

Hernández, María Elizabeth

**SUELOS DE HUMEDALES COMO SUMIDEROS DE CARBONO Y FUENTES DE
METANO**

TERRA LATINOAMERICANA, vol. 28, núm. 2, abril-junio, 2010, pp. 139-147

Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, A.C.

Chapingo, México

Disponible en: <http://redalyc.uaemex.mx/src/inicio/ArtPdfRed.jsp?iCve=57316058005>

TERRA
Latinoamericana

TERRA LATINOAMERICANA

ISSN (Versión impresa): 0187-5779

terra@correo.chapingo.mx

Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, A.C.

México

¿Cómo citar?

Número completo

Más información del artículo

Página de la revista

SUELOS DE HUMEDALES COMO SUMIDEROS DE CARBONO Y FUENTES DE METANO

Wetland Soils as Carbon Sinks and Sources of Methane

María Elizabeth Hernández^{1‡}

RESUMEN

Aún cuando los humedales ocupan sólo entre 4-6% de la superficie terrestre, ellos desempeñan un papel importante en el ciclo de carbono (C) del planeta. La captación de carbono en humedales se realiza, en su mayoría, a través de las plantas que fijan el dióxido de carbono (CO₂) de la atmósfera y lo convierten a carbono orgánico. Se han reportado productividades de 0.4-32 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ para diferentes humedales. La saturación de agua en los suelos de humedales favorece la acumulación de carbono debido a que disminuye velocidad de descomposición de la materia orgánica. En diversos humedales de Norteamérica, se ha reportado que la acumulación de C en los suelos oscila entre 470 y 2902 Mg C ha⁻¹. Los suelos inundados poseen condiciones anaerobias que favorecen la producción de metano (CH₄), el cual es considerado un gas de efecto invernadero, con un potencial de calentamiento global 21 veces mayor al del CO₂. Las emisiones de CH₄ de los humedales situados en diferentes zonas geográficas están dentro del rango de 0.001-1.810 Mg C ha⁻¹ año⁻¹. Con el fin de no sobreestimar el papel de estos ecosistemas como sumideros de C, es necesario hacer un balance entre el C acumulado en la biomasa y el suelo de los humedales, y la emisión de CH₄ a la atmósfera. En humedales mexicanos son escasos los estudios de captura de C y emisión de CH₄.

Palabras clave: calentamiento global, metanogénesis, turba, gases invernadero.

¹ Red de manejo biotecnológico de recursos, Instituto de Ecología A. C. Antigua Carretera a Coatepec No. 351, Congregación el Haya. 91070 Xalapa, Veracruz, México.

[‡] Autor responsable (elizabeth.hernandez@inecol.edu.mx)

Recibido: mayo de 2008. Aceptado: mayo de 2009.

Publicado como ensayo en

Terra Latinoamericana 28: 139-147.

SUMMARY

Wetlands cover only 4-6% of earth's surface; however, they play an important role in the planet's carbon (C) cycling. In these ecosystems, C is captured mainly by wetland plants that fix carbon dioxide (CO₂) from the atmosphere and convert it into organic C. Carbon productivities in the range of 0.4-32.0 Mg C ha⁻¹ year⁻¹ have been described for wetlands with different characteristics. Organic matter decomposition in wetlands soils is slow due to flooding conditions which favor C accumulation in soils. For different North American wetlands, it has been estimated that soils can accumulate 470-2902 Mg C ha⁻¹. Flooding causes anaerobic conditions in wetland soils that favor methane (CH₄) production, which is considered a greenhouse gas with a global warming potential 21 times higher than CO₂. Methane fluxes from wetlands soils are in the range of 0.001-1.810 Mg C ha⁻¹ year⁻¹. It is necessary to calculate the balance between C sequestration in plants and soils and CH₄ emissions in wetlands, so that C sequestration in these ecosystems is not overrated. In mexican wetlands there are few studies on C sequestration and CH₄ emissions.

Index words: global warming, methanogenesis, peat, greenhouse gases.

INTRODUCCIÓN

La concentración atmosférica de los gases de efecto invernadero ha aumentado a partir de la revolución industrial y particularmente en los últimos 50 años debido a las diversas actividades humanas, sobre todo la utilización de combustibles fósiles y los cambios en el uso de los diferentes tipos de suelos. Lo anterior, ha contribuido a cambios en el clima del planeta (IPCC, 2001). La temperatura de la superficie terrestre y marina ha incrementado, los patrones espaciales y temporales de las precipitaciones han cambiado; se ha elevado

el nivel del mar y ha aumentado la frecuencia e intensidad de los fenómenos asociados con El Niño (IPCC, 2001). El cambio climático representa un peligro para los ecosistemas y para la propia sobrevivencia del hombre en el planeta. De allí, la importancia de conocer el papel de algunos ecosistemas como reguladores del ciclo del C en la tierra.

Los humedales naturales ocupan sólo entre 4-6% de la superficie terrestre (Mitsch y Gosselink, 2000), pero a pesar de ello, son considerados muy importantes globalmente por su potencial para almacenar C. Dicho potencial, se debe a la alta productividad de las plantas y a la baja descomposición de materia orgánica que ocurre en los suelos inundados (Collins y Kuehl, 2000). Sin embargo, en los suelos de humedales se llevan a cabo procesos anaerobios como la metanogénesis cuyo producto final es el metano (CH₄), considerado un gas con efecto invernadero, con un potencial de calentamiento global 20 veces mayor al del CO₂ y que contribuye con 20% al calentamiento global (Tauchnitz *et al.*, 2007). Este artículo presenta una revisión actualizada sobre la acumulación de C y los factores que influyen en la producción y emisión CH₄ en humedales naturales de diferentes regiones del mundo, enfatizando la necesidad de conocer ambos fenómenos para valorizar correctamente la captura de C en humedales.

