



© STEVE CROOKS, ESA

Cómo estimar las emisiones de dióxido de carbono

INTRODUCCIÓN

Para entender cómo los ecosistemas de carbono azul contribuyen a mitigar el cambio climático, hay que comprender el área del ecosistema (Capítulo 2), la cantidad de carbono presente en cada sumidero (Capítulos 3 y 4) y qué cantidad de carbono se emite o secuestra a través del tiempo (este capítulo). La cantidad de carbono emitida a la atmósfera o secuestrada se puede determinar directamente con métodos que detectan el intercambio gaseoso, o como es más habitual, utilizando el cambio en las existencias de carbono como un indicador del intercambio gaseoso. No obstante, otros gases de efecto invernadero (GEI), como el metano (CH_4) y el óxido nitroso (N_2O), se pueden medir solo con métodos de intercambio gaseoso. Evaluar los cambios en las existencias de carbono azul y las emisiones de GEI sirve para establecer líneas de base para el seguimiento de las tasas de secuestro y las tendencias de las emisiones, identificando actividades que incrementan las emisiones, evaluando el progreso de los esfuerzos de restauración y manteniendo la comunicación con los actores, entre otras acciones. En conjunto, esta información mejora la capacidad de los países y las instituciones de satisfacer las necesidades actuales y futuras de reporte, participar en mercados de carbono y orientar políticas de mitigación y prácticas de gestión desde el ámbito local hasta la escala nacional.

ENFOQUES PARA LA MEDICIÓN DE EMISIONES

Para determinar los cambios en las existencias de carbono (como indicadores de las emisiones de CO_2), se pueden aplicar dos enfoques:

- 1) Método de la diferencia en las existencias: Este método estima la diferencia en las existencias de carbono medidas en dos momentos distintos y da lugar a las estimaciones de los niveles 1 y 2 del IPCC (Kauffman *et al.* 2014).
- 2) Método del aumento y de la pérdida: Este método estima la diferencia en las existencias de carbono en función de los factores de emisión de actividades específicas (por ejemplo, plantaciones, drenajes, rehumectación y deforestación) derivados de la literatura científica y de los datos y resultados de actividades por país y puede dar lugar a estimaciones de los niveles 2 y 3 del IPCC (GOFC-GOLD 2009; IPCC 2013).

Además, existe un tercer método para medir directamente las emisiones de GEI:

- 3) Método del flujo: Este método estima el flujo de GEI entre el suelo, la vegetación y la atmósfera/columna de agua mediante mediciones directas o por modelos de resultados en estimaciones de niveles 2 y 3.

A menudo se utiliza una combinación de métodos, pero, en última instancia, el método seleccionado dependerá de las necesidades del proyecto, los recursos disponibles y el nivel de exactitud deseado.

Método de la diferencia en las existencias

El método de la diferencia en las existencias requiere tomar mediciones de carbono en cada sumidero de carbono de importancia en al menos dos momentos distintos (T1 = evaluación inicial y T2 = evaluación posterior). Luego los resultados de cada inventario se comparan y analizan en busca de cambios. Este enfoque no solo monitorea los cambios en las existencias de carbono como un todo, sino también los cambios en los sumideros de carbono por separado. Por ejemplo, si se reduce el sumidero de la biomasa viva, pero aumenta el de la biomasa muerta, se puede suponer que el ecosistema se degradó entre esos dos puntos en el tiempo. No obstante, esta técnica por sí sola no puede determinar la causa de la degradación (natural o antrópica).

EVALUACIÓN INICIAL (T1)

El método más preciso es establecer parcelas permanentes en el momento del primer inventario, de modo que las evaluaciones posteriores se realicen exactamente en la misma ubicación, para el mismo tamaño de parcela y con los mismos protocolos. No obstante, en caso de que no fuese posible establecer parcelas permanentes, las mediciones posteriores se pueden hacer desde una ubicación similar con un mayor nivel de incertidumbre. En caso de que no se utilicen parcelas permanentes, es importante asegurarse de que el área que se evalúa en T1 y T2 sea idéntica para evitar confundir las estimaciones de cambios en las existencias de carbono a causa del cambio de áreas (IPCC 2013).

