las primeras estimaciones del flujo de carbono en esta zona costera derivada de estas mediciones.

Materiales y métodos

En febrero de 2008 se instaló en una boya superficial localizada frente a Bahía Magdalena, BCS, un sistema para determinar en forma continua (cada tres horas) la variabilidad de la presión parcial de CO₂ (pCO₂) del mar y de la atmósfera adyacente (Figura 1). Este sistema también contenía sensores para determinar la temperatura y la salinidad de la superficie marina, con un medio de transmisión satelital en tiempo real. Este sistema dejó de transmitir información en septiembre de 2008, debido al daño en los sensores derivado del paso de un huracán por la zona de estudio.

Los datos de $p\text{CO}_2$ del aire y del océano, en conjunto con los de temperatura y salinidad del fueron utilizados para calcular los flujos de carbono entre el océano y la atmósfera. Se utilizaron las ecuaciones de Sweeney *et al.* (2007). Con los datos de viento recolectados en una estación meteorológica localizada en el Puerto San Carlos, dentro de Bahía Magdalena, BCS (Figura 1). Los datos recolectados cada tres horas fueron promediados a un día para hacer cálculos de balance de carbono por día. Finalmente se presenta una estimación del flujo neto de carbono promedio, considerando el período de primavera-verano de 2008 en milimoles de CO_2 por unidad de área (m^2) y por unidad de tiempo (d).

Resultados y Discusión

La temperatura superficial del mar en la región de estudio mostró una alta variabilidad entre marzo y junio de 2008, relacionada con el período de intensificación de los afloramientos costeros (Figura 2). Las menores temperaturas se midieron en la primavera-verano, lo cual es característico de esta zona costera. A partir de junio se inició un incremento de la temperatura superficial del mar, asociado principalmente a dos procesos: 1) el debilitamiento de los afloramientos costeros en la región; 2) la entrada de agua subtropical cercana a la costa, con alta temperatura y salinidad (datos no mostrados). Este cambio fue más evidente entre junio y agosto, con altas temperaturas y menor variabilidad a partir de este último mes. Creemos que esta condición permanece en la región al menos hasta noviembre/diciembre, cuando se inicia un proceso de enfriamiento relacionado con el inicio de las condiciones invernales. Esto lo conocemos debido a la estacionalidad de la región, publicada en otros trabajos (Durazo *et al.*, 2010). La $p\text{CO}_2$ superficial del mar respondió al forzamiento físico de la región, con los valores mayores (aprox. $900 \mu\text{atm}$) en la temporada de las surgencias costeras (marzo-junio) y una disminución hasta cerca de $400 \mu\text{atm}$ durante verano-otoño. A escalas menores de tiempo, en general parece presentarse una condición inversa entre la temperatura superficial del mar y la $p\text{CO}_2$, la cual se hace mayormente evidente en el período de primavera (Figura 2).

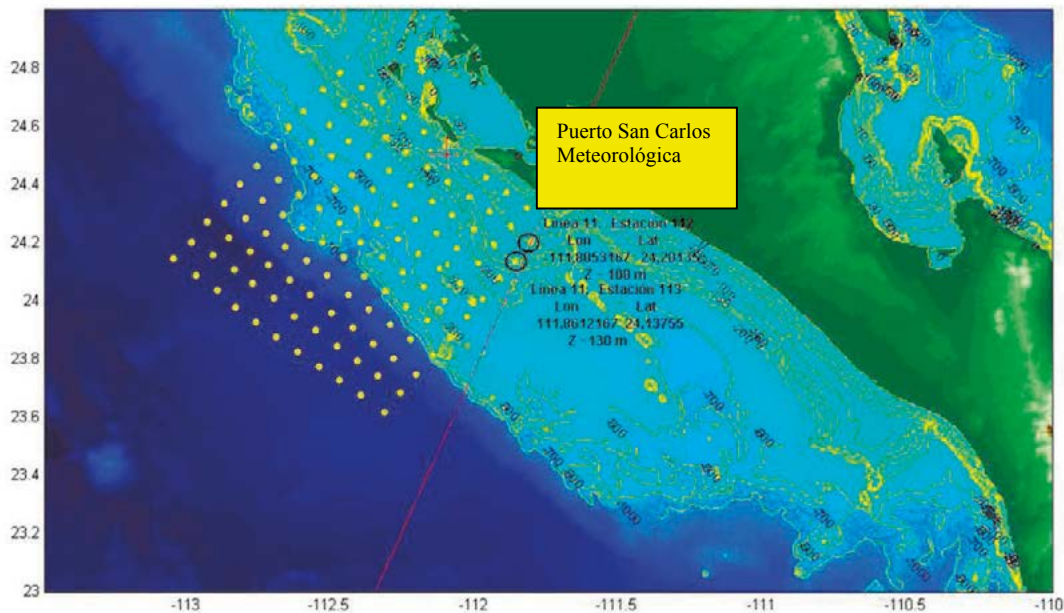


Figura 1. Localización de la zona de estudio y del sitio donde se encuentra anclada la boya IMECOCAL (*). Se muestra la localización de la estación meteorológica en el Puerto de San Carlos, BCS.

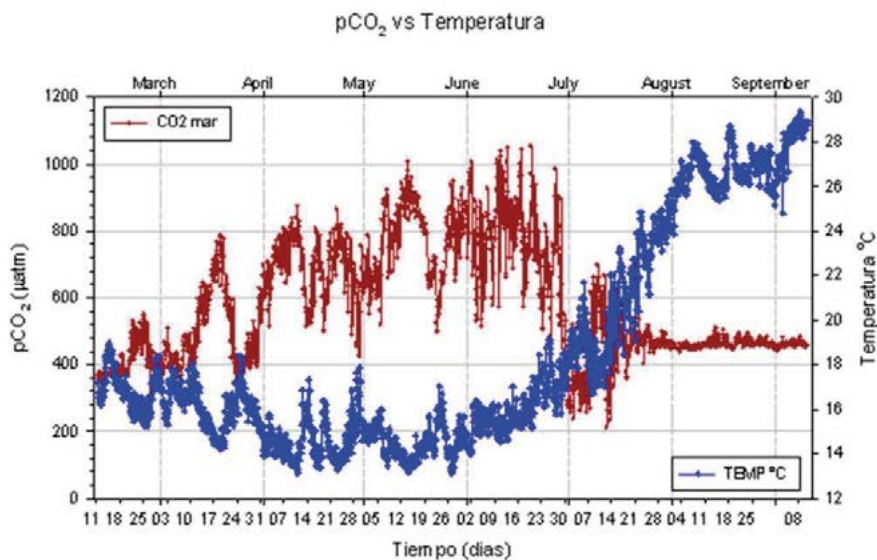


Figura 2. Serie de tiempo de la temperatura (°C) y de la pCO₂ (µatm) superficiales medidas en la superficie del mar por medio de sensores colocados en la boya IMECOCAL anclada frente a Bahía Magdalena, BCS.

Las series de tiempo de la pCO₂ del aire y del mar muestran la misma tendencia, excepto que con valores muy diferentes (Figura 3). La pCO₂ del aire no fue mayor a 400 µatm, aun cuando se presentaron los valores máximos de la presión parcial del océano en la primavera. A partir de junio la pCO₂ del aire sigue la misma tendencia a disminuir que la del agua, para estabilizarse al final del verano en valores cercanos a los 385 µatm. Este

valor podría ser considerado como el de referencia para la atmósfera adyacente al océano de la región, la cual fluctúa mayormente derivado de procesos locales, como los antes descritos (afloramientos costeros y flujos de agua cálida subtropical).

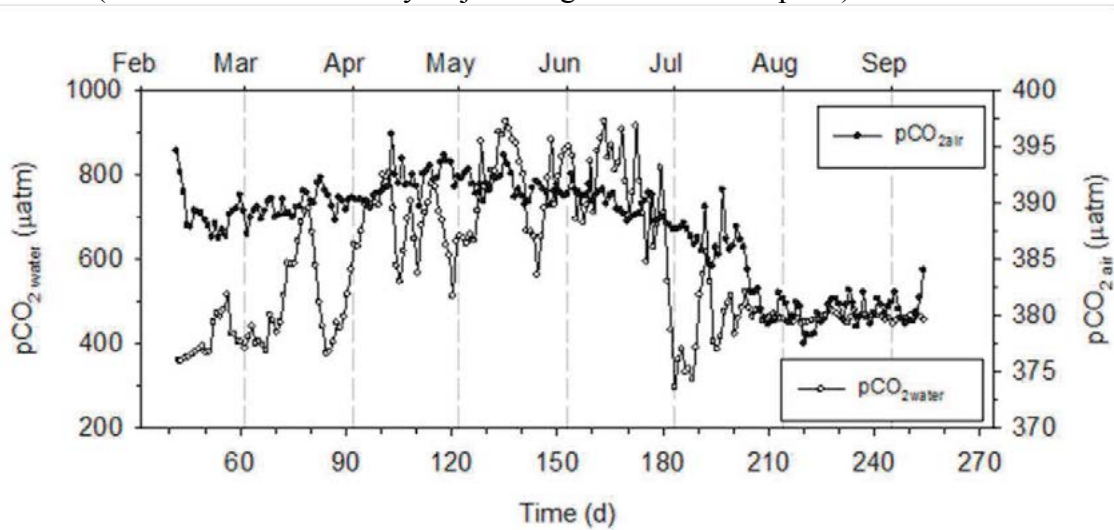


Figura 3. Serie de tiempo de la presión parcial del CO₂ (pCO₂; µatm) medidas en el aire y en la superficie del mar, en la boya localizada frente a Bahía Magdalena, BCS. Note las diferencias en las escalas para ambos datos.

A partir de los datos de pCO₂ del aire y del océano, la temperatura y la salinidad del mar se hicieron los cálculos de los flujos de CO₂ entre el océano y la atmósfera. La información sobre la velocidad del viento fue recolectada de una estación meteorológica situada en el Puerto de San Carlos, aproximadamente a 15 km del sitio donde se encuentra anclada la boya (Figura 1). Los cálculos de flujos se realizaron por medio de las ecuaciones de Sweeney *et al.* (2007), considerando el promedio de los datos para cada día y se expresan en milimoles de CO₂ por metro cuadrado por día (mmoles CO₂ m⁻² d⁻¹). La región de estudio aportó CO₂ hacia la atmósfera durante toda la serie de tiempo, a excepción de muy leves períodos cuando hubo una captación de CO₂ en febrero y julio (Figura 4). En general, es posible afirmar que el sistema costero frente a Bahía Magdalena es una región que aporta en forma continua CO₂ hacia la atmósfera durante el verano y la primavera. Esto hace que se caracterice de una forma muy especial este sistema costero, influenciado por los afloramientos costeros durante primavera y el verano, y con aporte de agua subtropical más cálida y salina durante el verano-otoño.

Considerando una extensión de la zona de mayor influencia de las surgencias (~100 km) y una extensión de dominio de al menos 20 km hacia fuera de la costa, se podría llegar a estimar un aporte promedio de hasta 800 toneladas de carbono hacia la atmósfera durante este período de marzo-agosto de 2008.

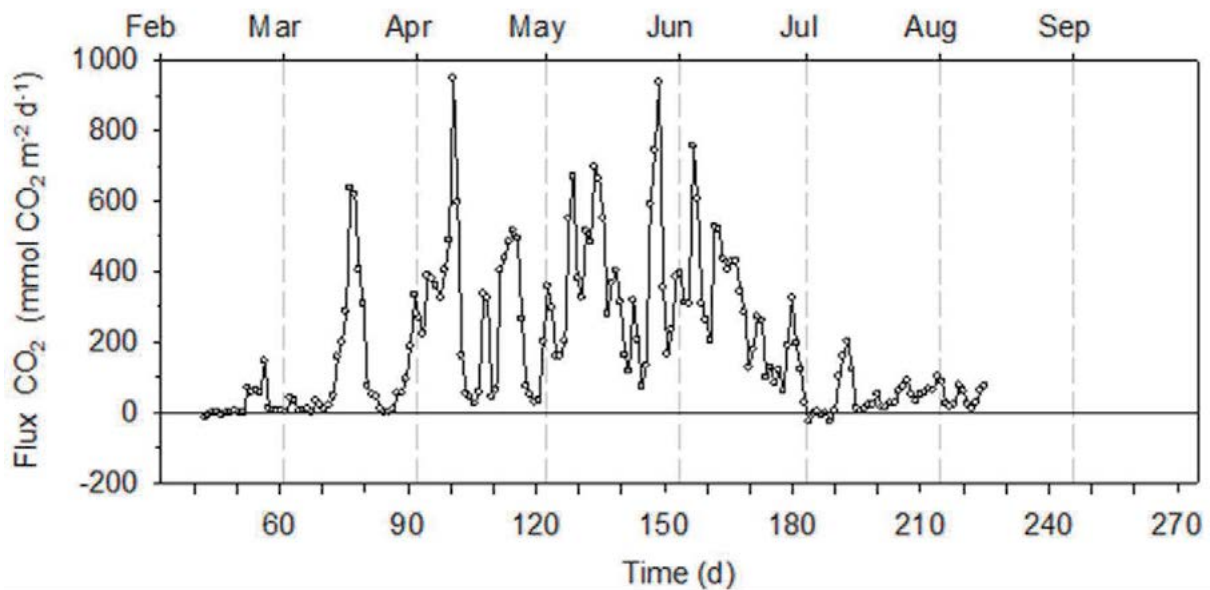


Figura 4. Serie de tiempo de los flujos de CO₂ entre el océano y la atmósfera adyacente, estimados para el periodo primavera-verano de 2008.

Conclusiones

La región frente a Bahía Magdalena en el Océano Pacífico presentó condiciones de afloramientos continuos en la primavera-verano de 2008. Estos afloramientos estuvieron caracterizados por menores temperaturas superficiales del mar y alto contenido de CO₂ del aire y del océano adyacente.

Esta región también mostró la influencia del agua subtropical, más caliente y salina, la cual estabilizó la columna de agua e hizo que los flujos de CO₂ disminuyeran en la zona de estudio.

El flujo de CO₂ fue mayormente hacia la atmósfera, lo cual caracteriza a esta región como aportadora de carbono y con influencia notoria sobre la atmósfera adyacente, al menos durante la primavera y el verano.

Referencias bibliográficas

- de la Cruz, M. E., G. Gaxiola-Castro, J. García-Córdova, G. Friederich, F. Chavez, y J. Gómez-Valdés. 2008. Presión parcial del bióxido de carbono (pCO₂) frente a Baja California. *En*: B. Hernández de la Torre y G. Gaxiola-Castro (eds). Carbono en ecosistemas acuáticos de México. INE-SEMARNAT, CICESE. pp: 397-410.
- de la Cruz, M. E., J. Valdez-Holguín, G. Gaxiola-Castro, M. Marino-Matías, T. Espinosa-Carreón. 2010. Flujos de CO₂ océano-atmósfera. *En*: G. Gaxiola-Castro y R. Durazo (eds). Dinámica del ecosistema pelágico frente a Baja California 1997-2007. INE-SEMARNAT, CICESE, UABC. pp: 165-180.



- Doney, S. C., B. Tilbrook, S. Roy, N. Metzl, C. Le Quéré, M. Hood., R. A. Feely, and D. Bakker. 2009 Surface-ocean CO₂ variability and vulnerability. *Deep-Sea Research* 56 (8-10): 504-511.
- Durazo, R., A. M. Ramírez-Manguilar, L. Miranda, L. Soto-Mardones. 2010. Climatología de variables hidrográficas. *En: G. Gaxiola-Castro y R. Durazo (eds). Dinámica del ecosistema pelágico frente a Baja California 1997-2007. INE-SEMARNAT, CICESE, UABC. pp: 25-57.*
- Feely, R. A., C. Sabine, J. M. Hernandez-Ayon, D. Ianson, and B. Hales. 2008. Evidence of upwelling of corrosive “acidified” water onto continental shelf. *Science* 320 (5882): 1490- 1492.
- Gaxiola-Castro, G., J. Cepeda-Morales, S. Nájera-Martínez, T. L. Espinosa-Carreón, M. E. de la Cruz Orozco, R. Sosa-Avalos, E. Aguirre-Hernández, y J. P. Cantú-Ontiveros. 2010. Biomasa y producción del fitoplancton. *En: G. Gaxiola-Castro y R. Durazo (eds). Dinámica del ecosistema pelágico frente a Baja California 1997-2007. INE-SEMARNAT, CICESE, UABC. pp: 59-85*
- Sweeney, C., E. Gloor, A. R. Jacobson, R. M. Key, G. McKinley, J. L. Sarmiento, and R. Wanninkhof. 2007. Constraining global air-sea gas exchange for CO₂ with recent bomb ¹⁴C measurements. *Global Biogeochemical Cycles* 21 (GB2015).
- Takahashi, T., S. W. Sutherland, C. Sweeney, A. Poisson, N. Metzl, B. Tilbrook, Bates N, Wanninkhof R, Feely A, Sabine C, Olafsson J, and Nojiri Y. 2002. Global sea-air CO₂ flux based on climatological surface ocean pCO₂, and seasonal biological and temperature effects. *Deep Sea Research* 49 (9-10): 1601-1622.

6.4

Oceanografía de los mares mexicanos: una iniciativa del PMC para la CONAPESCA

Gaxiola Castro Gilberto¹, Nájera Martínez Sila², Cepeda Morales Jushiro¹, Parés Sierra Alejandro³

¹Departamento de Oceanografía Biológica. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Ensenada, Baja California, México. Autor para correspondencia: ggaxiola@cicese.mx

²PROCYT-Servicios Profesionales Científicos y Técnicos. Ensenada, Baja California.

³Departamento de Oceanografía Física. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Ensenada, Baja California, México.

Resumen

El Programa Mexicano del Carbono (PMC) elaboró en el 2010 un proyecto de servicios para la Comisión Nacional de la Pesca y la Acuicultura (CONAPESCA-SAGARPA), con la finalidad de ofrecer escenarios ambientales de los mares mexicanos en general y en particular de algunas regiones de interés para las actividades pesqueras y de la acuicultura. Además de utilizar información oceanográfica derivada de programas mexicanos de investigación, se incorporaron datos derivados de satélites que orbitan la Tierra, como la temperatura superficial del mar y la biomasa del fitoplancton marino. Una parte complementaria de los escenarios se obtuvo de modelos regionales (ROMS) que describen los cambios en la temperatura superficial del mar, la salinidad y las corrientes superficiales frente a las costas mexicanas del Océano Pacífico, procesos de gran escala climática como el ciclo El Niño-La Niña, así como su variabilidad y su pronóstico a mediano plazo. En un futuro cercano se colocarán boyas oceanográficas con sensores para medir en tiempo real la temperatura superficial del mar, la salinidad, pCO₂ (aire y océano), con la finalidad de monitorear en tiempo real los cambios en estas variables en algunas regiones costeras de gran interés para la CONAPESCA y para el PMC. En este trabajo se muestran los principales alcances técnicos de este proyecto, así como las ventajas que representan su elaboración, presentación y desarrollo a través de una asociación civil como el PMC.