CARACTERÍSTICAS DE LOS HUMEDALES

Los humedales son las zonas de transición entre los sistemas acuáticos y terrestres, constituyen áreas de inundación temporal o permanente, que están sujetas o no a la influencia de la marea. La duración de la inundación debe ser mayor al 5% de la temporada de crecimiento para permitir el desarrollo de suelos hídricos y al menos periódicamente mantener una vegetación predominante de hidrófitas, esto es plantas adaptadas a vivir en condiciones de inundación (Environmental Laboratory, 1987; Mitsch y Gosselink, 2000). El término humedales agrupa a una gama de habitats continentales, costeros y marinos que comparten ciertas características climáticas y geológicas, así como una hidrología y una edafología singular (Moreno y Travieso, 2007). El área de humedales en el planeta se ha estimado entre 700-1024 millones de hectáreas, lo cual representa entre el 4-6% de la superficie de la tierra (Mitsch y Gosselink, 2000). Sin embargo, la importancia de los humedales en el ciclo del C, el balance de agua, la biodiversidad

de vida silvestre y la producción de alimentos es más grande que su superficie proporcional en la tierra. En México, no se conoce exactamente el área cubierta por humedales, puesto que el inventario nacional de humedales, aun está en proceso, sin embargo, se ha descrito que el país posee aproximadamente 0.6% del área de los humedales en el planeta (Torres-Alvarado *et al.*, 2005).

Los humedales están constituidos por 3 componentes principales:

1) Suelos hídricos. Son aquellos formados bajo condiciones de saturación o inundación, por un período suficientemente largo (más de 5% de la temporada de crecimiento), de tal manera que desarrollan condiciones anaerobias en la parte superior y favorecen el crecimiento de hidrófitas (Environmental Laboratory, 1987). El término suelos hídricos, es usado como sinónimo de suelos de humedales, en esta revisión se usará éste último término. Los suelos de humedales poseen sólo una pequeña capa aerobia de tan sólo unos cuantos milímetros en la superficie o interfase con la columna de agua (Hammer, 1992). El oxígeno en los espacios intersticiales del suelo es desplazado por el agua, causando condiciones anaerobias. Dichas condiciones favorecen ciertos procesos biogeoquímicos como la acumulación de materia orgánica y la reducción/translocación del hierro y otros elementos reducibles como el manganeso (USDA, 2006). Estos procesos ocasionan cambios en la apariencia de los suelos de humedales llamados características redoximórficas (Collins y Kuehl, 2000). Estas características prevalecen aun después de drenado el humedal y son útiles para identificar a los suelos de humedales (USDA, 2006). Las características redoximórficas se pueden agrupar en 3 tipos:

Concentraciones redox. Se refiere a la acumulación de óxidos de hierro y manganeso. Estos óxidos se forman cerca de la rizósfera, debido a la presencia del oxígeno transportado de las hojas de las plantas a la raíz que forman motas de un color amarillo-café y gris oscuro.

Disminución de redox. Se refiere a los valores bajos de croma (menor a 2), en la carta de colores de suelo Munsell, que presentan los suelos de humedales.

Matrices reducidas. El Mn⁺⁴ es reducido a Mn⁺³ y Mn⁺² dando una coloración grisácea.

2) Macrófitas o hidrófitas. Son plantas acuáticas que están adaptadas para vivir en suelos inundados o en el agua. El término incluye a especies leñosas y herbáceas. Las hidrófitas son la base de la cadena

alimenticia en los humedales, algunas plantas acuáticas herbáceas son extremadamente productivas y a diferencia de los sistemas terrestres, mucha de la materia orgánica producida no es consumida por herbívoros, si no que es convertida a detritus, que entra en la cadena alimenticia. Las plantas proveen hábitat estructural crítico para grupos taxonómicos como las bacterias epifitas, perifiton, macro-invertebrados y peces (Cronk y Fennesy, 2001). La vegetación influencia fuertemente la química del agua, ya que las plantas pueden actuar como fuente o como sumideros de nutrientes y también bombean los nutrientes de la columna del agua al sedimento (Martin y Quigley, 2003). Además, las plantas acuáticas poseen un tejido aerenquimal que les permite el transporte de oxígeno de las partes aéreas a las raíces, lo cual influencia el potencial redox que indica la disponibilidad de electrones en el sedimento.

3) Agua. La hidrología en los humedales es muy dinámica y diversa. La inundación puede ser permanente o intermitente, el gradiente de salinidad va desde agua salina a agua dulce y pueden o no estar influenciados por las mareas. Los humedales, por lo general, están conectados con un cuerpo de agua superficial, como lagos, lagunas, ríos y mares. Sin embargo, también existen humedales aislados de aguas superficiales, los cuales tienen conexión con aguas subterráneas (Mistch y Gosselink, 2000).

CAPTURA DE CARBONO EN HUMEDALES

La acumulación neta de C en los humedales resulta de la productividad primaria y la deposición o acumulación de sustancias orgánicas autóctonas, menos la descomposición de materia orgánica en el suelo. Este balance, determina si un humedal actúa como fuente de gases invernadero o como trampa de C. La acumulación de C en los humedales se realiza en 2 compartimentos principales, la biomasa vegetal y los suelos. A continuación se describen dichos compartimentos.

Producción Primaria

La productividad en los humedales es influenciada por las condiciones climáticas, las especies vegetales, la disponibilidad de nutrientes y el hidropériodo (Mistch y Gosselink, 2000).