Los sumideros de carbono se miden de acuerdo con los métodos presentados en los Capítulos 2 a 4. La evaluación inicial se utilizará como punto de referencia (dato) para futuros cambios. Esto es de importancia especialmente para suelos de ecosistemas de carbono azul porque gran parte del cambio en las existencias ocurre cuando el suelo acrece (aumenta de volumen, por ejemplo mediante un aumento en la elevación) o se erosiona. Entre los ejemplos de posibles puntos de referencia para un cambio en el volumen del suelo se incluyen la profundidad hasta la base del suelo orgánico o la profundidad hasta un sustrato subyacente (es decir, la roca madre) (**Fig. 5.1**). Un dato constante de referencia para el volumen del suelo, por ejemplo el sustrato subyacente, es útil porque un cambio podría provenir únicamente de la acreción o la erosión del suelo, ya que el sustrato es constante (escenario de línea base). Otros puntos de referencia, tales como las mediciones de los sumideros de carbono, se basarán en los resultados de la evaluación inicial (escenario del proyecto). Se debe determinar un dato por separado para cada parámetro que se mide.

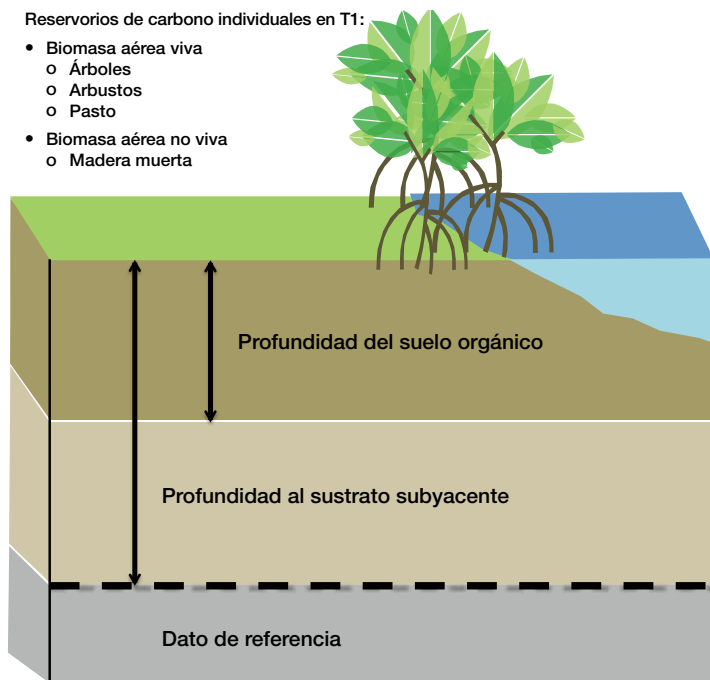


Figura 5.1 Establecimiento de un dato de referencia para el volumen del suelo

TIEMPO ENTRE EVALUACIONES

El tiempo recomendado entre mediciones depende del sitio del proyecto, la intensidad de las actividades y el tiempo necesario para poder observar un cambio medible. Si el sitio es prístino y no se ha observado ningún cambio en el uso de la tierra, el tiempo entre mediciones debería guardar relación con el tiempo necesario para percibir cambios naturales en las existencias de carbono. Por ejemplo, los cambios estacionales en la biomasa aérea asociados con la caída de hojas en los meses más frescos se equilibran

con el rebrote durante la primavera, de modo que el tamaño del sumidero de carbono formado por la biomasa es relativamente estable. Por lo tanto, generalmente no es necesario hacer mediciones anuales. En su lugar, podría ser más valioso hacer mediciones cada 5 o 10 años. De forma similar, los suelos acrecen muy lentamente (a una tasa de milímetros por año), y el carbono que se encuentra en los sedimentos más profundos (debajo del metro superior) es relativamente estable y hay pocas probabilidades de que cambie si el ecosistema no se altera. Por lo tanto, también pueden tomarse mediciones adecuadas de carbono del suelo cada 5 o 10 años o más (10 a 20 años). No obstante, si el área del proyecto estuvo sujeta a un cambio de uso de la tierra, o si hubiera cambios en el uso de tierras cercanas que afectaran el sitio, las mediciones deberían hacerse más a menudo para registrar cualquier impacto significativo.