Palabras clave: proyecto PMC-CONAPESCA, oceanografía de México, pesca y acuicultura

Introducción

La variabilidad climática del océano afecta a todas las etapas del ciclo de vida de los organismos marinos, pero primordialmente durante la reproducción y el crecimiento. Por lo anterior, el conocer los cambios en algunas de las variables ambientales más importantes que regulan la vida en los océanos, así como sus fluctuaciones temporales y espaciales sobre diversas escalas, es de primordial importancia para entender el comportamiento de

los organismos que en ellos habitan. Actualmente, gracias a la generación de información oceanográfica de varios años en las aguas mexicanas (e.g., Programa IMECOCAL, <http://imecocal.cicese.mx>) y a la reproducción de escenarios ambientales suministrados por modelos oceanográficos (ROMS, Regional Ocean Modeling System), es posible proveer escenarios ambientales en diferentes escalas espaciales y temporales. Esto constituye una herramienta única para poder caracterizar y realizar diagnósticos fidedignos sobre el efecto que estos cambios podrían tener en el estado de los organismos marinos para su posterior ordenamiento y manejo.

En tiempos recientes el océano ha experimentado cambios climáticos muy importantes, lo que implica que los organismos que viven en este ambiente estén sujetos a la variabilidad que afecta a su crecimiento, reproducción y en casos extremos a su propia sobrevivencia. Esto ha sido mayormente notorio en los ecosistemas de aguas templadas de México (Gaxiola-Castro *et al.*, 2010), ya que están sujetos a cambios extremos por la ocurrencia de eventos tropicales (El Niño), así como a eventos con características frías (La Niña).

Para contar con un apoyo en la toma correcta de decisiones pesqueras y acuícolas es necesario recurrir a la Oceanografía Operacional aplicada a los mares mexicanos, pero sobre todo en aquellas áreas pesqueras y acuícolas de mayor interés para la CONAPESCA. En este proyecto se presenta la información básica acerca de la variabilidad del ambiente oceánico de los mares mexicanos. Esta información permitirá realizar acciones en la industria extractiva del mar (pesca, acuicultura, etc.), así como su relación con el conocimiento de las fluctuaciones ambientales. Algunos ejemplos de estudios relacionados con las pesquerías y el ambiente son el trabajo de Chávez-Ortiz y Castro-Ortiz (2008), o el realizado por Lluch-Cota *et al.* (2009) sobre la variabilidad del clima y pesquerías del noroeste mexicano. Otros ejemplos de este tipo de estudios similares se pueden encontrar en López-Martínez (2008) y en Ramos *et al.* (2006).

Con el presente proyecto se logra integrar información relacionada con la oceanografía física-biológica a diferentes escalas espaciales y temporales. Los escenarios actualizados se muestran en la página electrónica del CICESE (<http://omm.cicese.mx>) con acceso directo a los interesados.

Materiales y métodos

Se analizan bases de datos derivados de modelos oceanográficos aplicados a las regiones de interés de la CONAPESCA. Además, se proporciona información del ambiente oceánico derivada de modelos de circulación oceanográfica (ROMS) alimentados con variables oceanográficas y datos satelitales obtenidos para los mares mexicanos. Esta información oceanográfica se complementa con la proporcionada por los principales índices de variabilidad climática del Océano Pacífico, como el ENSO (El Niño-Oscilación del Sur). En conjunto con esta información se obtiene un análisis mensual de las tendencias climáticas de los mares mexicanos y las posibles implicaciones en el ambiente de las regiones de mayor interés. En el nivel de mayor resolución o detalle (de 2 a 3 km) se incluye información oceanográfica y satelital en algunas de las zonas marinas relevantes de la región frente a la Península de Baja California y costas mexicanas.

Clorofila y Temperatura estimadas por satélite

Las variaciones espaciales y temporales de los mares mexicanos fueron analizadas en base a imágenes obtenidas de sensores remotos. Para describir riqueza biológica y estudiar su variabilidad se analizaron las fluctuaciones en la biomasa del fitoplancton en base a las imágenes globales de color del océano como estimadores de la concentración de clorofila del fitoplancton. Mientras que para describir los cambios en las condiciones oceanográficas de la capa superficial de los mares mexicanos se analizaron las imágenes globales de la temperatura superficial del mar. Los datos de clorofila del fitoplancton fueron colectados por el sensor SeaWiFS (Sea viewing Wide Field of view Sensor). Esta información es proporcionada por la agencia NASA-EUA a través de su portal del Ocean Color Web (<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/>) y comprende información desde septiembre de 1997 a diciembre del 2007 (<ftp://oceans.gsfc.nasa.gov/SeaWiFS>). Los datos de la temperatura superficial del mar corresponden al sensor Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR) Pathfinder los cuales son proporcionados por el portal de la PODAAC perteneciente al Jet Propulsion Laboratory (<http://podaac.jpl.nasa.gov/>) también de la agencia NASA, con información comprendida para el periodo entre enero de 1985 a diciembre del 2010 (ftp://podaac.jpl.nasa.gov/pub/sea_surface_temperature/avhrr/pathfinder/data_v5.1/monthly).

Modelación Numérica

Los campos modelados de temperatura, salinidad, nivel del mar y corrientes presentados en este trabajo corresponden a las salidas del modelo ROMS. Este modelo ha sido usado exitosamente para estudiar numerosas regiones de los océanos por Haidvogel *et al.* (2000) y Marchesiello *et al.* (2003). Una descripción detallada del modelo se encuentra en Song y Haidvogel (1994). La batimetría proviene de la base de datos ETOPO2 (Smith y Sandwell, 1997). Los campos atmosféricos forzantes se derivaron de NARR (Mesinger *et al.*, 2006) y las condiciones de frontera provienen de la base de datos SODA (Carton y Giese, 2008). También se extrajeron años extremos, como 1989 y 1997 que representan el comportamiento del océano, tanto en su circulación como en sus características de temperatura y salinidad para casos representativos de condiciones de La Niña y El Niño, respectivamente. Estos datos se interpolaron objetivamente a una resolución espacial de 0.25 grados y temporales de un día (Reynolds *et al.*, 2007). El cálculo de la climatología o año promedio y los años extremos (*i.e.*, 1989, 1997) fue realizado de forma similar a la utilizada para los datos modelados.

Resultados y discusiones

Imágenes de los mares mexicanos

Las imágenes, mapas y escenarios a color de los mares mexicanos se muestran en la página del proyecto: <http://omm.cicese.mx>.

Clorofila.

En la distribución del promedio de largo periodo de la clorofila del fitoplancton se observaron altos valores ($> 2.0 \text{ mg m}^{-3}$) en la zona costera en todo el margen continental, con concentraciones de 5.0 mg m^{-3} . Se presentó una región intermedia entre la franja inmediatamente contigua al continente o zona costera y la parte oceánica, caracterizada con valores de clorofila de 0.5 a 1.0 mg m^{-3} . En la región oceánica del Pacífico oriental, así como en el Golfo de México y el Mar Caribe la concentración de clorofila del fitoplancton presentó valores promedios bajos ($\leq 0.2 \text{ mg m}^{-3}$), definiendo una amplia región de los mares mexicanos bajo condiciones oligotróficas. Las regiones con valores intermedios (0.5 a 1.0 mg m^{-3}) o mesotróficas que más destacaron fueron el Golfo de California y el Golfo de Tehuantepec.

Temperatura superficial del mar.

La imagen promedio de la temperatura presenta la tendencia general de los datos de compuestos mensuales obtenidos con los datos de enero de 1985 a diciembre de 2009. La imagen del promedio de largo período de la temperatura superficial del mar muestra valores superficiales $>25^{\circ}\text{C}$, a excepción frente a Baja California, donde disminuyó de 20 a 15°C con la latitud. El Golfo de California presentó valores promedios de 25°C en la entrada disminuyendo a 22°C en la cabeza. En la región del Pacífico al sur de 20°N se mostró una región con los mayores valores promedio (30°C) en la temperatura superficial del mar, zona conocida como la alberca cálida. Se observó un núcleo con un mínimo relativo (28°C) en la región de influencia del Golfo de Tehuantepec. En el Golfo de México la temperatura superficial del mar promedio de largo periodo varió entre 25 a 28°C , mientras que en el Mar Caribe se presentaron promedios de aproximadamente 28°C . Sobresale una estructura frontal en la entrada del Golfo de México entre la Península de Yucatán y de la Florida, la que corresponde a la señal de la Corriente de Lazo.

Temperatura superficial del Océano Pacífico Mexicano (1980-2006).

Los datos se interpolaron objetivamente a una resolución espacial de 0.25 grados y temporal de un día (Reynolds *et al.*, 2007). Las imágenes son promedios climatológicos mensuales de observaciones de la temperatura superficial del mar (TSM) provenientes del AVHRR, considerando de 1980 a 2006.

Temperatura superficial en el Océano Pacífico Mexicano durante eventos El Niño, 1997 y La Niña, 1989.

Estas imágenes muestran la climatología mensual del año 1997, las cuales representan un típico año El Niño. Se observó un aumento en la TSM en toda la región. Dicho aumento fue más pronunciado durante los meses de junio, julio, agosto y septiembre, en el Golfo de California y la zona entre Cabo Corrientes y Golfo de Tehuantepec, en donde la TSM alcanzó valores mayores a 30°C . Además, frente a las costas de Baja California la TSM

también aumentó durante estos meses a valores entre 18 y 26°C. Se seleccionaron los datos de AVHRR de 1989, por representar las condiciones típicas de un año La Niña en el Pacífico Mexicano.

Modelación Numérica

Temperatura superficial del Océano Pacífico Mexicano (1980-2006).

La región del Océano Pacífico mostró variaciones temporales y patrones espaciales de gran interés. Resalta la presencia de una porción de la denominada “alberca de agua cálida” del Pacífico Tropical, la cual determina la distribución espacial de TSM entre 12°N y 18°N, principalmente en el periodo de abril a agosto. La variación latitudinal de la TSM entre 20°N y 32°N fue más marcada fuera del Golfo de California. En general, la distribución de TSM fue latitudinalmente más homogénea dentro del golfo, con valores mínimos en la región de las grandes islas, entre 28°N y 30°N.

El año de 1989 se caracterizó por la presencia del fenómeno La Niña, el cual generó temperaturas superficiales menores a lo usual. En la parte norte, los meses de febrero, marzo, y abril mostraron un desplazamiento hacia el sur de las isoterms de 16°C, 17°C y 18°C, con la presencia de agua más fría a lo usual frente a las costas de Baja California. Dentro del Golfo de California, el efecto térmico de La Niña fue más evidente en la boca, sobre todo en verano. Al sur, la extensión de agua por arriba de 29°C fue claramente limitada por este fenómeno, especialmente a finales de mayo a septiembre.

El año de 1997 se caracterizó por una de las fases positivas más intensa del fenómeno termorregulador de gran escala denominado ENSO (El Niño-South Oscillation). Esta manifestación generó un aumento considerable en la temperatura superficial del mar (TSM). Dentro del Golfo de California, el efecto de este fenómeno fue más intenso en el periodo julio-noviembre, y sobre todo en el sur y boca del golfo con valores de TSM mayores de 30°C. En agosto, resalta la gran extensión de agua con temperatura por arriba de 29°C en todo el dominio. En los meses de octubre, noviembre y diciembre las costas de Baja California, entre Punta Eugenia y Bahía Magdalena, mostraron temperaturas hasta 3°C por arriba de lo usual, y resalta la ausencia de la isoterma de 16°C en los meses de noviembre y diciembre.

Conclusiones

Las condiciones oceanográficas de los mares mexicanos son principalmente determinadas por la variabilidad climática propia de las regiones de transición entre subtropical y templada. Esta variabilidad determina la producción biológica, la cual está influenciada por las condiciones de estratificación y de mezcla vertical de la columna de agua. Las zonas con mayores concentraciones de clorofila estuvieron localizadas donde la dinámica fue más intensa. El Golfo de California fue una de las zonas con mayor abundancia de clorofila, principalmente durante la primavera y a finalizar el otoño. Las menores concentraciones de clorofila se estimaron para la región del Golfo de México y el Mar Caribe, lo que las clasifica como las regiones de menor abundancia biológica de los mares de México.

La utilización de modelos como el ROMS nos auxilian en describir escenarios con alta resolución temporal y espacial, lo cual no es posible de lograr en algunas regiones donde no existe información oceanográfica. También, la utilización de estos modelos describe de una forma muy precisa la variabilidad de la zona del Océano Pacífico influenciada por procesos de gran escala temporal y espacial como son los relacionados con el ciclo El Niño-La Niña. La generación de escenarios de corrientes costeras por medio del ROMS para algunas zonas específicas, muestran la utilidad al describir características oceanográficas (temperatura, corrientes, salinidad, clorofila) que actualmente no sería posible determinar de otra forma. Esto fue mayormente útil en algunas regiones específicas de interés para la pesca y la acuicultura del Océano Pacífico.

Una descripción más completa de la variabilidad climática de los mares de México se presenta en la página web (<http://omm.cicese.mx>) desarrollada para este proyecto.

Referencias bibliográficas

- Carton, J. A., and B. S. Giese. 2008. A Reanalysis of ocean climate using simple ocean data assimilation (SODA). *Monthly Weather Review* 136: 2999-3017.
- Chávez-Ortiz, E. A., and J. J. Castro-Ortiz. 2008. El impacto del cambio climático sobre las pesquerías de la zona de transición templado-cálida del Pacífico oriental mexicano. *Variabilidad Ambiental y Pesquera*. *Pesquería y Ambiente*: 71-84.
- Gaxiola-Castro, G., B. Lavaniegos, A. Martínez, R. Castro, and T. Espinosa-Carreón. 2010. Pelagic ecosystem response to climate variability in the Pacific Ocean off Baja California. *En*: S. W. Simrad and M. E. Austin (eds). *Climate Change and Variability*. Sciyo, Croacia. pp: 163-182 p.
- Haidvogel, D. B., H. G. Arango, K. Hedstrom, A. Beckmann, P. Malanotte-Rizzoli, A. Shchepetkin. 2000. Model evaluation experiments in the North Atlantic Basin: Simulations in nonlinear terrain-following coordinates. *Dynamics of Atmosphere and Oceans* 32 (3-4): 239-281.
- López-Martínez, J. 2008. *Variabilidad Ambiental y Pesquerías de México*. Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca. México. 216 p.
- Lluch-Cota, S. E., M. V. Morales-Zárate, y D. B. Lluch-Cota. 2009. Variabilidad del clima y pesquerías del noroeste mexicano. *En*: J. Urciaga, L. F. Beltrán, y D. Lluch-Belda (eds). *Recursos Marinos y Servicios Ambientales en el Desarrollo Regional*. CIB-UABCS-CICIMAR IPN. México. pp: 111-118.
- Mesinger, F., G. DiMego, E. Kalnay, Mitchel K, P. C. Schafran, W. Ebisuzaki, D. Jovic, J. Woollen, E. Rogers, E. H. Berbery, M. B. Ek, Y. Fat, R. Grumbin, W. Higgins, H. Li, Y. Lin, G. Manikin, D. Parrish, and W. Shi. 2006. North American Regional Reanalysis. *Bulletin of the American Meteorology Society* 87: 343-360.
- Marchesiello, P., J. C. McWilliams, and A. Shchepetkin. 2003. Equilibrium structure and dynamics of the California Current System. *Journal of Physical Oceanography* 33 (4): 753-783.

- Ramos, A. J., A. Coca, A. Redondo, y M. Petit. 2006. La red SeasNET: servicio de oceanografía operacional para la gestión de los recursos pesqueros de regiones ultra periféricas Europeas. *Revista de Teledetección*. pp: 100-104.
- Reynolds, R. W., T. M. Smith, C. Liu, D. B. Chelton, K. S. Casey, and M. G. Schlax. 2007. Daily high-resolution-blended analyses for sea surface temperature. *Journal of Climate* 20: 5473-5496.
- Smith, W. H., and D. T. Sandwell. 1997. Global sea floor topography from satellite altimeter and ship depth soundings. *Science* 277 (5334): 1956-1962.
- Song, Y., and D. Haidvogel. 1994. A semi-implicit ocean circulation model using a generalized topography-following coordinate. *Computer Physics Communication* 115: 228-244.

6.5

Flujos de Carbono en la zona de surgencias costeras de Baja California

Muñoz Anderson Mauricio¹, Lara Lara J.J. Rubén¹, Carmen Bazán Guzmán¹, Orozco Martín de la Cruz¹, Hernández Ayon Martín² y Gaxiola Castro Gilberto¹.