Los humedales pueden ser considerados como sumideros de CO₂, ya que este gas es tomado

de la atmósfera y convertido a C orgánico por las plantas a través del proceso de la fotosíntesis. Se han estimado productividades primarias de más de 10 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ en algunos humedales naturales de las zonas tropicales, las cuales son altas comparadas con las productividades de otro tipo de ecosistemas, como las selvas (8.5 Mg C ha⁻¹ año⁻¹) y los bosques tropicales (6 Mg C ha⁻¹ año⁻¹) (Neue *et al.*, 1997). En humedales con especies herbáceas y leñosas en los trópicos, Schlesinger (1991) reportó una productividad media global de 11 Mg C ha⁻¹ año⁻¹. Para las zonas templadas, Aselmann y Crutzen (1990) reportaron productividades de 16-32 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ para humedales con especies leñosas, de 12-20 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ para las planicies inundables, de 3-7 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ para humedales herbáceos de agua dulce, de 0.5-1 Mg C m⁻¹ ha⁻¹ para lagos y de 0.4 a 16 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ para las turberas en las zonas boreales.

Acumulación de Carbono en Suelos de Humedales

El suelo tiene un papel importante en el ciclo del C en la tierra porque en él se encuentra la principal reserva de este elemento en el planeta. Se ha estimado que el C orgánico en suelos del mundo es de 1500 Pg, cerca de 2.1 veces más que en la atmósfera y cerca de 2.7 veces más que la reserva biótica que comprende a las plantas de la tierra (Neill *et al.*, 1998). En el caso de los suelos de humedales, los promedios de descomposición de material orgánico suelen ser bajos por las condiciones anaerobias, por lo que su potencial de almacenamiento de C es alto (Collins y Kuehl, 2000). La formación de turba en los humedales representa el sumidero de C en estos ecosistemas. La turba se define como suelo sin consolidar formado por materia vegetal fibrosa parcialmente descompuesto que se acumula en un ambiente anegado (Mistch y Gosselink, 2000). La acumulación de turba ocurre cuando la producción primaria en la superficie excede las pérdidas por descomposición y lixiviados, resultando una acreación vertical o lateral de depósitos de material orgánico (Turetsky *et al.*, 2004). En el Cuadro 1 se presentan algunos datos de acumulación de C en suelos de humedales reportados en la literatura. Es importante mencionar que el drenado, desecación de los humedales, estimula la oxidación del C almacenado en ellos con liberación de CO₂. Por lo anterior, la conservación de humedales es crítico en la regulación del ciclo del C en la tierra.

EMISIONES DE METANO EN HUMEDALES

En una escala de tiempo de 100 años, el potencial de calentamiento global del CH₄ es 21 veces el valor del de CO₂. Por lo que aun cuando la concentración de este gas en la atmósfera sea más bajo que la del CO₂, su contribución al calentamiento global es importante (Tauchnitz *et al.*, 2007). Se ha estimado que el CH₄ contribuye aproximadamente con el 20% del calentamiento global y podría ser el gas efecto invernadero dominante en el 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, contribuyendo con el 40-55% de las emisiones anuales globales (Boon y Lee, 1997, Christensen *et al.*, 2003, Bodelier y Laanbroek, 2004).

En la descomposición del material vegetal en los humedales intervienen, además de las características estructurales de cada especie, los factores ambientales como el tipo de comunidad microbiológica dominante en el humedal, la concentración de nutrientes en el agua y sedimento, la temperatura, la concentración de oxígeno disuelto, el pH, la profundidad y las características del sedimento (Ribeiro *et al.*, 2004; Graham *et al.*, 2005; Rejmankova y Houndkova, 2006).

En los humedales existen gradientes de oxido-reducción, que influyen fuertemente el destino y las transformaciones de la materia orgánica (Figura 1). En la columna de agua imperan condiciones aerobias al igual que en los primeros milímetros del sedimento. Sin embargo, después de aproximadamente 15 cm de profundidad, la densidad de las raíces disminuye y empiezan a imperar condiciones anaerobias en los sedimentos (Collins y Kuehl, 2000). El carbono

captado por la fotosíntesis y convertido a C orgánico llega al sedimento cuando ocurre senescencia en las plantas. Inicialmente, se lleva a cabo la hidrólisis de compuestos de cadena larga como los lípidos, las proteínas y los carbohidratos presentes en el material vegetal. Posteriormente, dependiendo de las condiciones de oxido-reducción, los productos de la hidrólisis pueden seguir diferentes rutas metabólicas. Si se encuentran en zonas aerobias, ellos pueden ser oxidados a CO₂ y H₂O utilizando el oxígeno como último aceptor de electrones. Por otro lado, si los compuestos orgánicos se encuentran en zonas anaerobias, los microorganismos utilizan la glucosa para obtener energía química produciendo ácidos orgánicos de bajo peso molecular como el acetato, propionato y butirato, los cuales serán convertidos a CO₂, utilizando aceptores de electrones como NO₃⁻, Mn⁴⁺, Fe³⁺ y SO₄²⁻. 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, ocurre la reducción de Mn⁴⁺ a 400 mV, seguido por la reducción de Fe³⁺ 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 CH₄ se empieza a producir en cuanto el potencial redox es menor a -244 mV (Neue *et al.*, 1997; Mitsch y Gosselink, 2000).

Producción de Metano

La emisión de metano a la atmósfera en los humedales, no sólo depende de su producción (metanogénesis), sino también de su consumo u oxidación y de su transporte del sedimento a la atmósfera (Christensen *et al.*, 2003; Tauchnitz *et al.*, 2007; Zhu *et al.*, 2007). La producción de CH₄ se obtiene bajo

Cuadro 1. Captura de carbono en suelos de algunos humedales en Norteamérica.