EVALUACIONES POSTERIORES (T2)

Vuelva al mismo lugar analizado en T1, o un lugar alternativo que sea representativo del tamaño y la densidad de especies actuales del sitio original, y repita el inventario de carbono azul. Los sumideros de carbono vegetales pueden medirse siguiendo los pasos descritos en el Capítulo 4. El inventario de carbono de T1 puede tomarse como referencia para determinar los cambios en los sumideros de carbono vegetales.

Medir el sumidero de carbono del suelo presenta un desafío mayor debido a la acreción o erosión del suelo que afectan el volumen del suelo o la densidad del carbono. Por ejemplo, si hubo un nivel importante de acreción o erosión en el sitio de estudio, un núcleo obtenido entre 0 y 100 cm por debajo de la superficie del suelo en T1 no abarcará el mismo rango absoluto de profundidad que un núcleo obtenido entre 0 y 100 cm de la superficie del suelo en T2 (**Fig. 5.2**). Para poder corregir esto, el cambio en el volumen del suelo entre T1 y T2 debe determinarse estableciendo un dato de referencia como se describió anteriormente. El concepto es que un dato de referencia es una línea horizontal por debajo de la zona de influencia de las actividades vegetales (es decir, todos los aportes de carbono gracias al crecimiento de las raíces o a la deposición superficial ocurren por encima de este nivel de referencia). Un enfoque para establecer un dato de referencia es identificar un rasgo del perfil del suelo que pueda distinguirse claramente a través del tiempo, como la roca madre o una transición marcada de suelo rico en materia orgánica a suelo pobre en materia orgánica (**Fig. 5.1**). Por ejemplo, Kauffman *et al.* 2014 tomaron el límite entre los suelos orgánicos y las arenas marinas como dato de referencia en Honduras. Algunos métodos utilizados habitualmente para establecer un dato de referencia no captan todo el perfil del suelo y dejan así abierta la posibilidad de que el volumen de suelo por debajo del rasgo seleccionado haya cambiado. Por ejemplo, la posición de la superficie del suelo en 1963 se puede establecer al encontrar un pico de cesio-137. Las tablas de elevación de la superficie (Surface Elevation Tables, SET) son un método costoso pero exacto para evaluar el cambio en el volumen del suelo en todo el perfil del suelo cuando no haya un límite claro.

Para obtener mediciones de alta resolución de la elevación del suelo de los humedales se puede utilizar un dispositivo mecánico y portátil denominado tabla de elevación de la superficie (Surface Elevation Table, SET) (**Fig. 5.3**). El dispositivo SET tiene una exactitud de 1.5 mm y se puede utilizar para determinar las tendencias de elevación en un entorno de humedales (Cahoon *et al.* 2002). Lo más exacto es medir la elevación del suelo en forma estacional todos los años entre T1 y T2 para establecer tendencias y determinar un promedio de aumento o pérdida por año. No obstante, si no fuese posible hacer mediciones de rutina, la elevación del suelo se puede determinar a partir de sitios diferentes en una ubicación similar y en los que sea más fácil tomar muestras de rutina, pero aumentará el nivel de incertidumbre. Las tasas de aumento o disminución de la elevación del suelo a través del tiempo también podrían obtenerse de agencias gubernamentales o investigadores.