¹Departamento de Oceanografía Biológica, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Carretera Ensenada-Tijuana No. 3918, Zona Playitas, CP: 22860, Ensenada, B. C., México. Autor para correspondencia: mmunoz@cicese.mx

²Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California. Km 103 Carretera Tijuana-Ensenada. Baja California, C.P. 22800, Ensenada, B.C. México

Resumen

En general, a nivel mundial y en particular en los mares costeros Mexicanos, se desconoce casi totalmente la magnitud y la variabilidad de los reservorios y los flujos de carbono. Por tal motivo, esta investigación se enfocó a conocer la variabilidad de los flujos de carbono en el sistema de surgencias frente a Baja California. El área de estudio está al sur de Punta Banda, Ensenada, Baja California. La zona es conocida como Observatorio de Monitoreo Costero (OMC), o Sitio FLUCAR. Los análisis climatológicos en base a series de tiempo, muestran que la distribución de las propiedades del agua del Sistema de la Corriente de California (SCC) está determinada por una variabilidad estacional a decadal. Los flujos de carbono se estimaron de una serie de tiempo de la pCO₂ generada a través de una boya oceanográfica instalada en el OMC, que mide la pCO₂ en el agua y el aire, salinidad y temperatura cada 3 horas. El balance anual de los flujos de carbono para el 2009 fue de 2,465 mmolC m⁻² año⁻¹. Por estación, el flujo diario en invierno fue de 0.60 mmolC m⁻² d⁻¹, en primavera de 2.81 mmolC m⁻² d⁻¹, en verano 0.25 mmolC m⁻² d⁻¹ y en otoño fue de -0.27 mmolC m⁻² d⁻¹. Las temperaturas promedio por estación del año fueron: invierno 14.41 °C, primavera 14.72 °C, verano 17.17 °C y otoño 16.83 °C. La zona de estudio presentó surgencias; esto es, aguas con baja temperatura superficial (≤15.0 °C), salinidad de 34, concentraciones intermedias de clorofila *a* (0.5 a 1.0 mg m⁻³) y altos valores de pCO₂ en el agua, lo que sugirió una surgencia costera reciente, cuyo resultado fue una exportación del exceso de CO₂ en el agua hacia la atmósfera, identificando dicha zona como una fuente temporal de CO₂. Por el contrario, bajas concentraciones de pCO₂ en el agua, temperaturas superficiales bajas y salinidad de 34.0, pero altas concentraciones de clorofila-*a* (5.0 a 12.0 mg m⁻³), sugirieron una post-surgencia. El desarrollo intenso de fitoplancton y consumo alto de CO₂ vía fotosíntesis alcanzó valores de pCO₂ por debajo del punto de equilibrio, convirtiendo la zona de surgencia costera en sumidero de CO₂ atmosférico, un proceso que podría continuar hasta que los nutrientes en la capa de mezcla llegaran a ser limitantes para el crecimiento del fitoplancton. En Enero de 2009, se observaron temperaturas entre los 13 y 17°C, con flujos CO₂ negativos, es decir remoción de carbono por fotosíntesis o flujo de

la atmósfera al océano. El balance anual del año de Enero a Diciembre 2009, para el sitio de muestreo, resultó con un comportamiento de fuente de CO₂ del océano a la atmósfera.

Palabras claves: Fuente CO₂, sumidero CO₂, balance anual, fitoplancton, fotosíntesis.

Introducción

La zona costera cubre aproximadamente un 7% de la superficie terrestre, y los ecosistemas de frontera oriental representan una fracción muy pequeña de la superficie total de los océanos; sin embargo, son las regiones más productivas del mundo sosteniendo un gran porcentaje de las pesquerías mundiales. Su alta productividad se atribuye a que transportan hacia el ecuador aguas templadas así como vientos favorables para que se den surgencias costeras que en conjunto producen un transporte de aguas superficiales mar adentro y originan el afloramiento de aguas frías y ricas en nutrientes hacia la superficie. La importancia de estos sistemas reside en que éstos exportan mar adentro aguas recién emergidas, lo que los identifica como regiones prioritarias en el estudio de los balances globales de propiedades tales como los contenidos de carbono y nitrógeno. (Gaxiola-Castro *et al.*, 2010). La zona norte frente a la Península de Baja California se considera como parte del Sistema de la Corriente de California (SCC), un ecosistema de frontera oriental donde los florecimientos del fitoplancton soportan una red trófica abundante. Los afloramientos costeros exhiben señales estacionales que están moduladas por la intensidad y dirección del viento. Esta zona presenta vientos predominantes del nor-noroeste, causando una dinámica de Ekman fuera de la costa, resultando surgencias, durante todo el año, de aguas frías, relativamente salinas y ricas en nutrientes (Huyer, 1983). Esta surgencia costera ayuda a explicar la gran productividad a lo largo de la costa de América del Norte y la intensidad de surgencia se ha vinculado con la variabilidad en las poblaciones de peces (Longhurst, 1998). Los sistemas de surgencia Ecuatorial han demostrado ser fuentes importantes de dióxido de carbono (CO₂) de la atmósfera (Chávez *et al.*, 1999). Para poder hacer previsiones fiables del cambio climático, se requiere una comprensión y la cuantificación de los sumideros y fuentes de CO₂ atmosférico, de su transporte y eliminación de la zona pelágica de los océanos. Aunque las zonas costeras y las plataformas continentales representan el 7% de la superficie oceánica, el porcentaje de productividad primaria de esta zona de la plataforma, comparada con el de mar abierto, oscila entre el 20% a 40% (Walsh, 1988) y desempeña un papel importante, en la absorción de CO₂ atmosférico. El papel de estas zonas del océano dependerá del equilibrio entre la absorción y la regeneración de CO₂ en estas aguas de superficies y su transporte a mar abierto. En general, a nivel mundial y en particular en los mares costeros Mexicanos, se desconoce casi totalmente la magnitud y la variabilidad de los reservorios y los flujos de carbono. Por tal motivo, esta investigación se enfocó a conocer la variabilidad de los flujos de carbono en el sistema de surgencias frente a Baja California.

Materiales y Métodos

Por medio del OMC de FLUCAR se generaron series de tiempo cada tres horas de enero a diciembre del 2009, de distintas variables fisicoquímicas: presión parcial de CO₂ en

el aire y en el agua, temperatura del agua y salinidad, para calcular los flujos entre la atmósfera y el océano en las aguas costeras frente a Baja California. La intensidad y dirección del viento se midió con datos obtenidos en la estación meteorológica del CICESE, ubicada en la Isla Todos Santos, a 7 Km al norte del OMC.

Cálculo de flujos

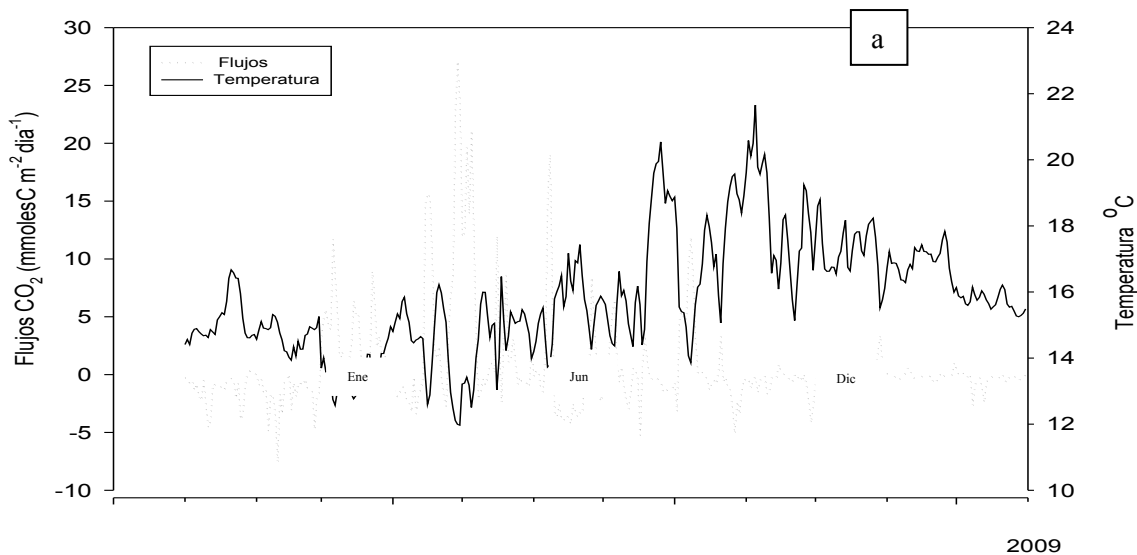
Para el cálculo de los flujos (F_{CO_2}) se usaron las ecuaciones descritas en la Cuadro 1, tomadas de Sarmiento y Gruber (2006). Para el cálculo de ΔpCO_2 se utilizó los datos obtenidos por la boya FLUCAR de pCO_2 atmosférico, y de pCO_2 del mar. La ΔpCO_2 indica qué dirección podría tomar el flujo de CO_2 (según el signo) entre el océano y la atmósfera. Los valores positivos corresponden a un flujo de CO_2 hacia la atmósfera y los negativos a uno hacia el océano.

Resultados

La velocidad del viento durante 2009, mostró un promedio diario anual de $4.63 \pm 1.81 \text{ m s}^{-1}$, con un valor máximo de 11.46 m s^{-1} y un mínimo de 1.04 m s^{-1} , dándose estos valores en el otoño. La tendencia general en la velocidad del viento fue de incremento de invierno hacia el verano, para volver a disminuir hacia el otoño, con el valor promedio más bajo, $4.2 \pm 1.85 \text{ m s}^{-1}$. El verano fue la estación donde se presentó la mayor intensidad del viento con una media estacional de $5.02 \pm 1.96 \text{ m s}^{-1}$, con valores máximos de 9.31 m s^{-1} y mínimos de 1.62 m s^{-1} , con un intervalo de 7.69 m s^{-1} . El otoño fue la estación que mostró los promedios más bajos de todo el año, con un valor de $4.2 \pm 1.85 \text{ m s}^{-1}$. La temperatura y la salinidad mostraron una media anual de $15.83 \pm 1.75 \text{ }^\circ\text{C}$ y 33.32 ± 0.16 , respectivamente. Los valores máximos de temperatura se dieron en el verano, $21.65 \text{ }^\circ\text{C}$, y el mínimo fue de $11.96 \text{ }^\circ\text{C}$, el cual se dio en primavera. El valor máximo de salinidad se registró en primavera, 33.65 ups y el mínimo ocurrió en invierno con un valor de 32.83 ups . La tendencia general de temperatura fue de un aumento de invierno a verano, disminuyendo hacia al otoño. La temperatura promedio en invierno fue de $14.52 \pm 0.89 \text{ }^\circ\text{C}$, con un valor máximo de $16.67 \text{ }^\circ\text{C}$ y un mínimo de $12.57 \text{ }^\circ\text{C}$, mostrando un intervalo de $4.1 \text{ }^\circ\text{C}$. El comportamiento de la salinidad, mostro aguas más saladas en invierno, primavera y verano, con valores de $33.34 \pm 0.11 \text{ ups}$, $33.51 \pm 0.06 \text{ ups}$ y $33.31 \pm 0.11 \text{ ups}$, respectivamente, y en el otoño se presentó agua menos salada con un promedio de $33.13 \pm 0.04 \text{ ups}$, sin embargo, el valor mínimo del año ocurrió en el invierno con 32.83 ups y el máximo ocurrió en primavera con un valor de 33.65 ups , (Figura 1a)

Cuadro 1. Ecuaciones para el cálculo de Flujos de CO₂

$FCO_2 = K_s S_A (\Delta_p CO_2)$	Flujos de CO ₂
$\Delta_p CO_2 = pCO_{2\text{ mar}} - pCO_{2\text{ aire}}$	Diferencia de presiones parciales de CO ₂ entre el océano y la atmósfera
$K_s = 0.27 (u_{10})^2 [S_s/600]^{-0.5}$	Velocidad de Transferencia (Sweeney <i>et al.</i> , 2007)
$S_c = 2073.1 - 125.62t + 36276t^2 - 0.043219t^2$	Número de Schmidt en función de la temperatura
U_{10}	Estación meteorológica de CICESE
$pCO_{2\text{ mar}} \text{ y } pCO_{2\text{ aire}}$	Obtenidos de la boya FLUCAR
$S_A = \frac{F_A}{P - p^{H_2O}} \times 10^6 \frac{\text{mmol m}^{-3}}{\text{mol l}^{-1}}$	Parámetro de Solubilidad: P= presión atmosférica = 1 atm 10 ⁶ Factor de conversión a milimoles
$F_A = e^{[A1+A2(\frac{100}{t})+A3\ln(\frac{t}{100})+A4(\frac{t}{100})^2 + S(B1+B2(\frac{t}{100})+B3(\frac{t}{100})^2)}$	Función de la solubilidad volumétrica: A1 = -160.7333, A2= 215.4152, A3=89.892, A4=1.47759, B1=0.029941, B2=-0.2746, B3=0.005341, t=temperatura, S= salinidad
$p^{H_2O} = e^{[24.45-65.45(\frac{100}{t})-4.84\ln(\frac{t}{100})-S(0.00054)]}$	Presión parcial del vapor de agua



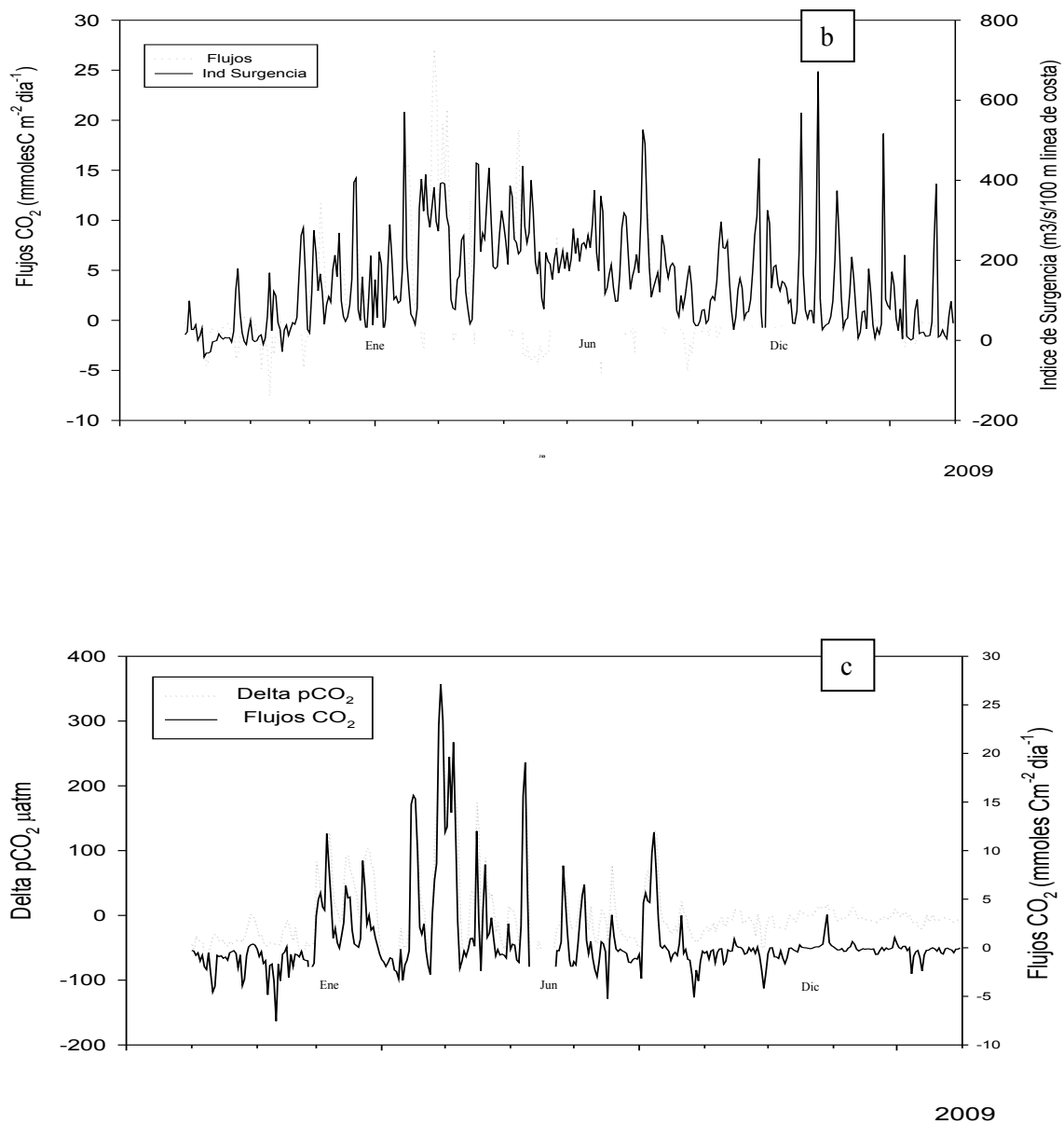


Figura. 1 Series de tiempo de enero a diciembre del 2009, a) Flujos de CO₂ y temperatura del mar, b) Flujos de CO₂ e Índice de Surgencias y c) Flujos de CO₂ y Delta pCO₂.

El ΔpCO_2 mostró una media anual de $-0.2 \pm 53.44 \mu\text{atm}$, con un máximo anual de $286.44 \mu\text{atm}$, y un mínimo de $-106.74 \mu\text{atm}$ y estos valores máximos y mínimos se dieron en el periodo de primavera, para la cual se obtuvo un promedio de $21.69 \pm 87.43 \mu\text{atm}$. La distribución temporal de los flujos de CO₂, presenta algunos aspectos similares a la del ΔpCO_2 mar, ya que en invierno, primavera y otoño ambas variables presentan signo

negativo, en el verano el flujo presentó una media de $0.25 \pm 2.89 \text{ mmolC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, signo diferente al $\Delta p\text{CO}_2$ en la misma temporada. Anualmente el flujo de CO_2 mostró una media de $0.7 \pm 4.34 \text{ mmolC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, con un valor mínimo en 2009 de $-7.53 \text{ mmolC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y máximo de 27.12, dándose el valor mínimo en el invierno, y el máximo en primavera. El invierno presentó una media de $-0.17 \pm 3.0 \text{ mmolC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, con un valor mínimo ya mencionado de $-7.53 \text{ mmolC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y un máximo de 11.73. La primavera mostró el valor más alto registrado, con una media de $3.0 \pm 7.16 \text{ mmolC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, el valor más alto en el año con $27.12 \text{ mmolC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y un valor mínimo de $-4.25 \text{ mmolC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. El verano presentó un valor medio positivo de $0.25 \pm 2.89 \text{ mmolC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ con un mínimo de $-5.23 \text{ mmolC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y un máximo de $11.88 \text{ mmolC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Finalmente el otoño presentó un valor medio de $-0.26 \pm 0.82 \text{ mmolC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, un valor mínimo de $-4.16 \text{ mmolC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y un máximo de $3.4 \text{ mmolC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. (Figura 1c y Cuadro 2). El promedio diario anual del índice de surgencias fue de $147.59 + 123.73 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot (100 \text{ m})^{-1}$. El valor para invierno fue el más bajo de todo el año con un promedio diario de $61.92 + 73.35 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot (100 \text{ m})^{-1}$, para posteriormente aumentar en primavera a un valor de $222 + 125.08 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot (100 \text{ m})^{-1}$ el cual fue el valor promedio anual más alto; para posteriormente disminuir un poco en verano con un valor de $183 + 91.54 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot (100 \text{ m})^{-1}$, disminuyendo en otoño con un valor promedio anual de $113.57 + 126.02 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot (100 \text{ m})^{-1}$, (Figura 1b).