Localización	Tipo de humedal	Tipos de suelos	Carbono acumulado en suelo Mg ha ⁻¹	Referencia
USA-Alaska	Turberas	Histosoles	1414	Bridgham <i>et al.</i> , 2006
		Histosoles (con hielo permanente)	1048	Bridgham <i>et al.</i> , 2006
USA	Turberas	Histosoles	1089	Bridgham <i>et al.</i> , 2006
USA	Turberas	Histosoles (ricos en material semi-descompuesto)	2902	Bridgham <i>et al.</i> , 2006
		Histosoles (turba y lodo)	1874	Bridgham <i>et al.</i> , 2006
		Histosoles (turba y lodo)	2740	Bridgham <i>et al.</i> , 2006
México	Manglares	Histosoles	470-820	Moreno <i>et al.</i> , 2002

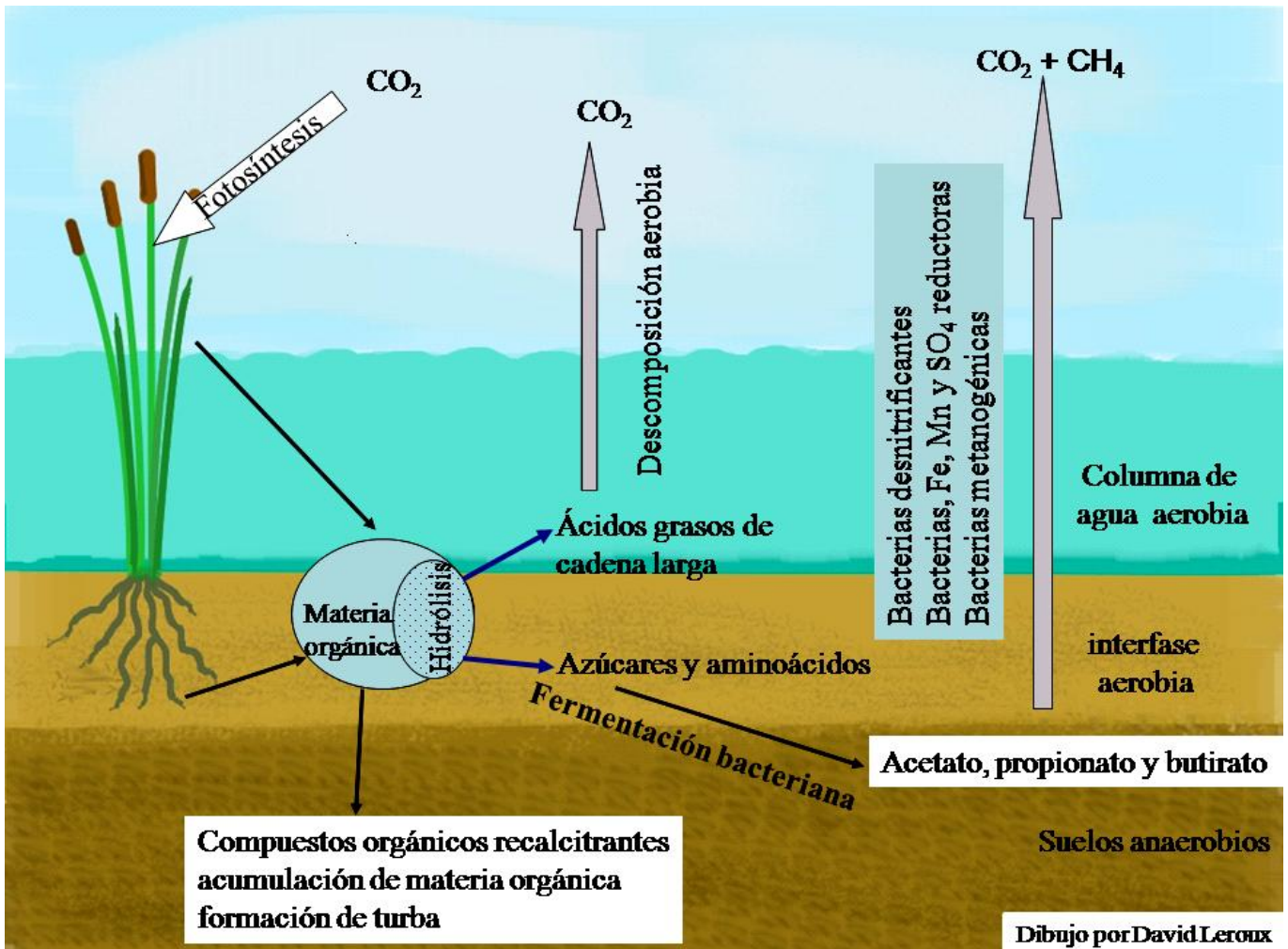


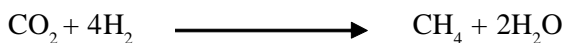
Figura 1. Esquema simplificado de las principales transformaciones de carbono en los humedales.

condiciones extremadamente reducidas (-224 mV), por diversos géneros de bacterias, que, dependiendo del sustrato que utilizan, se pueden dividir en los siguientes grupos fisiológicos (Torres-Alvarado *et al.*, 2005):

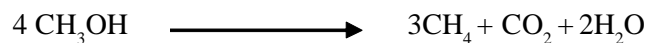
Grupo I. El género *Methanosaeta* pertenece a este grupo de microorganismos que se caracterizan por producir metano utilizando exclusivamente acetato como sustrato, de acuerdo a la siguiente reacción.



Grupo II. Incluye géneros de bacterias como *Methanobacterium*, *Methanobrevibacter* y *Methanogenium*, los cuales se caracterizan por producir metano a partir de hidrógeno y dióxido de carbono.



Grupo III. Comprende los géneros bacterianos *Methanobolus* y *Methanococcus*, que producen metano a partir de compuestos metilados como el metanol y las metilaminas.



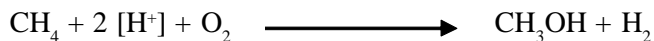
Grupo V. Incluye al género *Methanosarcina*, el cual es capaz de producir metano a partir de acetato, hidrógeno y compuestos metilados.