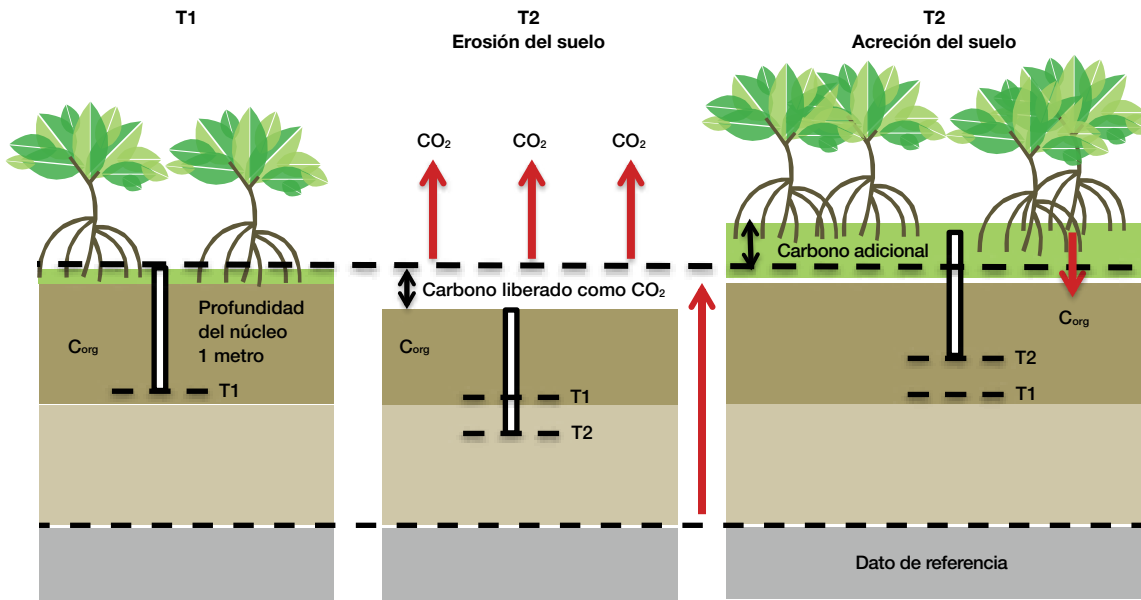


Figura 5.2 Efecto de la acreción y la erosión en muestras de suelo. Un dato de referencia a menudo se designa como "0" y las mediciones futuras deben remitirse a él. Por ejemplo, la acreción del suelo de 3 cm en T2 se reportaría como "+3 cm respecto del dato", y el dato inicial también se reportaría. Observe que el dato de referencia "0" en este ejemplo se establece midiendo la distancia hasta un segundo dato de referencia primario debajo de la superficie del suelo. La referencia primaria puede ser la roca madre o una capa de suelo distinta, por ejemplo, arcilla (Fig. 5.1), o la parte inferior de un punto de referencia del sistema SET (Fig. 5.3)

Podrá encontrar una explicación detallada de la metodología de horizontes de referencia (Marker Horizon, MH) con SET, la lista de científicos que la aplican y los lugares donde se la está aplicando en el sitio web del Servicio Geológico de los EE. UU. (U.S. Geological Survey, USGS): www.pwrc.usgs.gov/set. Resumidamente, la tecnología MH-SET está compuesta por una plataforma