Discusiones y conclusiones

La zona de estudio presentó eventos de surgencias; esto es, aguas con baja temperatura superficial ($\leq 15.90^\circ\text{C}$), salinidad menor de 34 ups, altos valores de $p\text{CO}_2$ en el agua, y un flujo positivo en promedio anual, lo que sugirió la ocurrencia de una surgencia costera reciente, cuyo resultado fue una exportación del exceso de CO_2 en el agua hacia la atmósfera, identificando dicha zona como una fuente temporal de CO_2 . Por el contrario, bajas concentraciones de $p\text{CO}_2$ en el agua, temperaturas superficiales bajas y salinidad de 34.0 ups, pero altas concentraciones de clorofila *a* (4.01 mg m^{-3}), sugirieron una post-surgencia con un desarrollo intenso de fitoplancton y consumo alto de CO_2 vía fotosíntesis hasta alcanzar valores de $p\text{CO}_2$ por debajo del punto de equilibrio, convirtiendo la zona de surgencia costera en sumidero de CO_2 atmosférico. Este proceso podría continuar hasta que los nutrientes en la capa de mezcla llegaran a ser limitantes para el crecimiento del fitoplancton. En el mes de enero de 2009, se observaron temperaturas entre los 13 y 17°C , con delta $p\text{CO}_2$ y flujos de CO_2 negativos, es decir remoción de carbono por fotosíntesis o flujo de la atmósfera al océano. La variación de los flujos puede estar asociada fuertemente a la variación temporal en la circulación de las aguas superficiales en las costas de la península en conjunto con los procesos biológicos característicos de cada región (Hernández Ayón *et al.*, 2007).

El balance anual durante el año 2009, para el sitio de muestreo, resultó ser una fuente ligera de CO_2 del océano a la atmósfera. Chávez y Takahashi (2009), y Borges (2011) después de una revisión a nivel mundial de los datos disponibles sobre flujos de carbono, concluyen que los océanos costeros, pueden oscilar entre fuentes y sumideros o estar en balance. También mencionan que los presupuestos de carbono de las zonas costeras no están aún bien caracterizados por la carencia de observaciones, aunado a la compleja

variabilidad costera y geográfica. Es así que, hasta ahora los datos disponibles son insuficientes para estimar, por ejemplo, la cantidad de carbono derivado de las actividades antropogénicas y que está almacenado en los mares costeros de México. Es por lo tanto urgente seguir monitoreando las variables del sistema del CO₂ en todos los ecosistemas costeros de nuestro país, para que en el futuro podamos tener un entendimiento más completo de la magnitud y la variabilidad de los reservorios y flujos de carbono de los mares costeros de México,

Cuadro 2. Balance de Flujos de CO₂: anual, por estación del año y mensual, de Enero a Diciembre del 2009

Balance Flujos de CO₂ Enero a Diciembre del 2009				
	mmolesC m⁻² año⁻¹	Media (mmolesC m⁻² d⁻¹)	Desviación estándar	
Balance Anual	2465.47	0.71	4.34	
Balance Estacional		mmolesC m⁻² estacion⁻¹	Media (mmolesC m⁻² d⁻¹)	Desviación estándar
	Invierno	383	-0.18	3.00
	Primavera	2089	3.00	7.16
	Verano	189	0.25	2.89
	Otoño	-195	-0.26	0.82
Balance Mensual		mmolesC m⁻² mes⁻¹	Media (mmolesC m⁻² d⁻¹)	Desviación estándar
	Enero	-298	-1.2	1.28
	Febrero	93	-1.79	1.69
	Marzo	588	3.22	2.99
	Abril	1208	4.19	8.86
	Mayo	840	3.89	6.53
	Junio	41	0.25	5.63
	Julio	14	-0.07	2.28
	Agosto	243	0.97	3.91
	Septiembre	-68	-0.66	0.99
	Octubre	-104	-0.04	0.91
	Noviembre	-23	-0.09	0.32
	Diciembre	-69	-0.37	0.65

Referencias bibliográficas.

- Borges, A. V. 2011. Present Day Carbon Dioxide Fluxes in the Coastal Ocean and Possible Feedbacks under Global Change. *In*: Da Silva-Duarte, P. M., and J. M. Santana-Casiano (eds). *Oceans and the Atmospheric Carbon Content*. Springer Science Business Media B.V. pp: 47-77.
- Chávez, F. P., P. G. Strutton, G. E. Friederich, R. A. Feely, G. C. Feldman, D. G. Foley, and M. J. McPhaden. 1999. Biological and chemical response of the equatorial Pacific Ocean to the 1997–98 El Niño. *Science* 286 (5447): 2126–2131.
- Chávez, F., and T. Takahashi. 2007. Coastal oceans. *In*: King, A. W., L. Dilling., G. P. Zimmerman, D. M. Fairman, R. A. Houghton, G. H. Marland, A. Z. Rose, and T. J. Wilbanks (eds). *The First State of the Carbon Cycle Report (SOCCR): North American Carbon Budget and Implications for the Global Carbon Cycle*. A Report by the U.S. Climate Change Science Program and the Subcommittee on Global Change Research. National Ocean and Atmospheric Administration, Climate Program Office. Silver Spring, MD, USA. pp: 157-166, 193.
- Gaxiola-Castro, G. y R. Durazo. 2010. Introducción. *En*: Gaxiola-Castro, G. y R. Durazo (eds). *Dinámica del Ecosistema Pelágico frente a Baja California, 1997–2007: Diez años de Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California*. pp: 13–18.
- Hernández-Ayón, J. M., G. Gaxiola-Castro, F. Chávez, T. Takahashi, D. Feely, L. Sabine, B. Hales, y R. Lara-Lara. 2010. Variabilidad espacial y temporal del flujo de CO₂ océano-atmósfera. *En*: Gaxiola-Castro, G. y Durazo R. (eds). *Dinámica del Ecosistema Pelágico frente a Baja California, 1997–2007: Diez años de Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California*. pp: 197-208.
- Huyer, A. 1983. Coastal Upwelling in the California Current System. *Progress in Oceanography* 12 (3): 259–284.
- Longhurst, A. R. 1998. *Ecological Geography of the Sea*. London, Academic Press. 398 p.
- Sarmiento, J. L., and N. Gruber. 2006. *Ocean Biogeochemical Dynamics*. Princeton, New Jersey. 495 p.
- Sweeney, C., E. Gloor, A. R. Jacobson, R. M. Key, G. McKinley, J. L. Sarmiento, and R. Wanninkhof. 2007. Constraining global air–sea gas exchange for CO₂ with recent bomb ¹⁴C measurements. *Global Biogeochemical Cycles* 21: GB2015
- Walsh, J. J., G. Rowe, R. L. Iverson, and C. McRoy. 1981. Biological export of shell carbon is a neglected sink of the global CO₂ cycle. *Nature* 291 (5812): 196–201.

6.6

Emisiones de metano en humedales del Estado de Veracruz

Hernández María Elizabeth¹, Marín-Muñiz José Luis¹, Moreno-Casasola Barceló Patricia², Briones Oscar³, Rodríguez Karla², Montealegre Mendoza Beatriz¹ y Sánchez Ríos Graciela².

¹Red de Manejo Biotecnológico de Recursos, ²Red de Ecología Funcional, ³Red de Biología Evolutiva. Instituto de Ecología A.C. Carretera antigua a Coatepec 351, El Haya, AP 63, Xalapa 91070, Veracruz, México. Autor para correspondencia: elizabeth.hernandez@inecol.edu.mx

Resumen

Las condiciones anaerobias que prevalecen en los suelos de los humedales favorecen la emisión de metano (CH₄), gas de efecto invernadero con potencial de calentamiento global mayor al del CO₂ y que contribuye con 20% al calentamiento global. Por lo anterior, es importante cuantificar las emisiones de CH₄ por los humedales y conocer los factores que las afectan, tanto bajo escenarios actuales como los previstos por el cambio climático. Las emisiones de CH₄ se han registrado en humedales herbáceos y arbóreos del estado de Veracruz (Estero Dulce, municipio de Tecolutla, Laguna Chica municipio Vega de Alatorre y Boquilla de Oro municipio Alto Lucero) y se está probando el efecto de la salinidad e inundación en microcosmos experimentales en la estación CICOLMA de La Mancha, Veracruz. Las emisiones de CH₄ se han estimado mediante el método de la cámara cerrada, usando bases circulares permanentes en el suelo y tapas removibles con septo y termómetro, durante un intervalo de tiempo las cámaras se cierran herméticamente y se toman muestras de gases, posteriormente se mide la concentración de CH₄ en un cromatógrafo de gases. La tasa de flujo promedio de CH₄ fue ligeramente mayor en humedales herbáceos en comparación con arbóreos (319.19±10.5 vs 257.22±9.6 mg CH₄ m⁻²d⁻¹), pero sin diferencias significativas. En los microcosmos se observó que cuando el suelo está inundado, salinidades de 9 y 18 ppt, disminuyeron las emisiones de metano.

Palabras claves: calentamiento global, gases invernadero, metanogénesis.

Introducción

Los humedales naturales ocupan sólo 4-6% de la superficie de la tierra (Mistch y Gosselink, 2000), pero aun así son considerados muy importantes globalmente por su potencial para almacenar carbono. Dicha capacidad se debe a la alta productividad de las plantas y a la baja descomposición de materia orgánica que ocurre en los suelos inundados. Sin embargo, en los suelos de humedales se llevan a cabo procesos anaerobios como la metanogénesis cuyo producto es el metano (CH₄), que se considera un gas de efecto

invernadero (Tauchnitz *et al.*, 2007). En una escala de tiempo de 100 años, el potencial de calentamiento global del CH₄ es 21 veces el valor del potencial de calentamiento del dióxido de carbono (CO₂). Por lo que aun cuando la concentración de este gas en la atmósfera sea más bajas que las del CO₂, su contribución al calentamiento global es importante (Hernández, 2010). Se ha estimado que el CH₄ contribuye aproximadamente con el 20% del calentamiento global y podría ser el sustrato dominante del calentamiento de la atmósfera terrestre en el futuro (Zhu *et al.*, 2007). Las fuentes de CH₄ atmosférico son principalmente de origen biológico (70-80%) y los humedales son considerados como importantes fuentes emisoras de este gas. Las emisiones de CH₄ son influenciados por los procesos biogeoquímicos que imperan en el humedal. En los suelos de humedales, la inundación determina el estado de oxidación-reducción de los mismos. La inundación disminuye la difusión del oxígeno atmosférico por un factor de 105 veces menos que en los suelos terrestres. Después de la disminución del oxígeno, los organismos anaerobios facultativos y obligados progresivamente reducen los sustratos del suelo, como aceptores de electrones para su respiración. En la desnitrificación se usan nitratos como aceptores de electrones para la oxidación de la materia orgánica cuando el potencial redox es de 450 mv. Cuando el nitrato se agota, se lleva a cabo la reducción de Mn (IV) a 400 mv, seguido por la reducción de Fe II a 180 mv. Esas reacciones son llevadas a cabo por bacterias que usan la fermentación para la obtención de energía. Los anaerobios obligados reducen el sulfato cuando el potencial redox baja a -215 mv y el metano se empieza a producir en potenciales redox de -244 (Neue *et al.*, 1997; Mitsch and Gosselink, 2000). En este trabajo se investigó la emisión de metano en humedales costeros del estado de Veracruz y el efecto del nivel de inundación y salinidad en microcosmos de humedales.

Materiales y métodos

Sitios de estudio

El estudio de emisión de metano en humedales naturales se llevó a cabo en tres selvas inundables y tres humedales herbáceos de agua dulce, localizados en la planicie costera del estado de Veracruz. Los sitios son: Estero Dulce, municipio Tecolutla (20°17'53''N, 96°52'19''W), Laguna Chica, municipio Vega de Alatorre (20°05'47.8''N 96°41'23.8''W) y Boquilla de Oro, municipio Alto Lucero (19°49'47''N, 96°26'59''W). La vegetación predominante de las selvas inundables corresponde a *Pachira aquatica* en Estero Dulce, *Pachira aquatica* e *Hippocratea celastroides* en Laguna Chica y *Ficus* spp. en Boquilla de Oro. La vegetación que predomina en los humedales herbáceos corresponde a *Thalia geniculata* y *Cyperus gigantus*, en Estero Dulce, *Cyperus gigantus* y *Typha domingensis*, en Laguna Chica y *Cyperus* spp, *Pontederia cordata* y *Acrostichum* spp en el sitio de Boquilla de Oro. Los humedales de Laguna Chica y Boquilla de oro se encuentran contiguos a una laguna y en Estero Dulce, los humedales colindan con un estero que desemboca al mar en la comunidad de Casitas. En cada sitio y tipo de humedal, se colocaron 4 cámaras de medición de metano.

El estudio del efecto de la salinidad y la inundación sobre la emisión de metano en microcosmos se llevó a cabo la Estación Experimental La Mancha (19° 34' N y 96° 23' W) en la costa en el centro de Veracruz, México. Se utilizaron cuatro especies de plantas de

humedales: *Fuirena simplex*, *Inga sp*, *Hydrocotyle bonariensis* y *Lippia nodiflora*. Las unidades experimentales fueron bolsas de plástico negras perforadas en el fondo de 2.1 litros (15 x 30 cm) con suelo del humedal, las cuales un mes antes del experimento se sembraron con una planta con 3 tallos de *H. bonariensi* y *F. simplex*, con 4-8 hojas de *Inga* y con 10 hojas de *L. nodiflora*. Se investigaron 3 tratamientos de inundación (suelo inundado, suelo inundado a la mitad de la bolsa y suelo no inundado) y 3 niveles de salinidad (agua dulce, agua de mar diluida con agua dulce (1/4 agua de mar y 1/2 agua de mar) 18 y 9 ppt. respectivamente). Cada tratamiento con tres réplicas. Se utilizaron tanques de fibra de vidrio, con 468 litros de agua con la salinidad correspondiente en donde se colocaron las unidades experimentales, para lograr los tres niveles de inundación se utilizaron pedestales de PVC. El experimento se llevó a cabo una casa de sombra con techo transparente y malla sombra sin paredes laterales, durante Junio y Julio de 2011.

Emisiones de metano

Tanto en los humedales naturales como en los microcosmos, las emisiones de metano fueron determinadas mediante la técnica de la cámara cerrada (Altor y Mitsch 2006; Hernández y Mitsch 2006). Las cámaras consisten de una base cilíndrica colocada en el suelo del humedal permanentemente, con un collar en su parte superior en la cual cada vez que se monitorea las emisiones, se coloca una tapa con un septo de butiryl y un termómetro. El volumen total de las cámaras en los humedales naturales fue de 0.011 m³ y en las cámaras en los microcosmos de 0.00002 m³. En los humedales naturales las emisiones se monitorearon bimestralmente de abril 2010 a abril 2011 y en los microcosmos 4 veces durante Junio y Julio de 2011. Una vez tapadas las cámaras, se tomaron muestras de los gases internos a diferentes intervalos de tiempo y se colocaron en viales evacuados al vacío previamente. La concentración metano se cuantificó mediante un cromatógrafo de gases (Perkin Elmer) con detector de ionización de flama (FID). Los valores individuales de gases se corrigieron para la temperatura y presión del aire usando la ley de gases ideales. Las tasas de flujo de los gases son calculadas de acuerdo a la ecuación: $Fc = (\Delta c/t) * (V/A)$, donde Fc = flujo neto de gas (mg m⁻² d⁻¹), $(\Delta c/t)$ = Es la tasa de cambio de la concentración del gas dentro de la cámara (mg m⁻³ d⁻¹), V = Es el volumen interno de la cámara (m³) y A = área de la superficie del suelo donde se encuentra insertada la cámara (m²). La temperatura del suelo se determina con un medidor digital, el potencial redox se mide con varillas de platino.

Resultados y discusión

Emisiones de metano en humedales naturales

Las emisiones de metano en los humedales herbáceos fueron bajas de abril a agosto (Figura 1a), posteriormente estas se incrementaron, sobretudo en Laguna Chica, que fue el sitio donde más altas emisiones se registraron en Boquilla de Oro, las emisiones aumentaron hasta febrero y abril de 2012, mientras que Estero Dulce, se observó un ligero incremento en las emisiones en diciembre y el resto de los meses permanecieron bajas. Por

otro lado en los humedales arbóreos (Figura 1b), las emisiones de metano más altas se registraron en la selva de Boquilla de Oro, como un pulso. En los demás sitios las emisiones de metano en los humedales herbáceos permanecieron bajas durante la mayoría de los meses monitoreados. Las variaciones estacionales probablemente se deban a los cambios hidrológicos. Los sitios estudiados en su mayoría se inundan a partir de agosto y el nivel de agua empieza a disminuir en abril (Figura 2b), dicho aumento en el nivel de agua, ocasiona una disminución del potencial redox (Figura 2a), lo cual favorece las emisiones de metano.

Efecto de la salinidad y nivel de inundación en las emisiones de metano en microcosmos

Con las cuatro especies estudiadas, cuando se utilizó agua dulce, se observó una disminución de las emisiones de metano en los tratamientos sin inundación (Figura 3). Esto se debe a que en los tratamientos sin inundación se registraron potenciales redox más altos, los cuales no favorecieron las emisiones de metano (Figura 4). Por otro lado, cuando el suelo fue completamente inundado, se observó que el incrementar la salinidad disminuyó la emisión de metano. Sin embargo, este efecto de la salinidad no se observó en los tratamientos de inundación media y sin inundación. También se observaron emisiones de metano ligeramente más bajas en los microcosmos con *Lippia nodiflora* y *Fuirena simplex*, lo cual pudiera deberse a las diferencias en la producción de raíces de las especies, ya que al haber más raíces pudiera haber más oxigenación del sedimento y por lo tanto menos emisiones de metano. Las emisiones de metano registradas en los microcosmos son mucho más bajas que las observadas en los humedales naturales, lo cual pudiera deberse, a que el suelo del humedal fue manipulado para sacarlo del humedal y colocarlo en macetas y permaneció un tiempo sin inundar, antes del experimento, lo cual pudo ocasionar una pérdida de los microorganismos metanogénicos del suelo del humedal.