La hidrología tiene una fuerte influencia sobre la producción de metano en humedales, ya que para que se creen condiciones reducidas, es necesario que los suelos permanezcan inundados por largos períodos. Inubushi *et al.* (2005) compararon las emisiones de CH₄ en humedales de zonas tropicales (Indonesia) y de zonas templadas (Japón). Ellos encontraron emisiones

de metano altas ($2-14 \text{ g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) en los humedales de la zona templada, los cuales permanecieron inundados por largos periodos, mientras que las emisiones de los bosques tropicales que fueron inundados intermitentemente resultaron bajas ($0.5-2 \text{ g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$).

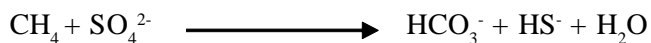
Oxidación de Metano

La oxidación de metano, ocurre en presencia moderada de oxígeno (oxidación aerobia) y en ausencia de oxígeno (oxidación anaerobia). La primera, se produce por bacterias de los géneros *Methylococcus*, *Methylomonas* y por las bacterias nitrificantes, como *Nitrosomaonas europea* y *Nitrosococcus oceanus* (Jones y Morita, 1983). Las bacterias que oxidan el CH_4 son llamadas bacterias metanotróficas y son abundantes en la columna de agua, en la interfase aeróbica del sedimento y agua, así como en la zona de la rizósfera. La reacción que cataliza la oxidación aerobia de CH_4 es la enzima metano monooxigenasa (MMO), a través de la siguiente reacción:



Las bacterias nitrificantes sintetizan la enzima amonio monooxigenasa (AMO) que también oxida al CH_4 , ya que éste funciona como un sustrato alternativo a la enzima en una forma análoga a la oxidación de amonio. Sin embargo, la afinidad del CH_4 por la enzima AMO es menor que por la enzima MMO (Jones y Morita, 1983)

La oxidación anaerobia, se realiza principalmente en los humedales con agua salobre por varios grupos de Archaea, en la zona de transición de reducción de sulfato y metanogénesis (Torres-Alvarado *et al.*, 2005). A continuación se presenta la reacción de la oxidación anaerobia de CH_4 :



Transporte y Emisión a la Atmósfera de Metano

El transporte de metano a la atmósfera ocurre mediante 3 mecanismos a) difusión pasiva a través de las plantas, conocido como ventilación, b) difusión a través del agua y c) ebullición o formación de burbujas (Figura 2) (Laing *et al.*, 2008). El transporte de CH_4 por las plantas es a través de la aerénquima que son espacios vacíos que las hidrófitas poseen para transportar

oxígeno de la hojas a la raíz (Altor y Mitsch, 2006; Tauchnitz *et al.*, 2007; Zhu *et al.*, 2007). La difusión del CH_4 a través del agua es muy lenta debida a su baja solubilidad (Laing *et al.*, 2008). La ebullición se refiere al paso de burbujas de CH_4 por la columna de agua sin disolverse en ella. Se ha observado que este último fenómeno es un importante mecanismo de transporte del CH_4 a la atmósfera.

La cantidad y tipo de vegetación juegan un papel importante tanto en la producción, oxidación y transporte de CH_4 a la atmósfera. Las plantas afectan la producción de CH_4 porque la calidad y cantidad de los exudados de C de las raíces de las plantas de humedales difiere de especie a especie (Bergman *et al.*, 2000; Smialek *et al.*, 2006). Por ejemplo, se ha reportado que los árboles de humedales, emplean C para la producción de leña, reduciendo el C lábil para la producción de raíces finas y exudados. Además, el alto contenido de lignina en las raíces de los árboles ocasiona que su descomposición sea muy lenta, por lo tanto se limita el aporte de acetato para la metanogénesis (Vann y Megonical, 2003; Welsh y Yavitt, 2007). Un estudio de 3 años, sobre las emisiones de CH_4 en diferentes tipos de humedales en el delta del Mississippi, concluyó que anualmente todos los humedales estudiados fueron fuente de CH_4 y que las emisiones en los humedales herbáceos ($251 \pm 923 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) fueron más altas que las emisiones de los humedales con especies arbóreas ($146 \pm 199 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) (Alford *et al.*, 1997).

Se ha observado que la oxidación del CH_4 es influenciada más por la especie de las plantas que por la cantidad de las mismas. Strom *et al.* (2005) encontraron que la velocidad de oxidación de CH_4 fue similar en monolitos de humedales con *Eriophorum sp.* y *Juncos sp.*, las cuales fueron mucho mayores a las observadas en monolitos con *Carex sp.* También se ha descrito que aún cuando los árboles de humedales desarrollan aerénquima en las raíces y tallos, estos transportan gases menos eficientemente que las especies herbáceas y por lo tanto ellos tienen un menor transporte de oxígeno al sedimento. Lo anterior, disminuye tanto el transporte de CH_4 del sedimento a la atmósfera y también la oxidación del mismo en el sedimento (Vann y Megonical, 2003).