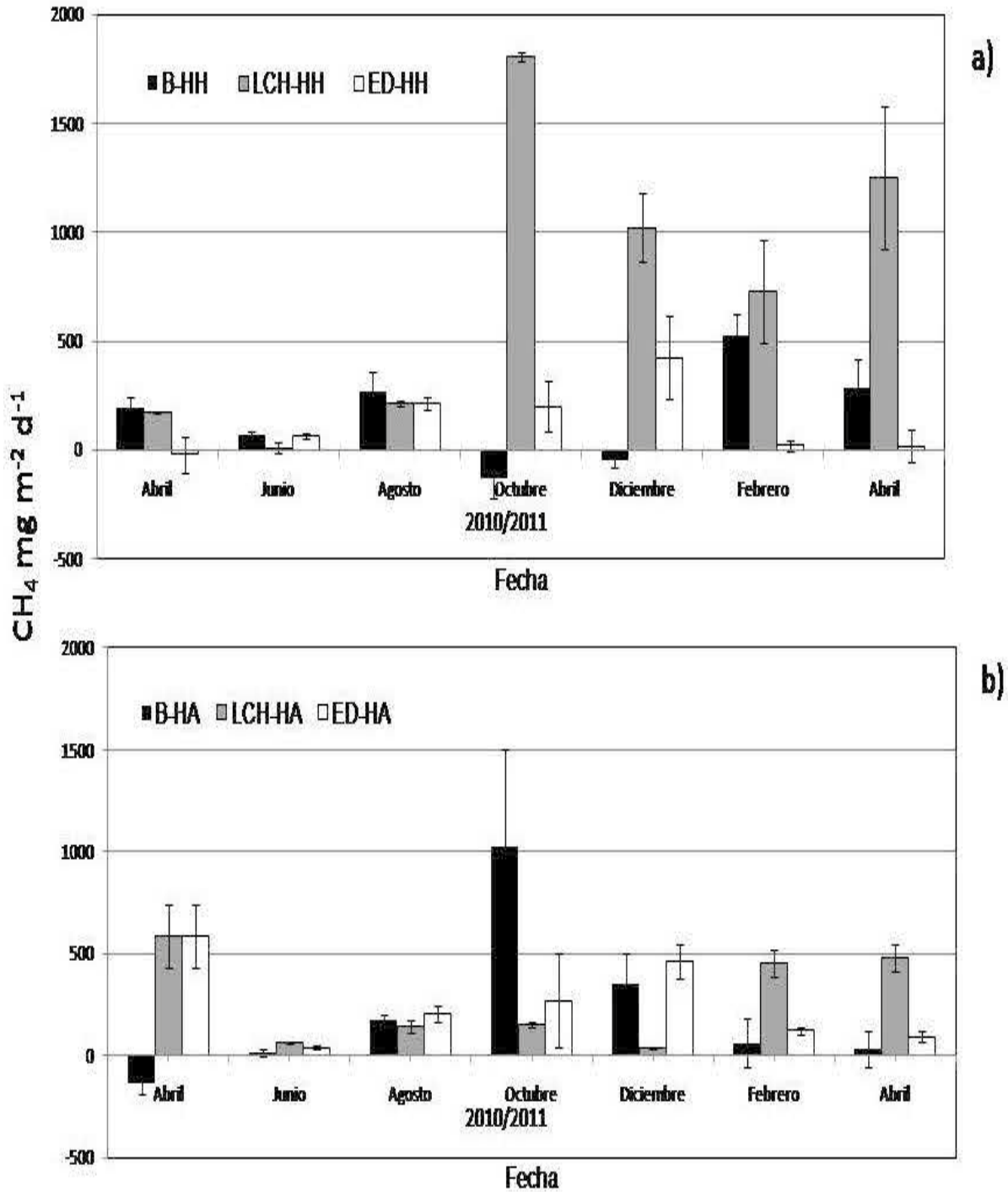


Figura. 1 Emisiones de metano en humedales naturales. B HH= Boquilla humedal herbáceo, LCH HH=Laguna Chica, humedal herbáceo, ED HH=Estero Dulce Humedal herbáceo B HA= Boquilla humedal arbóreo, LCH HA=Laguna Chica, humedal arbóreo, ED HA=Estero Dulce humedal arbóreo.

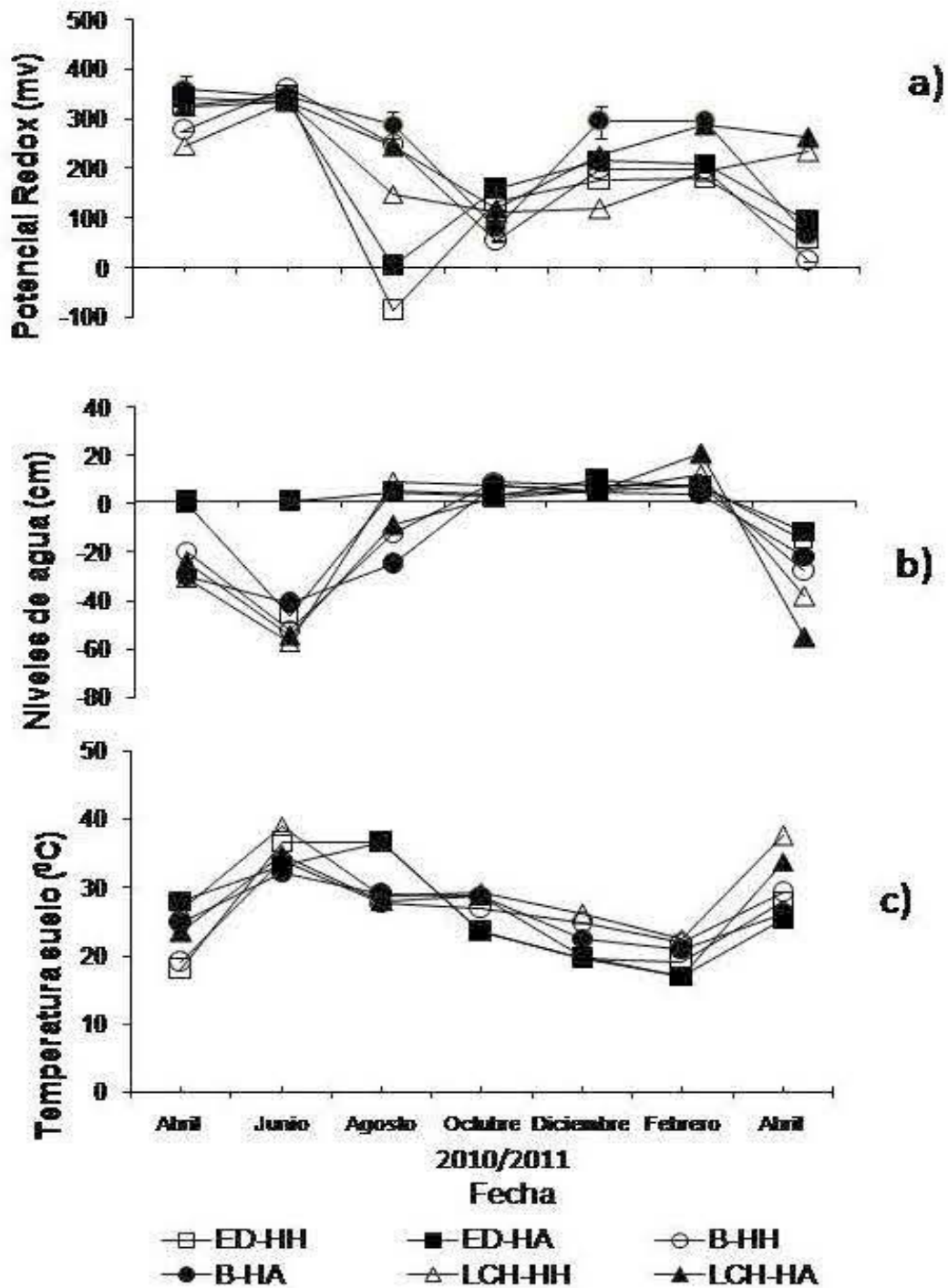


Figura. 2 a) Potencial redox, b) nivel de agua y c) temperatura del suelo en los humedales naturales estudiados, B HH= Boquilla de oro humedal herbáceo, LCH HH=Laguna Chica humedal herbáceo, ED HH=Estero Dulce humedal herbáceo B HA= Boquilla de oro humedal arbóreo, LCH HA=Laguna Chica, humedal arbóreo, ED HA=Estero Dulce humedal arbóreo.

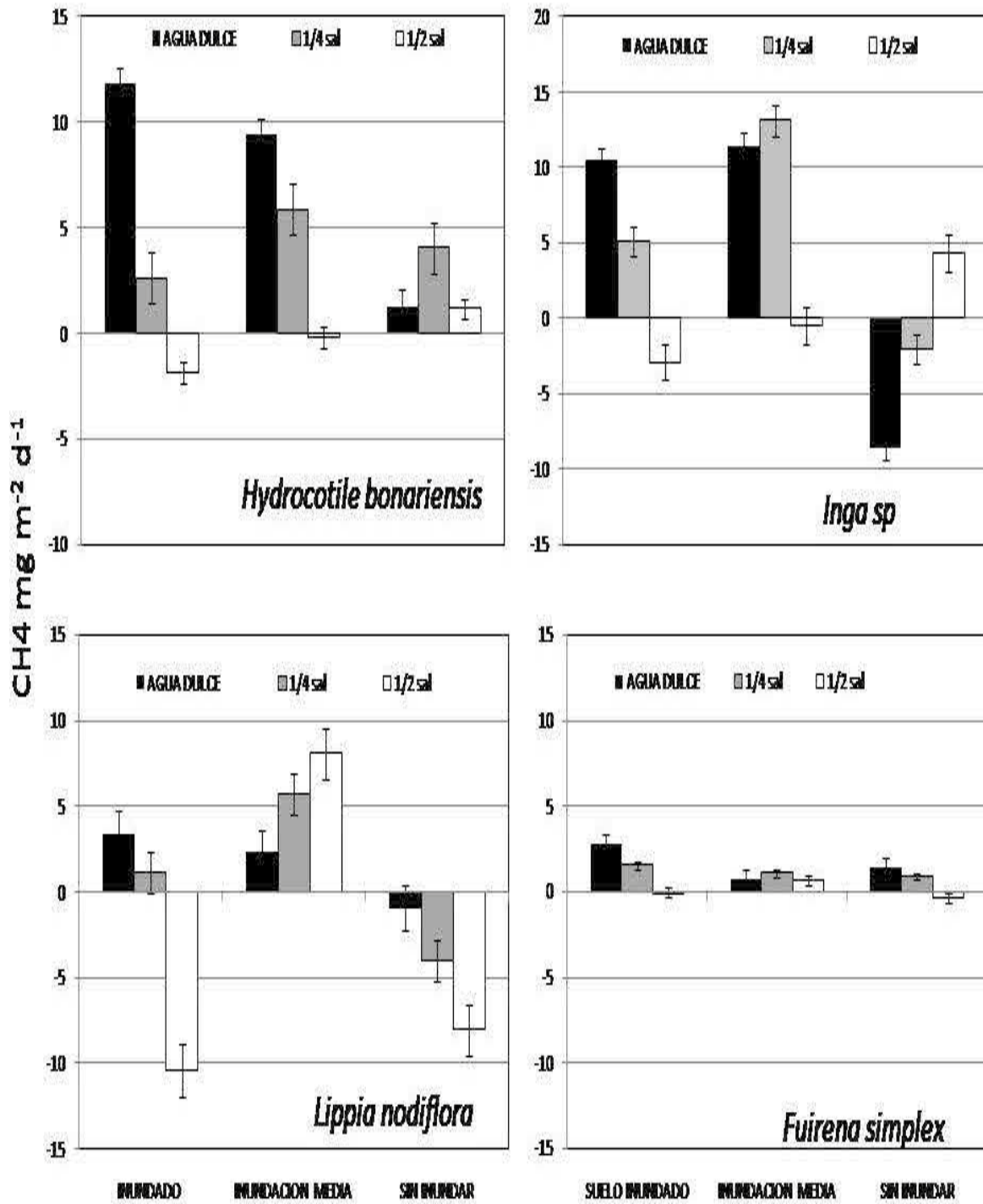


Figura. 3 Emisiones de metano en microcosmos de humedales con diferentes especies de plantas bajo diferentes niveles de inundación y salinidad.

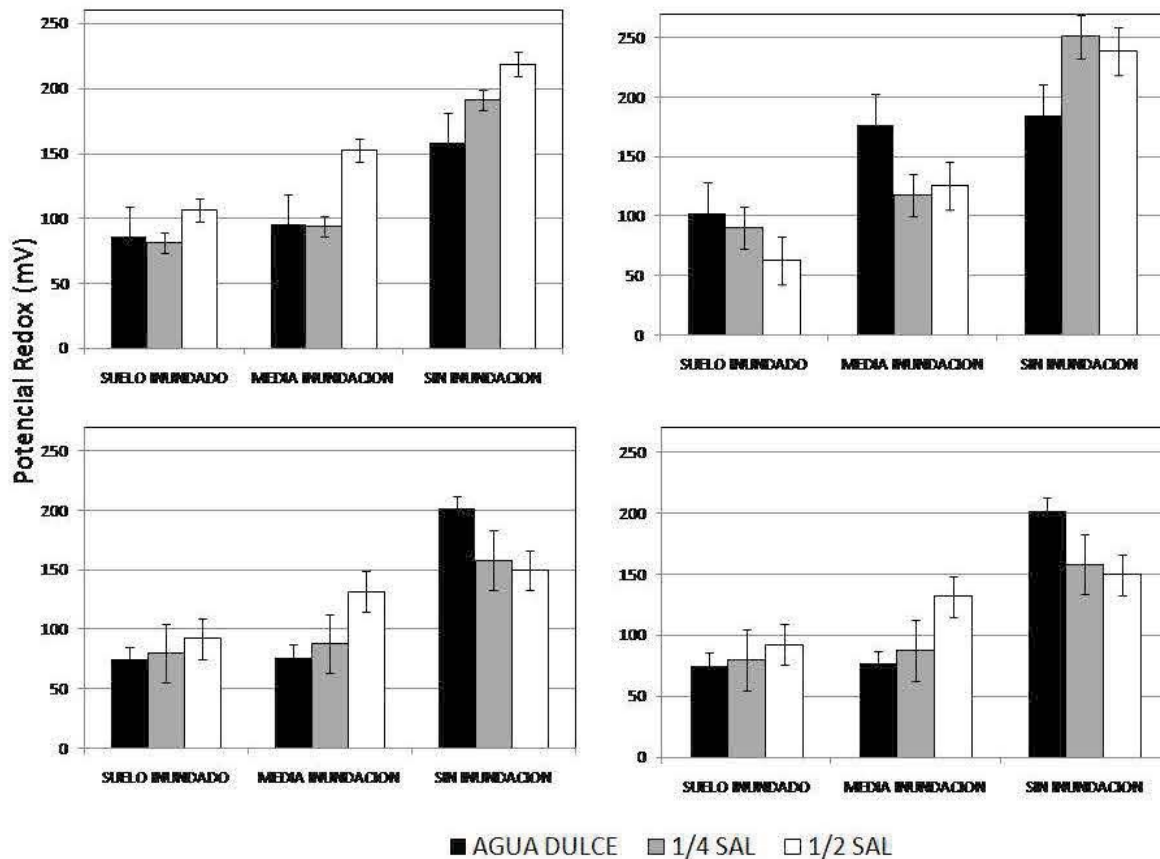


Figura. 4 Potencial redox en los suelos de los microcosmos de humedales con diferentes especies de plantas bajo diferentes niveles de inundación y salinidad.

Conclusiones

Las emisiones promedio de CH_4 fueron ligeramente mayores en humedales herbáceos en comparación con los arbóreos, pero sin diferencias significativas. Tanto en los humedales naturales como en los microcosmos, el nivel de inundación del suelo es un factor que controla las emisiones de metano, siendo favorecidas cuando el suelo permanece inundado. En los microcosmos de humedales, cuando el suelo está inundado, salinidades de 9 y 18 ppt, ocasionaron una disminución en las emisiones de metano.

Referencias bibliográficas

Altor, A. E., and W. J. Mitsch. 2006. Methane flux from created riparian marshes: Relationship to intermittent vs. continuous inundation and emergent macrophytes. *Ecological Engineering* 28 (3): 224-234.



- Hernández, M. E., and W. J. Mitsch. 2006 Influence of hydrologic pulses and vegetation on nitrous oxide emissions from created riparian marshes in Midwestern USA. *Wetlands* 26 (3): 862-877.
- Hernández, M. E. 2010. Suelos de humedales como sumideros de carbono y fuentes de metano. *Terra Latinoamericana* 28 (2): 139-147.
- Mitsch, W. J., and J. Gosselink. 2000. *Wetlands*. John Wiley and Sons Inc. New York. 755 p.
- Neue, H. U., J. Gaunt, Z. Wang, and C. Becker-Heidmann. 1997. Carbon in tropical wetlands. *Geoderma* 79 (1): 163-185.
- Tauchnitz, N., R. Brumme, S. Bernsdorf, and R. Meisse. 2007. Nitrous oxide and methane fluxes of a pristine slope mire in the German national Park Harz Mountains. *Plant Soil* 303 (1): 131-138.
- Zhu, N., P. An, B. Krishnakumar, L. Zhao, L. Sun, M. Mizuochi, and Y. Inamori. 2007 Effect of plant harvest on methane emission from two constructed wetlands designed for the treatment of wastewater. *Journal of Environmental Management* 85 (4): 936-943.

6.7

Flujos de carbono en la zona de mínimo de oxígeno del Pacífico Tropical Mexicano

Franco-Novela Ana C.¹, Hernández-Ayón Martín¹, Maske Helmut², Olivos-Ortíz Aramis³, Beier Emilio⁴, Sosa Ramón³, Roa-Méndez Roberto⁵, Siqueiros-Valencia Arturo¹, Barbeau Katherine⁶, Farber Jaime²

¹Facultad de Ciencias Marinas, Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, , Ensenada, CP 22800, Baja California, México.

Autor para correspondencia: ana.franco@uabc.edu.mx

² Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada (CICESE), Km. 107, Carretera Ensenada-Tijuana 3918, Zona Playitas, Ensenada, Baja California 22860, México.

³ Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas (CEUNIVO) Universidad de Colima. Santiago- Manzanillo C.P. 28860, Colima, México

⁴ Estación La Paz, CICESE, Miraflores 334, Colonia Bella Vista, La Paz, Baja California Sur 23050, México

⁵ Instituto Oceanográfico del Pacífico, Sexta región naval, Manzanillo, Colima

⁶ Scripps Institution of Oceanography, University of California San Diego, La Jolla, CA 92093-0218, USA

Resumen

La concentración de CO₂ en la atmósfera se ha incrementado desde la revolución industrial en ~ 100 µatm (ppm). Debido a que el CO₂ reacciona con el agua de mar, el océano es un importante reservorio de este gas, y puede tener el papel de fuente o sumidero de CO₂ hacia la atmósfera. Esto depende de si la presión parcial de este gas en el océano es mayor a la de la atmósfera o viceversa, respectivamente. En este trabajo se analiza la distribución superficial de la pCO₂ y flujos de CO₂ océano – atmósfera en la zona de mínimo de oxígeno del Pacífico Tropical Mexicano, en dos temporadas: noviembre de 2009 y agosto de 2010. Se encontró una estrecha relación entre los valores de pCO₂ y la salinidad superficial en las dos masas de agua encontradas en los muestreos. Los valores menores de pCO₂ (300 µatm) y flujos negativos de CO₂ (~ -4 mmol C m² día⁻¹) se registraron en la zona norte de la costa del estado de Guerrero y sur de Michoacán, en el muestreo de agosto de 2010. Se encontró que los flujos hacia el océano estuvieron asociados a la presencia de la masa de Agua Superficial Tropical, lo que sugiere que la presencia de esta masa de agua favorece a que la región se comporte como sumidero de CO₂. Por otro lado, valores de flujo de CO₂ cercanos al valor en equilibrio (~ 0 mmol m² día⁻¹, ~ 400 µatm de pCO₂), se asociaron a las regiones donde el Agua Superficial Subtropical estuvo presente. Estas condiciones se encontraron en toda el área de muestreo de noviembre de 2009 y al sur del muestreo de agosto de 2010.

Palabras claves: presión parcial de CO₂, Agua Superficial Tropical

Introducción

La concentración de CO₂ en la atmósfera se ha incrementado ~ 100 µatm (ppm) en los últimos 100 años, debido a la actividad industrial y quema de combustibles fósiles. El CO₂ es el único gas atmosférico que reacciona con el agua de mar, y se ha calculado que el océano ha absorbido aproximadamente el 30% del carbono liberado antropogénicamente (Sabine *et al.*, 2004). La presión parcial de CO₂ atmosférica (pCO_{2 atm}) permite conocer la presión que ejerce este gas sobre la superficie del océano, actualmente es de 387 µatm (http://scrippsco2.ucsd.edu/program_history/). Si la pCO₂ en el agua de mar (pCO_{2 mar}) es mayor que la pCO_{2 atm}, entonces se presenta un flujo de carbono hacia la atmósfera; es decir, el océano se convierte en fuente de CO₂. Por otro lado, si la pCO_{2 mar} es menor a la atmosférica, entonces puede ocurrir un flujo de CO₂ hacia el océano, y éste actúa como un sumidero de carbono.

La mayoría de los estudios de flujos de CO₂ se han realizado en el océano abierto (Takahashi *et al.*, 2009), y los trabajos en la zona costera son escasos, por lo que existe el debate de si esta región se comporta como un sumidero de carbono, debido a la alta productividad y tasas de sedimentación de partículas orgánicas que ahí se presentan; o como una fuente de CO₂ debido al afloramiento de agua subsuperficial rica en carbono inorgánico disuelto (CID) por diferentes procesos; tales como surgencias, giros, y otros procesos costeros.

El Pacífico Tropical Mexicano (PTM) es un océano altamente estratificado que presenta una de las zonas de mínimo de oxígeno (ZMO) más prominentes del mundo. Las ZMO son áreas en la columna de agua pobremente ventiladas (generalmente en aguas intermedias, 100 – 800 m de profundidad), donde el oxígeno es consumido en la respiración de la materia orgánica que se produce en la superficie y que cae en forma de nieve marina. De esta manera, se alcanzan concentraciones muy bajas de oxígeno (< 20 µmol kg⁻¹), mientras que la concentración de carbono inorgánico disuelto (CID) se incrementa, y la pCO₂ puede aumentar hasta 1200 µatm (Franco-Novela, 2009), casi tres veces la concentración atmosférica promedio actual. En el PTM este cambio de concentraciones ocurre en muy pocos metros de profundidad, y la oxiclina se encuentra aproximadamente a 70 m de la superficie en zonas cercanas a la costa, por lo que se espera que el agua subsuperficial debajo de la oxiclina tenga influencia sobre el valor de pCO₂ superficial, incrementándolo y favoreciendo un flujo positivo de CO₂ hacia la atmósfera.

Materiales y métodos

Se realizaron 2 cruceros oceanográficos en el Pacífico Tropical Mexicano durante el periodo del 18 – 30 de noviembre de 2009 a bordo del B/O Puma (Figuras 1a y 1b), y del 3 – 31 de agosto de 2010 a bordo del ARM Altair (Figuras 1c y 1d).

En las campañas se colectaron muestras discretas de agua de mar a profundidades estándar hasta 1,000m para el muestreo de noviembre, mientras que en el de agosto fueron hasta 200m (1, 10, 25, 50, 75, 100, 150, 200, 450, 600, 800 y 1,000m) para la medición de Alcalinidad Total (AT) y CID. El agua se colectó en botellas de borosilicato de 500 ml a la

cual se le agregó 100 μL de HgCl_2 y fueron selladas con grasa Apiezon hasta su análisis en el laboratorio.

Se utilizó el método coulométrico descrito por Johnson *et al.* (1987) para la medición de CID. La medición de AT se realizó por potenciometría, tal como lo describe Dickson *et al.* (2003). Se utilizaron estándares certificados para dichas mediciones y se obtuvo una exactitud de $\pm 3 \mu\text{mol/kg}$. A partir de estos valores de CID y AT, junto con datos de temperatura, salinidad, profundidad y nutrientes (PO_4^{3-} y SiO_2) se calculó la presión parcial de CO_2 ($p\text{CO}_2$), por medio del programa CO2Sys.xls (Lewis y Wallace, 1998), utilizando las constantes de Mehrbach *et al.* (1973). El flujo de CO_2 océano-atmósfera se calculó utilizando las constantes de velocidad de transferencia del gas obtenida por Wanninkhof y McGillis (1999).

Las masas de agua presentes en la zona de estudio se definieron siguiendo los criterios de Torres- Orozco (1993). Para el Agua Superficial Subtropical los rangos de temperatura y salinidad fueron: 20 – 28 y 34.4 – 35, respectivamente. Mientras que para el Agua Superficial Tropical el rango de temperatura fue de 25 - 30 y de salinidad 33 – 34.

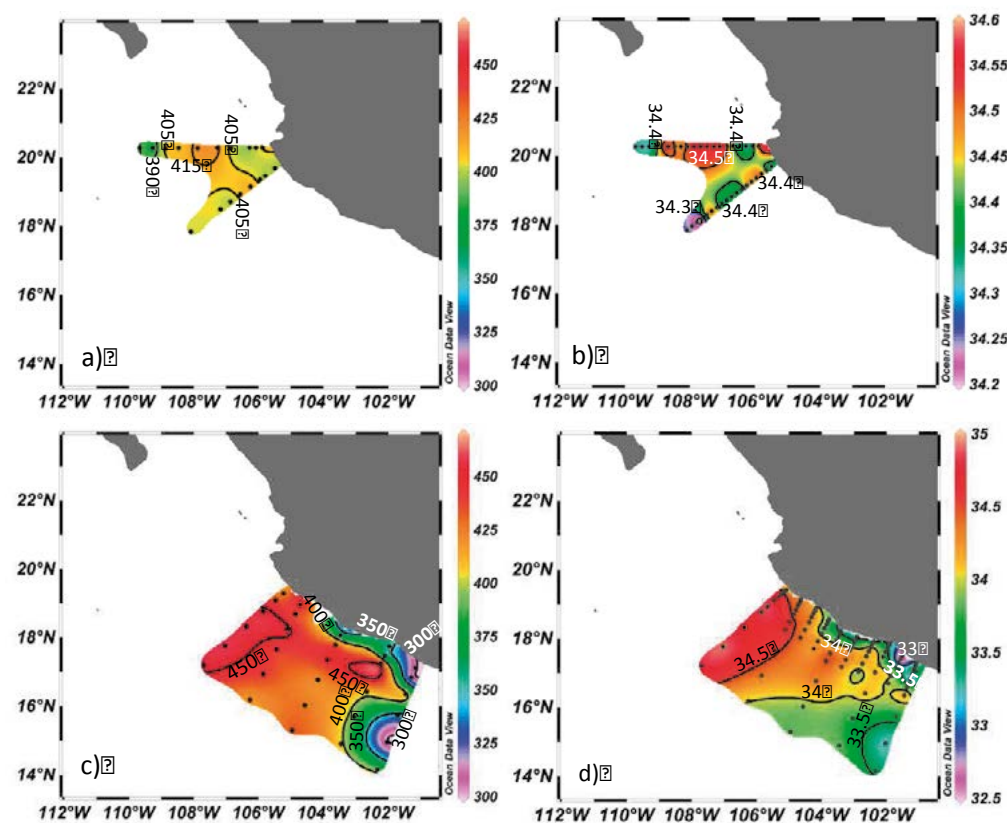


Figura. 1 Mapa de los muestreos realizados en a) y b) Noviembre de 2009 y c) y d) Agosto de 2010. La columna de la izquierda muestra los valores de $p\text{CO}_2$ superficial (μatm) para los dos muestreos, mientras que la columna de la derecha muestra los valores de salinidad. Se indica la condición oceanográfica bajo la cual se llevó a cabo el muestreo: El Niño (EN) y La Niña (LN). Nótese la diferencia en la escala de salinidad entre un muestreo y otro.

Resultados y discusión

La condición oceanográfica presente en las dos campañas fue distinta, registrándose un evento de El Niño durante el muestreo de noviembre de 2009, y La Niña en agosto de 2010. Las masas de agua normalmente presentes en esa región son el Agua Superficial Tropical (AST) y el Agua Superficial Subtropical (ASSt). Sin embargo, durante El Niño, el AST se extiende por la superficie hacia el norte cubriendo una mayor área (Durazo y Baumgartner, 2002). En este muestreo, la limitada cobertura espacial de las estaciones, no permitió detectar esta masa de agua en el muestreo de noviembre de 2009, pero sí se ha reportado en otros muestreos que cubren estaciones más sureñas durante dicha condición oceanográfica (Godínez *et al.*, 2010). Por esta diferencia en la cobertura espacial no es posible realizar comparaciones atribuibles a las diferentes condiciones oceanográficas encontradas, pero sí permite tener una línea base de las variables del sistema del CO₂ y de su distribución espacial.

En noviembre de 2009 se detectó el ASSt en la superficie de toda la zona de muestreo, mientras que en agosto de 2010 se detectó en la zona norte y centro del área de estudio, encontrándose hasta ~80 m de profundidad en los dos muestreos. El AST se observó solo en el muestreo de agosto de 2010 desde la superficie hasta ~ 50 m de profundidad. Espacialmente se distribuyó en la zona sur, frente a las costas del sur de Michoacán y norte de Guerrero, ocupando 45 % del área de estudio. Se encontró que el ASSt presentó valores altos de pCO₂, entre 400 y 450 μatm (Figuras 1a y 1c). Además, en comparación con el AST, el ASSt presentó altos valores de CID (1960 – 2000 μmol kg⁻¹), AT (2260 – 2300 μmol kg⁻¹) y bajo pH (~ 7.98). Mientras que el AST presentó los valores más bajos de pCO₂ (300 – 400 μatm), así como de CID (1815 – 1940 μmol kg⁻¹), AT (2170 – 2230 μmol kg⁻¹) y valores de pH ligeramente más altos que el ASSt (8.12 – 8).

Debido a la presencia de dos diferentes masas de agua, durante el muestreo de agosto de 2010 se observó un gradiente de pCO₂ y salinidad, donde ambas variables disminuyen de norte a sur producto del dominio del ASSt al norte, y del AST al sur de la malla de muestreo. Esta disminución en salinidad y pCO₂ posiblemente se deba también a la influencia del aporte de agua dulce del río Balsas, en el transecto más sureño, así como en las estaciones más cercanas a la costa del sur de Michoacán y norte de Guerrero (Figuras 1c y 1d).

En la vertical, los valores de pCO₂ se incrementaron abruptamente debajo de la termoclina y la oxiclina, de 400 hasta 1200 μatm. En esta zona de la columna de agua se detecta el Agua Subsuperficial Subtróptica (ASsSt), la cual también se caracteriza por alto valores de CID y baja concentración de oxígeno disuelto. Maske *et al.* (2010), han reportado que los valores de pCO₂ en la superficie pueden ser influenciados por la profundidad a la que se encuentra la oxiclina, que generalmente coincide con el ASsSt (Franco-Novela, 2009). Sin embargo, en este trabajo no se encontró dicha relación y sí se encontró una relación directa con la salinidad superficial.

En lo que respecta a los flujos de CO₂ (océano-atmósfera), la mayor variabilidad se observó durante el crucero de agosto de 2010, donde se encontraron valores desde -4.2 hasta 5.3 mmol C m² día⁻¹, valores principalmente asociados a la presencia de las dos diferentes masas de agua en la superficie. Los menores flujos se observaron en la región

sur, donde se presentó el AST, con valores de hasta $-4 \text{ mmol C m}^2 \text{ día}^{-1}$. Mediciones realizadas en la ZMO del norte de la corriente de Humboldt frente a Perú, reportan valores de hasta $18.8 \text{ mmol m}^2 \text{ día}^{-1}$, que son 4 veces más altos a los calculados para este trabajo (Friederich *et al.*, 2008). La diferencia se debe a que la ZMO de la corriente de Humboldt se caracteriza porque fenómenos de surgencia transportan agua subsuperficial cargada de carbono a la superficie, mientras que los valores medidos frente a Guerrero se deben al AST, que es agua cálida y poco salina, pobre en nutrientes y baja en carbono formada en el trópico, la cual lleva tiempo en la superficie, por lo que puede decirse que la presencia de esta masa de agua favorece que la región se comporte como un sumidero de carbono, debido a los bajos valores de $p\text{CO}_2$, CID y AT que presenta. Por otro lado, los flujos de CO_2 calculados para la región donde se detectó el ASSt (toda la región del muestreo de noviembre de 2009 y el norte del muestreo de agosto de 2010) se encontraron muy cercanos al equilibrio, lo que implica que esta región no se comporta como sumidero ni como fuente de CO_2 hacia la atmósfera en esta temporada. De la Cruz-Orozco *et al.* (2010), encontraron valores similares en la región frente a Baja California durante los meses de octubre de 2004, enero de 2005 y octubre de 2005.

Conclusiones

En este trabajo no se encontró una relación directa entre el valor superficial de $p\text{CO}_2$ y el límite superior de la ZMO. Sin embargo, sí se encontró una relación con la salinidad y las masas de agua presentes en la superficie. En agosto de 2010 se detectaron bajos valores de $p\text{CO}_2$ y valores negativos de flujos de CO_2 asociados al AST en la zona costera del sur de Michoacán y norte de Guerrero. Lo anterior sugiere que esta masa de agua podría favorecer un flujo de CO_2 de la atmósfera hacia el océano en esa región. Por otro lado, en el muestreo realizado en noviembre de 2009 y en la región norte del muestreo de agosto de 2010, se detectó ASSt, la cual se relacionó con valores de $p\text{CO}_2$ y flujo de CO_2 cercanos al equilibrio, lo que sugiere que esa región no se comportó como sumidero ni como fuente de CO_2 hacia la atmósfera.

Referencias bibliográficas

- De La Cruz-Orozco, M. E., J. E. Valdez-Holguín, G. Gaxiola-Castro, M. Mariano-Macías, y T. L. Espinosa-Carreón. 2010. Flujos de CO_2 océano- atmósfera en Dinámica del Ecosistema Pelágico Frente a Baja California 1997-2007. SEMARANAT, INE, CICESE, UABC. pp: 165- 180.
- Durazo, R., and T. R. Baumgartner. 2002. Evolution of oceanographic conditions off Baja California: 1997- 1999. *Progress in Oceanography* 54: 7-31.
- Dickson, A. G., J. D. Afghan, and G. C. Anderson. 2003. Reference materials for oceanic CO_2 analysis: a method for the certification of total alkalinity. *Marine Chemistry* 80: 185-197.
- Franco-Novela, A. C. 2009. Mediciones del sistema del carbono, oxígeno y nitratos en el Pacífico Mexicano en condiciones de verano. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California. 65 p.



- Friederich, G. E., J. Ledesma, O. Ulloa, and F. P. Chavez. 2008. Air-sea carbon dioxide fluxes in the coastal southeastern tropical Pacific. *Progress in Oceanography* 79: 156-166.
- Godínez V. M., E. Beier, M. F. Lavín, and J. A. Kurczyn. 2010. Circulation at the entrance of the Gulf of California from satellite altimeter and hydrographic observations. *Journal of Geophysical Research*.
- Johnson, K. M., J. M. Sieburth, P. J. L. Williams, and L. Brandstrom. 1987. Coulometric total carbon dioxide analysis for marine studies: automation and calibration. *Marine Chemistry* 21: 117- 133.
- Lewis, E., and D. W. R. Wallace. 1998. Program Developed for CO₂ System Calculations. ORNL/CDIAC-105. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U. S. Department of Energy. Oak Ridge, Tennessee.
- Mehrbach, C., C. H. Culbertson, J. E. Hawley, and R. M. Pytkowickz. 1973. Measurement of the apparent dissociation constants of carbonic acid in seawater at atmospheric pressure. *Limnology and Oceanography* 18: 897-907.
- Maske, H., R. Cajal-Medrano, A. Trasviña-Castro, A. Jiménez-Mercado, C. O. Almeda-Jauregui, G. Gaxiola Castro, and J. Ochoa. 2010. Inorganic carbon and biological oceanography above a shallow oxygen minimum in the entrance to the Gulf of California and the Mexican Pacific. *Limnology and Oceanography* 55: 481-491.
- Sabine, C. L., R. A. Feely, N. Gruber, R. M. Key, K. Lee, J. L. Bullister, R. Wanninkhof, C. S. Wong, D. W. R. Wallace, B. Tilbrook, F. J. Millero, T. H. Peng, A. Kozyr, T. Ono, and A. F. Rios. 2004. The ocean sinks for anthropogenic CO₂. *Science* 305: 367-371.
- Takahashi, T., S. C. Sutherland, R. Wanninkhof, C. Sweeney, R. A. Feely, D. W. Chipman, B. Hales, G. Friederich, F. Chavez, C. Sabine, A. Watson, D. C. Bakker, U. Schuster, N. Metzl, H. Yoshikawa-Inoue, M. Ishii, T. Midorikawa, Y. Nojiri, A. Kortzinger, T. Stenhioff, M. Hoppema, J. Olafsson, T. S. Arnarson, B. Tilbrook, T. Johannessen, A. Olsen, R. Bellerby, C. S. Wong, B. Delille, N. R. Bates, and H. J. W. de Baar. 2009. Climatological mean and decadal change in surface ocean pCO₂, and net sea-air CO₂ flux over the global oceans. *Deep-Sea Research*: 56: 554-577.
- Torres-Orozco, E. 1993. Análisis volumétrico de las masas de agua del Golfo de California. Tesis de maestría. CICESE, Ensenada, México. 80 p.
- Wanninkhof, R., and W. R. McGillis. 1999. A cubic relationship between air – sea CO₂ exchange and wind speed. *Geophys. Res. Lett.* 26: 1889 -1892.

6.8

Propuesta para el monitoreo integral del ciclo del carbono en la interface tierra-océano

Janet J. Reimer^{1,2}, Rodrigo Vargas², Gilberto Gaxiola-Castro², Rubén Lara-Lara² y J. Martín Hernández-Ayón³

¹Programa Mexicana del Carbono Calle Chiconautla No. 8 Interior A, esquina con Calle Huexotla, Col. Lomas de Cristo, C.P. 56230, Texcoco, Estado de México, México. Autor para correspondencia: janet.reimer21@yahoo.com

²Centro de Investigaciones Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), Ensenada, Baja California, México

³Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California, México

Introducción

En la última década, se ha generado un gran interés acerca del incremento de las concentraciones de gases de invernadero en la atmósfera y al intercambio de estos gases entre la tierra y la superficie del océano (*e.g.*, Bousquet *et al.*, 2000; Cai *et al.*, 2006; Gloor *et al.*, 2003; Peylin *et al.*, 2005). Actualmente, el océano es responsable por la captura neta de aproximadamente 25% del CO₂ de las emisiones industriales, estimadas en 7 pG C año⁻¹ (Takahashi *et al.*, 2009). Además se ha estimado que como resultado de la producción primaria bruta de la tierra es responsable por la captura de aproximadamente 123 pG C año⁻¹ (Beer *et al.*, 2010). El CO₂ es removido de la atmósfera por medio de varias interacciones que se dan en la superficie del océano o en la biosfera terrestre (Solomon *et al.*, 2009). La producción primaria fotosintética en ambos ambientes, la formación de varios minerales autigénicos y en los sedimentos oceánicos, son algunas de las interacciones de remoción (Bernier, 2004). Cox *et al.* (2000), usando un modelo de tres dimensiones que involucra el carbono y el clima, determinó que para el año 2100 la retención de CO₂ por los océanos (5 pG Cy⁻¹) será balanceada con la cantidad de este gas que proviene de la biosfera terrestre mientras las concentraciones de CO₂ sigan aumentando. Usando los resultados del modelo de Cox *et al.* (2000) las concentraciones de CO₂ en los océanos y la atmósfera parecieran que no disminuirán a lo largo del tiempo. Friedlingstein *et al.* (2006) al hacer una comparación con el modelo de Cox *et al.* (2000) con otros 10 modelos determinó que los estos tienen el mismo resultado: el incremento del CO₂ antropogénico en la atmósfera reducirá la capacidad de los océanos para absorber CO₂. El conocer más de la dinámica del CO₂ en las aguas costas es esencial para mejorar nuestro entendimiento del cambio climático y la acidificación del océano.

En ecosistemas terrestres, el carbono se incorpora al sistema en la forma de CO₂ por medio de la producción primaria bruta y su salida del sistema principalmente se da a través de la respiración heterotrófica y autotrófica (Heinmann y Reichstein, 2008). La tasa de respiración heterotrófica ha demostrado incrementarse exponencialmente con el aumento

de la temperatura (Davidson y Janssens, 2006). Asimismo, se ha sugerido que la tasa de fotosíntesis terrestre podría incrementarse causando una reacción positiva: mayores cantidades en la producción primaria traen consigo un incremento en la respiración y la emisión de CO_2 de los ecosistemas terrestres (Scheffer *et al.*, 2006). Igualmente mayores temperaturas traerán consigo una mayor estratificación y una disminución en la magnitud del secuestro de CO_2 en los océanos (Woodwell *et al.*, 1998). Por lo tanto, es claro que los ecosistemas terrestres y oceánicos tienen una fuerte conexión en términos de flujos del CO_2 .

La incorporación del CO_2 en la superficie del agua se da por medio de las reacciones de fotosíntesis/respiración y el sistema de carbonatos. La fotosíntesis (la cual ocurre en el fitoplancton y en macroalgas) es responsable por el secuestro inorgánico de CO_2 que es disuelto en la columna de agua para poder crear moléculas orgánicas. Los otros dos componentes del carbono inorgánico disuelto, el bicarbonato (HCO_3^-) y el carbonato (CO_3^{2-}) no son biológicamente útiles, pero termodinámicamente son estables (Falkowski y Raven, 1997). El sistema de carbonatos (CO_2 , HCO_3^- , y CO_3^{2-}) es responsable por las propiedades de amortiguamiento del agua de mar. Asimismo, a medida que las concentraciones de CO_2 se incrementan, la capacidad de amortiguamiento se reduce y el pH del agua disminuye (Sarmiento *et al.*, 1995). Esto se debe a que cuando el CO_2 se disuelve en el agua de mar (H_2O), se forma el HCO_3^- , y un H^+ es liberado causando que el pH disminuya. Existe la evidencia de una disminución de 0.1 unidades en el pH del océano desde la revolución industrial (Calderia y Wickett, 2005), y aunque esto parece no ser alarmante, es importante recordar que el pH del agua de mar es medido en una escala logarítmica. Además, Barry *et al.* (2005) encontraron que existe un secuestro de CO_2 directamente hacia el océano profundo y que una baja disminución en el pH causando acidosis en la meiofauna. Basados en los resultados los autores concluyen que es probable que una disminución del pH en el océano conlleve a una disminución en la biota del océano. Luego de que el CO_2 en los océanos se transforma en materia orgánica es depositado en los sedimentos marinos formando minerales antigénicos, los cuales son la última forma en la que el CO_2 es secuestrado en el océano (Berner, 1982). Las partículas de carbono orgánico en la columna de agua son degradadas a medida que se hundén en la columna de agua y recicladas una vez más en formas disueltas de carbón inorgánico (Azam *et al.*, 1983). La tasa de degradación y la cantidad de carbón orgánico que llega los sedimentos depende del tiempo que le toma a la partícula llegar al fondo del océano (tasa de hundimiento) y de la calidad de las moléculas orgánicas (Lee, 1992). De acuerdo a lo reportado por los autores, es importante entender el papel que tienen los sedimentos en el ciclo del carbono y de la cantidad carbono que es retenido en ellos.

Las costas norte de Baja California (así como las costas del Pacífico en América) son un ambiente de importancia comercial para la pesca de moluscos. Feely *et al.* (2008), mencionan que el impacto en el desarrollo larval del zooplancton y en la calcificación de organismos se ha comenzado a estudiar muy recientemente. De La Cruz-Orozco *et al.* (2010) estimaron flujos de CO_2 entre la interface océano-atmósfera en la costa de la península de Baja California usando datos de varios cruceros (mediciones directas de la $p\text{CO}_2$ en el agua de mar, y datos de viento modelados). Estos autores determinaron que los flujos positivos/negativos de CO_2 fueron altamente dependientes de las fluctuaciones de El

Niño/La Niña (temperatura *in situ*). Aunque dicho estudio incorpora una amplia parte de la península, excluye la región oceánica fuera de Ensenada y no cuenta con la ventaja de mediciones directas de $p\text{CO}_2$ por encima de la superficie del mar, asimismo no involucra las conexiones globales entre el área de estudio y otras regiones similares. La región costera ubicada en el extremo norte de la península de Baja California (que comprende a las ciudades de Ensenada, Rosarito, y Tijuana) está ubicada en los 200 kilómetros al sur de la frontera México-USA y representan sitios urbanos.

Aunque Takahashi *et al.* (2002 y 2009) presentaron flujos netos de CO_2 para la mayoría del océano, gran parte la región costera no se encuentra aún representada. Sin embargo se han desarrollado varios estudios individuales que involucran los flujos de CO_2 en la región costera y los efectos del incremento en las concentraciones de CO_2 (*i.e.*, Álvarez-Borrego, 2007; Borges *et al.*, 2005; Cai *et al.*, 2003; De La Cruz-Orozco *et al.* 2010; Feely *et al.*, 2008), sin que se llegue aun a una iniciativa de estudio global. Ya que la región costera es mucho más fácil de monitorear que las cuencas oceánicas (aunque no es necesariamente más simple), pareciera que no debería existir una escases de datos, y que los datos omitidos por el modelo de Takahashi *et al.* (2009) pudieran completarse con mediciones en campo en las estaciones de monitoreo. Se ha sugerido que es importante el estudio de todos los ecosistemas costeros debido al hecho que estas áreas pueden ser una fuente de bombeo para el CO_2 fuera de la atmosfera (Cai *et al.*, 2003), así como la plataforma continental (desde el quiebre de la plataforma hasta la línea de costa) pueden ser responsable por el secuestro de más del 50% del total del secuestro de CO_2 en el océano (Thomas *et al.*, 2004). Además las aguas costeras más someras son comúnmente más propensas al impacto antropogénico del CO_2 (Doney *et al.*, 2009).

El Sistema de la Corriente de California comprende una región oceánica que se caracteriza por su alta productividad y su importancia en las pesquerías (Owen, 1978). Esta productividad es el resultado combinado de los eventos de surgencias costeras que traen consigo aguas profundas ricas en nutrientes y CO_2 hacia la zona fótica (Wilkerson *et al.*, 2006).

Recientemente, Feely *et al.* (2008), determinaron que las aguas de la zona costera de la Corriente de California desde el Pacífico noreste hasta la región sur de Baja California se caracterizaron por ser muy acidas como consecuencia del incremento del CO_2 , además que el flujo negativo (en el océano) de CO_2 desde la atmosfera hacia la superficie del océano fue la causa de acidificación en las masas de agua. Con el objetivo de analizar y estimar la dinámica del CO_2 y los varios componentes del ciclo del carbono en la Corriente de California frente de las costas de la región norte de Baja California, existe un arreglo de estaciones de monitoreo océano-atmosfera cerca de la región terrestre y frente a las costas de Ensenada el cual permite estimar las interacciones tierra-aire-océano del CO_2 . El interrogante principal de este estudio es comprender ¿cómo influyen los forzamientos físicos y los ciclos biogeoquímicos los flujos del CO_2 en la interface océano-atmosfera?

Los objetivos específicos que se plantean para poder abordar esta pregunta son: 1) determinar la magnitud de los flujos del CO_2 dentro y fuera de la región oceánica; 2) comparar los flujos positivos (hacia el océano)/negativos (hacia fuera del océano) con los fenómenos de gran escala (*i.e.* surgencias, tormentas invernales), y específicamente como los flujos terrestres responden a flujos negativos en el océano, *i.e.* cuando existe un flujo de

CO₂ fuera del océano, se dará una correspondiente reducción en la zona terrestre; 3) determinar el efecto biológico de la producción primaria en los flujos de CO₂ para poder estimar que parte del CO₂ incorporado en el océano es potencialmente consumido/reciclado en la capa superficial del océano; y 4) comparar datos de una estación ubicada en una isla y la estación de la boya ENSENADA para determinar si una puede ser razonablemente substituida por la otra, o si se pueden usar datos de alguna estación para completar espacios vacíos en los datos de otra estación.

Para cumplir con los objetivos de esta propuesta:

1) Se usaran los datos de los flujos de CO₂ recolectados de dos torres de monitoreo de CO₂ (la primera ubicada en un valle tierra adentro y la segunda ubicada en una isla, además estas se encuentran relativamente alejadas de la influencia antropogénica) usando el método de covariancia de Eddy (Running *et al.*, 1999) y una boya, para determinar el flujo neto de CO₂ tierra-aire-océano usando los métodos usados (cálculos usando la velocidad del viento) por Wanninkhof (1992), Wanninkhof y McGillis (1999), y Weiss (1974), representados por las torres de monitoreo ubicadas en tierra, en la isla y en la boya, respectivamente.

2) Usando los datos determinados de los flujos de CO₂ en series de tiempo (para este estudio), el comportamiento del flujo será comparado con datos previos que existen de eventos de surgencia costera, eddies costeros y fluctuaciones del ENSO para determinar los efectos de los forzamientos físicos en la entrada/salida de CO₂ en el océano. Estos resultados pueden variar en función de la dirección del flujo de CO₂ durante futuros eventos físicos similares. Además, usar datos de la producción primaria a partir de sensores remotos para ciertos periodos de tiempo (donde el océano actúa como fuente de CO₂ hacia la atmosfera) y usar el comportamiento de los flujos de CO₂ para compararlos con la cantidad de producción primaria y así determinar si existe una teleconexión entre el océano y la estación terrestre.

3) Se usaran datos obtenidos en dos años y en los cuales existe información complementaria en las dos torres serán comparadas para determinar si los datos coinciden. La potencial ventaja de contar con dos estaciones de monitoreo de CO₂ (la boya y la torre en la isla Todos Santos) es poder contar con series de tiempo complementarias que puedan ser usadas en caso de que en una serie existan vacíos de información.

4) Se determinara si las concentraciones de CO₂ en la columna de agua provienen de la atmosfera o es reciclado biológicamente. Para esto es importante filtrar el efecto biológico de la respiración bacteriana en el hundimiento de las partículas orgánicas.

Hipótesis

- 1) La región cerca a la estación ENSENADA actúa como una fuente neta (anual) de CO₂ hacia la atmosfera.
- 2) Basado en el principio de la teleconexión, el océano como fuente de CO₂ y de vapor de agua, se esperaría que influyera positivamente en la producción primaria terrestre.

Material y métodos

La estación de la boya ENSENADA (31°40.1'N, 116°41.6'W) (Figura 1) está localizada aproximadamente a 8 km al sur de la Isla Todos Santos (ITS) la cual se encuentra enfrente de la Bahía Todos Santos en Ensenada, Baja California, México y en donde la profundidad de la columna de agua es aproximadamente 100m. La estación ENSENADA ha sido de interés en la realización de varios estudios de investigación (Linacre *et al.*, 2010 a; Linacre *et al.*, 2010 b,) así como desde el comienzo del proyecto de Investigaciones Mexicana de la Corriente de California (IMECOCAL) en 1998.

El intervalo de medición de la boya es de tres horas y se basa en el uso de sensores infrarrojos que miden la temperatura superficial del mar, la salinidad, y la $p\text{CO}_2$ en la superficie del agua y en la atmosfera aproximadamente a 1 m por encima del nivel del mar. Los datos de la boya son transmitidos cada tres horas y son recibidos en tiempo real vía satélite en el Monterrey Bay Research Institute. Posteriormente los datos son enviados al laboratorio del proyecto de Flujos de Carbono (FLUCAR) en el CICESE via internet. Dos torres micrometeorológicas instaladas cerca de la ciudad de Ensenada infieren los flujos de CO_2 usando el método de covarianza de Eddy (Running *et al.*, 1999).

Las dos torres toman mediciones (a 20 Hz) usando un anemómetro sónico y un analizador de gases. El anemómetro sónico mide la dirección y velocidad del viento así como la temperatura sónica (temperatura sin humedad) y el CO_2 es medido por un analizador infrarrojo de gases no dispersivo. La primera torre micrometeorológica está localizada a nivel del mar en la ITS aproximadamente a 19 km de Ensenada. La torre de sensores (IRGA y el anemómetro sónico) toma mediciones del aire aproximadamente a 25m por encima del nivel del mar. La boya ha estado recolectando datos desde el 2008, y la torre ubicada en la ITS desde el 2007 al 2009. Los cálculos de los flujos (concentraciones por unida de área por unidad de tiempo) de las torres micrometeorológicas son determinadas usando la técnica de covarianza de Eddy. Este método determina el intercambio de CO_2 en la interface (i.e. la hoja de una planta y la atmosfera) midiendo la covarianza entre las fluctuaciones de CO_2 (u otro gas) incorporando la razón y la velocidad vertical del viento (Baldocchi, 2003).

Los datos serán procesados usando protocolos estandarizados y revisados por controles de calidad y de precisión. Se usan varios cálculos para corregir posibles errores, algunos de los cuales incluyen: 1) Ajuste de datos anómalos mediante la extracción de las señales que están por encima de seis desviaciones estándar. 2) Ajuste de tendencia: se extrae el valor promedio de los valores instantáneos (Burba y Anderson, 2005). 3) Corrección por el tiempo de desfase entre dos tipos de sensores. Este desfase se da cuando existe una separación horizontal entre los sensores, representando en los datos un error de hasta el 15% (Burba y Anderson, 2005). 4) Corrección por densidad del aire debido a las fluctuaciones en humedad y temperatura. Este cálculo es diseñado para remover el efecto de la expansión volumétrica del aire cálido (Webb *et al.*, 1980). La determinación del flujo de CO_2 entre la interface aire-mar es una función de la fugacidad (o la presión parcial; $p\text{CO}_2$) y la velocidad del viento (Ward *et al.*, 2004). La boya mide $p\text{CO}_2$ en la columna de agua a 1m por encima del nivel del mar.

El flujo calculado se basa en el hecho que la solubilidad de un gas en un líquido es proporcional a la presión del gas por encima del líquido, o conocida como la Ley de Henry (Jacobs *et al.*, 1999). El efecto biológico de los productores primarios en el CO_2 puede ser determinado calculando el flujo basado en el promedio anual de temperatura (Takahashi *et al.*, 2002). Debido a la frecuencia a la cual las mediciones de las torres y la boya son tomadas, usando los datos generados en este estudio, se determinaran los valores promedios diarios del flujo de CO_2 hacia y desde el océano.