La magnitud de las emisiones de CH_4 a la atmósfera por parte de los humedales (Cuadro 2) varía en un amplio intervalo, ya que como se ha mencionado, la producción de este gas es influenciado por varios factores. La emisión de CH_4 ha sido más estudiada en turberas

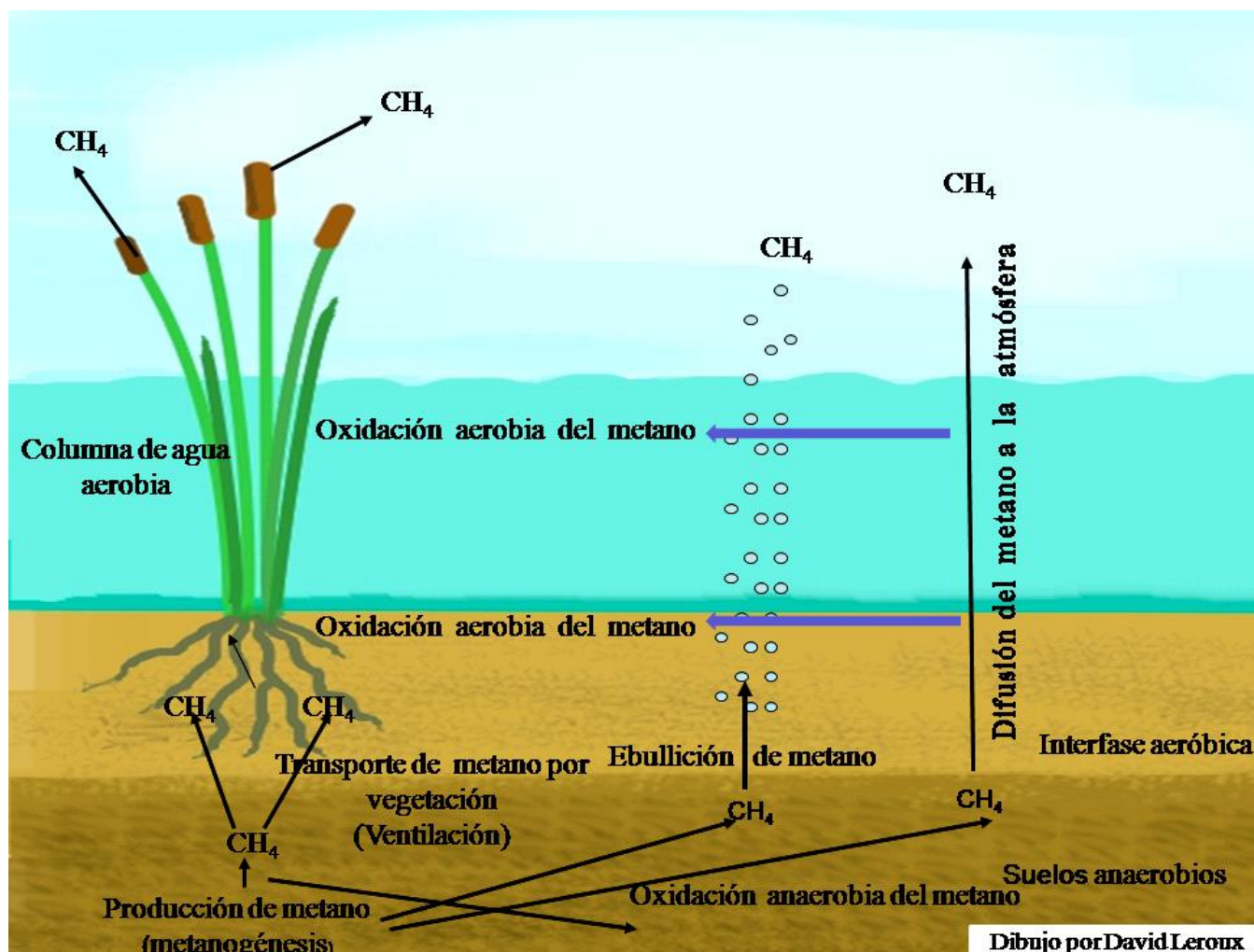


Figura 2. Esquema simplificado de la producción, oxidación y transporte a la atmósfera de metano en los humedales.

de las zonas boreales y en los humedales de agua dulce de las zonas templadas y menos estudiado en humedales con especies leñosas, los pastos salados, los humedales herbáceos y los manglares de zonas tropicales (Bergman *et al.*, 2000; Mitsch y Gosselink, 2000). Es importante mencionar que en México el estudio de los humedales se ha centrado más en los humedales costeros de agua salobre como los manglares (López-Portillo y Ezcurra, 2002; Moreno *et al.*, 2002; Moreno-Casasola *et al.*, 2002) y más recientemente se han estudiado humedales herbáceos de agua dulce y la selva inundable (López-Rosas *et al.*, 2005; 2006). Estos estudios se han enfocado a la descripción florística, vegetal, edafológica e hidrológica, así como, a planes de manejo, restauración y conservación de este tipo de humedales. Sin embargo, aún no se han realizados estudios detallados sobre los procesos biogeoquímicos y el intercambio de gases en los humedales mexicanos que ayuden a entender

el papel de estos ecosistemas como captadores de C o emisores de gases efecto invernadero. Bridgham *et al.* (2006), describieron que existe una gran incertidumbre al realizar el balance de C en los humedales de Norteamérica, debido a la falta de datos de campo sobre la captura de C y emisión de gases en los humedales de México.

Whiting y Chanton (2001) reportaron un balance entre la emisión de CH_4 y fijación de CO_2 en humedales subtropicales, templados y de la zona boreal. Ellos desarrollaron un modelo basado en 2 factores, el primero es una relación entre la emisión de CH_4 y la fijación de CO_2 (mol/mol), el cual provee un índice de gases invernadero del ecosistema. El segundo factor compara el potencial relativo de ambos gases para absorber radiación infrarroja en la atmósfera, el índice es llamado potencial de calentamiento global (PCG). Ellos describieron que un humedal alcanza el balance

Cuadro 2. Emisiones de metano, expresado como carbono, (Mg C ha⁻¹ año⁻¹) en diferentes tipos de humedales.