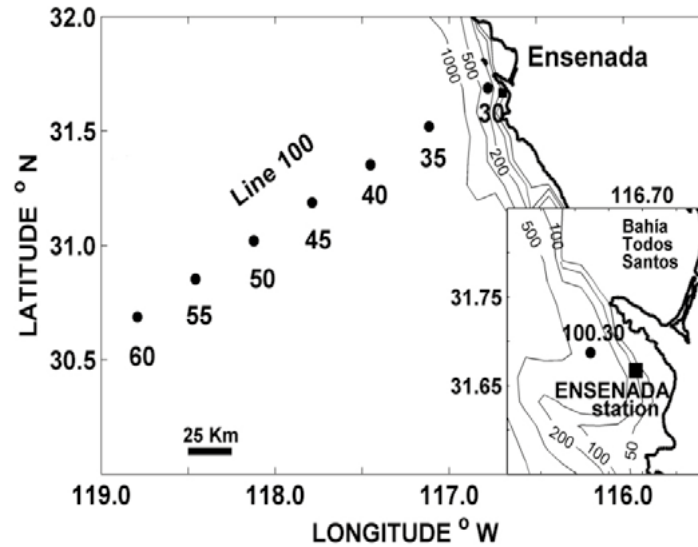


Figura 1 a.

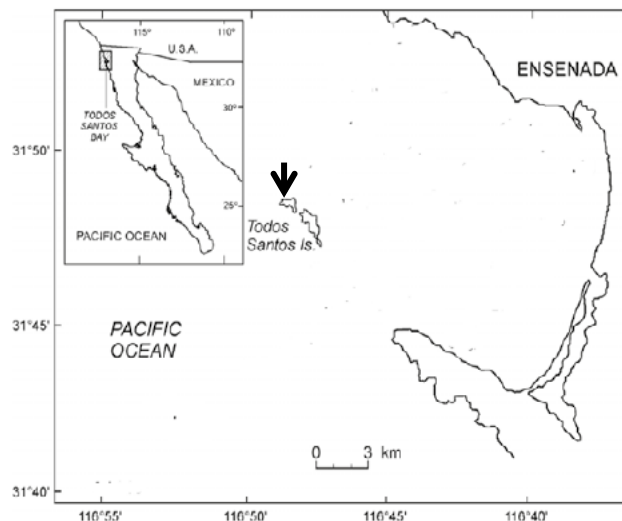


Figura 1 b.

Figura 1. Sitio de estudio: a) la estación ENSENADA y b) de la torre en la Isla de Todos Santos; la flecha indica la ubicación de la torre.

Los datos de flujo tomados por la boya son calculados con el uso de los métodos descritos por Wanninkhof (1992), Wanninkhof y McGillis (1999), y Weiss (1974). Estos cálculos se basan en la velocidad del viento (o la velocidad de transferencia del CO_2 entre la capa superficial), la solubilidad del CO_2 , y la diferencia en la presión parcial del CO_2 entre las capas límite del agua y aire.

Resultados parciales y discusión

Como este es un trabajo en proceso, se cuenta hasta el momento con datos de los flujos aire-mar de la boya desde agosto 2008 a enero 2010 (Figura 2). Se ha observado que existen cambios en la $p\text{CO}_2$ ($\Delta p\text{CO}_2$) entre periodos cortos y largo duración, desde horas hasta años. La estación oceánica ENSENADA puede actuar como una fuente o sumidero de CO_2 . El $\Delta p\text{CO}_2$ refleja mayores cambios en la $p\text{CO}_2$ de la columna de agua que en la del aire. Esto podría significar que en esta particular región la $\Delta p\text{CO}_2$ es dependiente más de las condiciones de CO_2 océano en comparación con las emisiones antropogénicas. De acuerdo a los resultados modelados de Takahashi *et al.* (2009), el flujo anual neto de la región cerca de ENSENADA actúa como una fuente débil de CO_2 hacia la atmosfera. Basados en los presentes datos de esta estación, es probable que este resultado modelado sea correcto.

El estudio de los flujos que suceden hacia dentro y hacia afuera del océano es una forma de cuantificar la cantidad de CO_2 que es almacenado en los océanos. La acidificación de las masas de agua ocurre en varias partes del océano (Doney *et al.*, 2009; Feely *et al.*, 2008; Solomon *et al.*, 2010). Con los datos presentados por Feely *et al.* (2008), quienes reportaron niveles de $p\text{CO}_2$ por arriba de $850 \mu\text{atm}$, y con datos de la boya ENSENADA de aproximadamente $750 \mu\text{atm}$, es probable que en esta región de Baja California este se esté presentando un evento de acidificación en las aguas costeras.

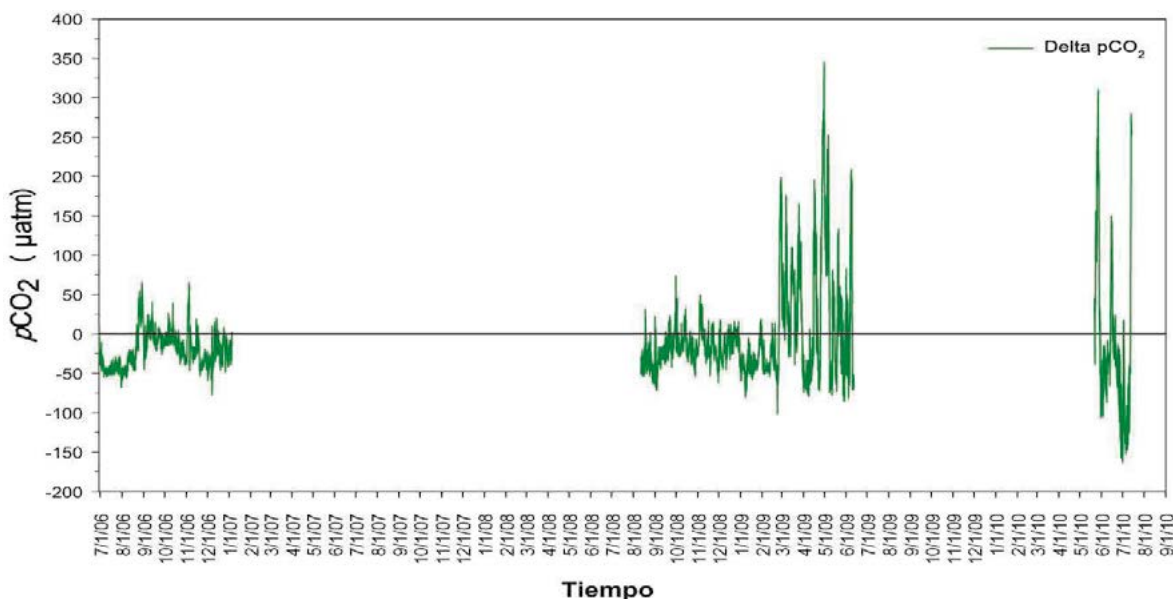


Figura 2. Resultados preliminares de los flujos de CO_2 de la estación ENSENADA.

Referencias bibliográficas

- Álvarez-Borrego, S. 2007. Principios generales del ciclo del carbono en el océano. *En:* Hernández de la Torre, B. and G. Gaxiola Castro (eds). Carbono en ecosistemas acuáticos de México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 526 p.
- Azam F., T. Fenchel, J. Field, J. Gray, L. Meyer-Reil, and F. Thingstad. 1983. The ecological role of water-column microbes in the sea. *Marine Ecology Progress Series* 10: 257-163.
- Barry J., K. Buck, C. Lovera, L. Kuhnz, and P. Whaling. 2005. Utility of deep sea CO₂ release experiments in understanding the biology of a high-CO₂ ocean: Effects of hypercapnia on deep sea meiofauna. *Journal of Geophysical Research* 110.
- Baldocchi D. 2003. Assessing the eddy covariance technique for evaluating carbon dioxide exchange rates of ecosystems: past, present, and future. *Global Change Biology* 9: 1-14.
- Beer C., M. Reichstein, E. Tomelleri, P. Ciais, M. Jung, N. Carvalhais, C. Rödenbeck, M. Arain, D. Baldocchi, G. Bonan, A. Bondeau, A. Cescatti, G. Lasslop, A. Lindroth, M. Lomas, S. Luysaert, H. Margolis, K. Oleson, O. Roupsard, E. Veenendaal, N. Viovy, C. Williams, F. Woodward, and D. Papale. 2010. Terrestrial gross carbon dioxide uptake: global distribution and covariation with climate. *Science* 329: 834-838.
- Berner R., A. 1982. Burial of organic carbon and pyrite sulfur in the modern ocean: its geochemical and environmental significance. *American Journal of Science* 282: 451-473.
- Berner R., A. 2004. *The Phanerozoic Carbon Cycle*. Oxford University Press. 150 p.
- Borges A., B. Delille and M. Frankignoulle. 2005. Budget sinks and sources of CO₂ in the coastal ocean: Diversity of ecosystems counts. *Geophysical Research Letters* 32.
- Burba, A., and D. Anderson. 2005. A brief practical guide to eddy covariance flux measurements. Li-cor Inc. 212 p.
- Cai W., J., M. Dai, and Y. Wang. 2006. Air-sea exchange of carbon dioxide in ocean margins: A province-based synthesis. *Geophysical Research Letters* 33.
- Cai W., J., Z. Wang, and Y. Wang. 2003. The role of margin-dominated heterotrophic continental margins in transport of CO₂ between the atmosphere, land-sea interface and the ocean. *Geophysical Research Letters* 30.
- Calderia K., and M. Wickett. 2005. Ocean model prediction of chemistry changes from carbon dioxide emissions to the atmosphere and ocean. *Journal of Geophysical Research* 110.
- Cox P., C. Jones, S. Spall, and I. Totterdell. 2000. Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. *Nature* 408: 184-187.
- Davidson E., and I. Janssens. 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedback to climate change. *Nature* 440: 165-173.
- De La Cruz-Orozco M., J. Valdez-Holguín, G. Gaxiola-Castro, J. Garcia-Cordova, M. Mariano-Matías, y T. Espinosa-Carreón. 2010. Flujos de CO₂ océano-atmósfera. *In:* Gaxiola-Castro, G., y R. Durazo (eds.). *Dinámica del ecosistema pelágico frente a Baja*

- California 1997-2007. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 505 p.
- Doney S., V. Fabry, R. Feely, and J. Kleypas. 2009. Ocean acidification: the other CO₂ problem. *Annual Review of Marine Science* 1:169–192.
- Falkowski, P. and J. Raven. 1997. *Aquatic Photosynthesis*. Blackwell science. Massachusetts. USA. 375 p.
- Feely R., C. Sabine, J. Hernandez-Ayon, D. Ianson, and B. Hales. 2008. Evidence for upwelling of corrosive “acidified” water onto the continental shelf. *Science* 320:1490–1492.
- Friedlingstein P., P. Cox, R. Betts, L. Bopp, W. Von Bloch, V. Brovkin, P. Cadule, S. Doney, M. Eby, I. Fung, G. Bala, J. John, C. Jones, F. Joos, T. Kato, M. Kawamiya, W. Knorr, K. Lindsay, H. Matthews, T. Raddatz, P. Rayner, C. Reick, E. Roeckner, K. G. Schnitzler, R. Schnur, K. Strassmann, A. Weaver, C. Yoshikawa, and N. Zeng. 2006. Climate-carbon cycle feedback analysis: results from the C⁴MIP model intercomparison. *Journal of Climate* 19: 3337-3353.
- Heinmann M., and M. Reichstein. 2008. Terrestrial ecosystem carbon dynamics and climate feedbacks. *Nature* 451: 289-292.
- Jacobs C., W. Kohsiek, and W. Oost. 1999. Air-sea fluxes and transfer velocity of CO₂ over the North Sea: Results from ASGAMAGE. *Tellus Series B* 51: 629-641.
- Lee C. 1992. Controls on organic carbon preservation: The use of stratified water bodies to compare intrinsic rates of decomposition in toxic and anoxic systems. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 56: 3323-3335.
- Linacre L., R. Durazo, J. Hernández-Ayón, F. Delgadillo-Hinojosa, G. Cervantes-Díaz, J. Lara-Lara, V. Camacho-Ibar, A. Siqueiros-Valencia, and C. Bazán-Guzmán. 2010 a. Temporal variability of the physical and chemical water characteristics at a coastal monitoring observatory: Station ENSENADA. *Continental Shelf Research* 30: 1730-1742.
- Linacre L., M. Landry, R. Lara-Lara, J. Hernandez-Ayón, C. Bazán-Guzmán. 2010 b. Picoplankton dynamics during contrasting seasonal oceanographic conditions at a coastal upwelling station off northern Baja California, Mexico. *Journal of Plankton Research* 32: 539-557.
- Owen R. 1978. Eddies of the California Current System: physical and ecological characteristics. *In: 2nd California Islands Multidisciplinary Symposium*. pp: 237-263.
- Peylin P., P. Bousquet, C. Le Quéré, S. Sitch, P. Friedlingstein, G. McKinley, N. Gruber, P. Rayner, and P. Ciais. 2005. Multiple constraints on regional CO₂ flux variations over land and oceans. *Global Biogeochemistry Cycles* 19.
- Sarmiento J., C. Le Quéré, and S. Pacala. 1995. Limiting future atmospheric carbon dioxide. *Global Biogeochemistry Cycles* 9: 121–138.
- Scheffer M., V. Brovkin, and P. Cox. 2006. Positive feedback between global warming and atmospheric CO₂ concentration inferred from past climate change. *Geophysical Research Letters* 33.
- Solomon S., G. K. Plattner, R. Knutti, and P. Friedlingstein. 2009. Irreversible climate change due to carbon dioxide emissions. *PNAS* 106: 1704-1709.



- Takahashi T., C. Sutherland, C. Sweeney, A. Poisson, N. Metzl, B. Tilbrook, N. Bates, R. Wanninkhof, R. Feely, C. Sabine, J. Olafsson, and Y. Nojiri. 2002. Global sea-air CO₂ flux based on climatological surface ocean pCO₂, and seasonal biological and temperature effects. *Deep Sea Research*. 49: 1601-1622.
- Takahashi T., S. Sutherland, R. Wanninkhof, C. Sweeney, R. Feely, D. Chipman, B. Hales, G. Friederich, F. Chavez, C. Sabine, A. Watson, D. Bakker, U Schuster, N. Metzl, H. Yoshikawa-Inoue, M. Ishii, T. Midorikawa, Y. Nojiri, A. Körtzinger, T. Steinhoff, M. Hoppema, J. Olafsson, T. Arnarson, B. Tilbrook, T. Johannessen, A. Olsen, R. Bellerby, C. Wong, B. Delille, N. Bates, and H. de Baar. 2009. Climatological mean and decadal changes in surface ocean pCO₂, and net sea-air CO₂ flux over the global oceans. *Deep-Sea Research* 56: 554-577.
- Thomas H., Y. Bozec, K. Elkayal, and H. de Baar. 2004. Enhanced open ocean storage of CO₂ from shelf sea pumping. *Science* 304: 1005-1008.
- Wanninkhof R. 1992. Relationship between wind speed and gas exchange over the ocean. *Journal of Geophysical Research* 97: 7373-7382.
- Wanninkhof R., and W. McGillis. 1999. A cubic relationship between air-sea CO₂ exchange and wind speed. *Geophysical Research Letters* 26: 1889-1892.
- Ward B., R. Wanninkhof, W. McGillis, A. Jessup, M. DeGrandpre, J. Hare, and J. Edson. 2004. Biases in the air-sea flux of CO₂ resulting from ocean surface temperature gradients. *Journal of Geophysical Research* 109.
- Weiss R. 1974. Carbon dioxide in water and sea water: the solubility of a non-ideal gas. *Marine Chemistry* 2: 203-215.
- Wilkerson F., A. Lessiter, R. Dugdale, A. Marchi, and V. Hogue. 2006. The phytoplankton bloom response to wind events and upwelled nutrients during the CoOP WEST study. *Deep Sea Research* 53: 3023-3048.
- Woodwell G., F. Mackenzie, R. Houghton, M. Apps, E. Gorham, and E. Davidson. 1998. Biotic feedbacks in the warming of the Earth. *Climatic Change* 40: 495-518.

6.9

Observaciones en series de tiempo de los flujos de carbono en una cuenca marginal del sureste del Golfo de California

Aguirre-Bahena Fernando¹, Silverberg Norman¹, Choumiline Evguene¹, Cortés-Martínez Mara Yadira², Rodríguez-González Eduardo³, Cervantes-Duarte Rafael¹

¹Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Departamento de Oceanología. Av. IPN s/n Col. Playa Palo de Santa Rita C.P. 23096, La Paz, Baja California Sur, México. Autor para correspondencia: faguirre@ipn.mx

²Universidad Autónoma de Baja California Sur. Carretera al Sur km 5.5, C.P. 23080, La Paz, Baja California Sur, México

³Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada, Unidad La Paz. Miraflores #334, Fracc. Bella Vista, La Paz, Baja California Sur, México

Resumen

Desde 2002 hasta la actualidad, un grupo multidisciplinario de investigadores ha participado en el programa Cuenca Alfonso Time Series Station (CATS), por lo que se ha convertido en la serie de tiempo de su tipo más larga (~10 años) en México, cuyo objetivo es documentar la variación en magnitud y composición de la materia particulada en hundimiento (MPH) y determinar los procesos bióticos y abióticos que la regulan. Además de registrar, si existen, ciclos estacionales y/o tendencias interanuales. El estudio se realiza mediante una trampa de sedimentos (Technicapp® PPS 3/3) anclada a 350 m en Cuenca Alfonso, una depresión ubicada al norte de Bahía de La Paz. Cada muestra representa periodos individuales y continuos de recolecta con una resolución de 7-15 días. A éstas se les ha realizado una amplia gama de análisis: incluyendo carbono orgánico (C_{org}) e inorgánico. El C_{org} representó, en promedio, el 8.1% (6-10% anual) de la MPH y fue el componente con menor variación a través del tiempo. Los flujos mostraron variaciones importantes; aunque, en general, valores por debajo del promedio se evidenciaron en primavera-verano y máximos en otoño con picos secundarios ocasionalmente en invierno. Sin embargo, la variación interanual es más evidente: 2005 se caracteriza por un decremento considerable del flujo de C_{org} . Por otra parte, los huracanes inducen una sedimentación muy drástica de la MPH y afectan positivamente (su abundancia se incrementa por un orden de magnitud) a la comunidad de cocolitofóridos lo que incrementa el flujo de carbonatos aunque el flujo de C_{org} se mantiene cerca del promedio. Comparando con otras cuencas marginales son claras las diferencias en magnitud y estacionalidad. Por ejemplo, el flujo de C_{org} casi triplica al obtenido en Cuenca Guaymas pero es 40% menor al registrado en las costas de California, ambos estudios realizados en los años 90's.

Palabras clave: flujos verticales de carbono, sedimentación marina, cuenca Alfonso B.C.S., CATS.

**CONSERVATION
INTERNATIONAL**
México



PROBOSQUE



PMG
Programa Mexicano del Carbono