Zona geográfica	Tipo de humedal	Mitsch y Gosselink (2000)	Torres Alvarado <i>et al.</i> (2005)
Humedales de agua dulce			
Boreal	Turberas oligotróficas	0.003-0.062	-
	Turberas eutróficas	0.050-1.180	-
	Humedales herbáceos	0.080-0.292	-
	Humedales con especies leñosas	0.018-0.240	-
	Turberas oligotróficas	0.073-0.086	-
Templada	Turberas eutróficas	0.011-1.146	-
	Humedales herbáceos	0.003-1.810	1.600
	Humedales con especies leñosas	0.027-0.386	0.054-0.400
Humedales de agua salobre			
Templada	Humedales herbáceos	0.001-0.397	0.003-0.400
Tropical/subtropical	Humedales herbáceos	0.009	-
	Manglares	0.011-0.220	-

o compensación de gases invernadero cuando la fijación de CO₂ y la emisión de CH₄ son iguales en equivalentes de gases invernadero y que un humedal actúa como sumidero de C cuando la remoción de equivalentes de gases invernadero, vía la fijación de CO₂, es mayor que la liberación de equivalentes de gases invernadero asociadas a la emisión de CH₄. Basados en el modelo desarrollado, encontraron que los humedales estudiados fueron considerados fuentes de CH₄ cuando se consideró un período de integración corto (20 años). Sin embargo, considerando un horizonte de tiempo largo (500 años) todos los humedales estudiados podrían considerarse como sumidero de C. Lo anterior, se explica por el tiempo de vida en la atmósfera más corto del CH₄, en relación a la del CO₂.

La metodología para investigar las emisiones de CH₄ e intercambio de CO₂ consiste, de manera general, en instalar cámaras de un material transparente en los suelos con vegetación de los sitios de estudio y tomar muestras de los gases internos en dichas cámaras a ciertos intervalos de tiempo. En un cromatógrafo de gases se analizan las concentraciones de CH₄ y CO₂ en las muestras de gases y de acuerdo con la superficie que cubre la cámara y el incremento en la concentración de gases se calculan los flujos (mg m⁻² h⁻¹) a la atmósfera. Para estimar el intercambio de CO₂, se hacen mediciones durante el día (fotosíntesis) y en la oscuridad (respiración). Para conocer las emisiones anuales de gases se realizan evaluaciones espaciales y temporales en los humedales (Alford *et al.*, 1997; Vann y Megonigal, 2003; Inubushi *et al.*, 2005; Altor y Mitsch, 2006).

CONCLUSIONES

Los humedales se pueden considerar como sumideros de carbono (C) por su alta capacidad para almacenar C en la biomasa vegetal y en el suelo inundado. Sin embargo, también son fuente de metano (CH₄), que es un gas efecto invernadero, por lo que las emisiones de dicho gas junto con la fijación de dióxido de carbono (CO₂) y el potencial de calentamiento global (PCG) de ambos gases deben de tomarse en cuenta para analizar el papel de los humedales como sumideros de C. La dinámica de intercambio de gases invernadero (CO₂ y CH₄), y la acumulación de C en los suelos de humedales en México ha sido poco estudiada.

LITERATURA CITADA

- Alford, D. P., R. D. Delaune, and C. W. Lindau. 1997. Methane flux from Mississippi River deltaic plain wetlands. *Biogeochemistry* 37: 227-236.
- Altor, A. E. and W. J. Mitsch. 2006. Methane flux from created riparian marshes: relationship to intermittent versus continuous inundation and emergent macrophytes. *Ecol. Engin.* 28: 224-234.
- Aselmann, I. and V. Crutzen. 1990. A global inventory of wetland distribution and seasonality, net primary productivity, and estimated methane emission. pp.130-125. *In: A. F. Bowman (ed.). Soils and greenhouse effect.* John Wiley and Sons. Chichester, West Sussex, UK.
- Bergman, I., M. Klarquist, and M. Nilsson. 2000. Seasonal variation in rates of methane production from peat of various botanical origins: effects of temperature and substrate quality. *FEMS Microbiol. Ecol.* 33: 181-189.
- Bodelier, P. L. E. and H. J. Laanbroek. 2004. Nitrogen as a regulatory factor of methane oxidation in soils and sediments. *FEMS Microbiol. Ecol.* 47: 65-277.

- Boon, P. I. and K. Lee. 1997. Methane oxidation in sediments of a floodplain wetland in south-eastern Australia. *Lett. Appl. Microbiol.* 25: 138-142.
- Bridgham, S. D., J. P. Megonigal, J. K. Keller, N. B. Bliss, and C. Trettin. 2006. The carbon balance of North American wetlands. *Wetlands* 26: 889-916.
- Christensen, T. R., N. Panikov, M. Mastepanov, A. Joabsson, A. Stewart, M. Oquist, M. Sommerkorn, S. Reynaud, and B. Svensson. 2003. Biotic control on CO₂ and CH₄ exchange in wetlands: a closed environment study. *Biogeochemistry* 64: 337-354.
- Collins, M. E. and R. J. Kuehl. 2000. Organic matter accumulation and organic soils. pp. 137-162. *In: J. L. Richardson and M. J. Vepraskas (eds.). Wetland soils: genesis, hydrology, landscapes and classification.* Lewis Publishers. Boca Raton, FL, USA.
- Cronk, J. K. and M. S. Fennessy. 2001. *Wetland plants: biology and ecology.* Lewis Publishers. Boca Raton, FL, USA.
- Environmental Laboratory. 1987. Corps of engineers wetlands delineation manual. Technical report Y-87-1. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station. Vicksburg, MS, USA.
- Graham, S. A., C. B. Craft., P. V. McCornick, and A. Aldous. 2005. Forms and accumulation of soil P in natural and recently restored peatlands-upper Klamath Lake, Oregon, USA. *Wetlands* 25: 594-606.
- Hammer, D. A. 1992. *Creating freshwater wetlands.* Lewis Publishers. Chelsea, MI, USA.
- Inubushi, K., S. Otake, Y. Furukawa, N. Shibasaki, M. Ali, A. M. Itang, and H. Tsuruta. 2005. Factors influencing methane emission from peat soils: comparison of tropical and temperate wetlands. *Nutrient Cycling Agroecosystems* 71: 93-99.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2001. *The third assessment report, climate change 2001.* Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Jones, R. D. and R. Y. Morita. 1983. Methane oxidation by *Nitrosococcus oceanus* and *Nitrosomonas europea*. *App. Environ. Microbiol.* 45: 401-410.
- Laing, C. G., T. G. Shreeve, and D. M. E. Pearce. 2008. Methane bubbles in surface peat cores: *in situ* measurements. *Global Change Biol.* 14: 916-924.
- López-Portillo, J. y E. Ezcurra. 2002. Los manglares de México: una revisión. *Madera y Bosques* 8: 27-51.
- López-Rosas, H., P. Moreno-Casasola, and I. A. Meldenssohn. 2005. Effects of an african grass invasion on vegetation, soil and interstitial water characteristics in a tropical freshwater marsh in La Mancha, Veracruz (México). *J. Plant Interact.* 1: 187-195.
- López-Rosas, H., P. Moreno-Casasola, and I. A. Meldenssohn. 2006. Effects of experimental disturbances on a tropical freshwater marsh invaded by african grass (*Echinochloa pyramidalis*). *Wetlands* 26: 593-604.
- Martin, J., E. Hofnerr, and M. F. Quigley. 2003. Effects of *Typha latifolia* transpiration and harvesting on nitrate concentrations in surface water of wetland microcosms. *Wetlands* 23: 835-844.
- Mitsch, W. J. and J. G. Gosselink. 2000. *Wetlands.* 3rd ed. John Wiley and Sons. New York, NY, USA.
- Moreno, E., A. Guerrero, M. C. Gutiérrez, C. Ortiz y D. J. Palma. 2002. Los manglares de Tabasco, una reserva natural de carbono. *Maderas y Bosques* 8: 115-128.
- Moreno-Casasola, P. y A. C. Travieso-Bello. 2007. Los humedales. pp. 233-260 *In: P. Moreno-Casasola (ed.). Entornos Veracruzanos: la costa de la Mancha.* Instituto de Ecología A. C. Xalapa, Veracruz, México.
- Moreno-Casasola, P., J. Rojas, D. Zárate, M. Ortiz M., A. Lara y T. Saavedra. 2002. Diagnóstico de los manglares de Veracruz: distribución, vínculo con los recursos pesqueros y su problemática. *Madera y Bosques* 8: 61-68.
- Neill, C., C. Cerri, J. M. Melillo, B. J. Feigl, P. A. Steudler, J. F. L. Moraes, and M. C. Piccolo. 1998. Stocks and dynamics of soils carbon following deforestation for pasture in Rondonia. pp. 235-243. *In: R. Lal, J. M. Kimble, R. F. Follet, and B. A. Stewart (eds.). Soil processes and the carbon cycle.* CRC Press. Boca Raton, FL, USA.
- Neue, H. U., J. L. Gaunt, Z. P. Wang, P. Becker-Heidmann, C. Quijano. 1997. Carbon in tropical wetlands. *Geoderma* 79: 163-185.
- Rejmankova, E. and K. Houdkova. 2006. Wetland plant decomposition under different nutrient conditions: what is more important, litter quality or site quality? *Biogeochemistry* 80: 245-262.
- Ribeiro O., M. D., M. Álvarez C., P. Riobos y S. Cirujano. 2004. Descomposición de helófitos en un humedal semiárido hipertrófico. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 61: 53-61.
- Schlesinger, W. H. 1991. *Biogeochemistry: an analysis of global change.* Academic Press. New York, NY, USA.
- Smialek, J., V. Bouchard, B. Lippman, M. Quigley, T. Granata, J. Martin, and L. Brown. 2006. Effect of a woody (*Salix nigra*) and an herbaceous (*Juncus effusus*) macrophyte species on methane dynamics and denitrification. *Wetlands* 26: 509-517.
- Strom, L., M. Mikhail, and T. R. Christensen. 2005. Species-specific effects of vascular plants on carbon turnover and methane emissions from wetlands. *Biogeochemistry* 75: 65-82.
- Tauchnitz, N., R. Brumme, S. Bernsdorf, and R. Meissner. 2007. Nitrous oxide and methane fluxes of a pristine slope mire in the German National Park Harz Mountains. *Plant Soil* 303: 131-138.
- Torres-Alvarado, R., F. Ramírez V., F. J. Fernández y I. Barriga S. 2005. Methanogenesis and methane oxidation in wetlands. Implications in the global carbon cycle. *Hydrobiología* 15: 327-349.
- Turetsky, M. R., S. W. Manning, and K. R. Wieder. 2004. Dating recent peat deposits. *Wetlands* 24: 324-356.
- USDA, NRCS (United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service). 2006. Field indicators of hydric soils in the United States. Version 6.0. G. W Hurt and L. M. Vasilas (eds.). USDA, NRCS in cooperation with the National Technical Committee for Hydric Soils. Washington, DC, USA.
- Vann, C. D. and P. Megonigal. 2003. Elevated CO₂ and water depth regulation of methane emissions: comparison of woody and non-woody wetland plant species. *Biogeochemistry* 63: 117-134.
- Welsh, M. and J. B. Yavitt. 2007. Microbial CO₂ production, CH₄ dynamics and nitrogen in a wetland soil (New York State, USA) associated with three plant species (*Typha*, *Lythrum*, *Phalaris*). *Eur. J. Soil Sci.* 58: 1493-1505.
- Whiting, G. J. and J. P. Chanton. 2001. Greenhouse carbon balance of wetlands: methane emission versus carbon sequestration. *Tellus B* 53: 521-528.
- 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. *J. Environ. Manage.* 85: 936-943.