Tabla de elevación de la superficie

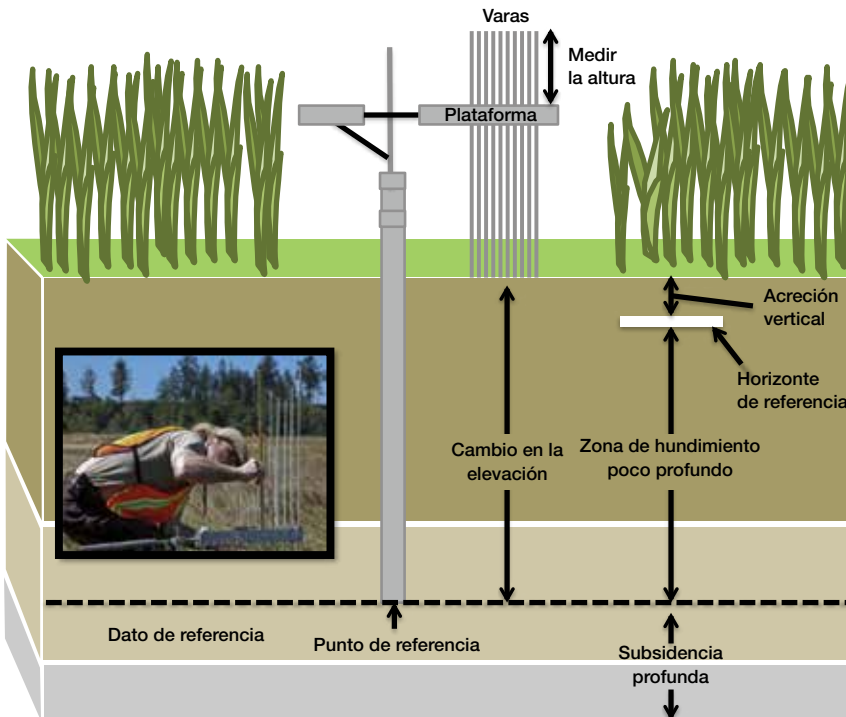


Figura 5.3 Diagrama del método de horizonte de referencia con tabla de elevación de la superficie utilizado para detectar cambios en la elevación de la superficie del suelo. Imagen en el recuadro: El biólogo Bill Bridgeland del USFWS toma mediciones en una tabla de elevación de la superficie (© Roy Lowe, Servicio de Pesca y Fauna Silvestre de los Estados Unidos)

que se conecta a un punto de referencia (poste inmóvil colocado permanentemente en el suelo y que permanece inmóvil entre T1 y T2). La plataforma se suspende por encima del suelo y se alimentan varas de longitud conocida a través de las aberturas de la plataforma hasta que se apoyan en la superficie del suelo (**Fig. 5.3**). Se mide la altura desde la parte superior de la plataforma hasta la parte superior de la vara. La altura de la vara cambia a medida que se modifica la superficie del suelo, lo que representa el cambio en la elevación de la superficie del suelo, que a su vez corresponde al cambio en el volumen del suelo. El cambio en el volumen del suelo es el único parámetro necesario para calcular el cambio en la existencia. No obstante, el horizonte de referencia asociado puede brindar información adicional de interés para fines de investigación, especialmente un cálculo de hundimiento poco profundo (por ejemplo, a causa de la descomposición de raíces) (Cahoon *et al.* 2002).

EJEMPLO

- Altura de la vara en T1 = 100.46 cm.
- Altura de la vara en T2 = 100.98 cm.
 - Cambio en la elevación = 100.98 cm – 100.46 cm = 0.52 cm = 5.2 mm (unidad utilizada habitualmente para describir cambios de elevación en el nivel del suelo y del mar).
- Profundidad del horizonte de referencia en T1 = 0.
 - El horizonte de referencia se establece durante la primera evaluación.
- Profundidad del horizonte de referencia en T2 = 8.6 mm.
 - Acreción vertical = 8.6 mm – 0 mm = 8.6 mm.
- Hundimiento poco profundo = Acreción vertical – Cambio en la elevación.
 - 8.6 mm – 5.2 mm = 3.4 mm.

En el caso de la acreción del suelo, la submuestra superior se utiliza para determinar el cambio en el carbono del suelo debido al cambio en el volumen del suelo (Lovelock *et al.* 2014).

EJEMPLO

- T2 10 cm superiores del núcleo del suelo = 0.195 g/cm³.
- Tasa de elevación del suelo (determinada por mediciones MH-SET) = 0.52 cm por año.
- Tiempo entre T1 y T2 = 10 años.
- Acreción total del suelo en ese tiempo = 5.2 cm.
- 5.2 cm * 0.195 g/cm³ = 1.014 g/cm² de carbono adicional en el suelo debido a la acreción (en un único núcleo).

Esta cifra puede extrapolarse luego a una hectáreas:

- Contenido de carbono total en el núcleo debido a la acreción = 1.014 g/cm²
- 1 Mg = 1 000 000 g.
- 1 hectárea = 100 000 000 cm²
- 1.014 g/cm² * (Mg/1 000 000 g)*(100 000 000 cm²/ha) = 101.4 Mg C/ha.
- **Se agregaron 101.4 Mg C/ha al sistema.**

Si el área se vio afectada por erosión, un núcleo de un metro en T2 llegará a más profundidad que la muestra obtenida en T1, y la nueva superficie, que antes estaba enterrada, estará ahora expuesta a la

acción del aire y del agua. En este caso, el cambio en el carbono del suelo en T2 se determina con una evaluación del contenido de carbono en la profundidad superpuesta (Fig. 5.4).

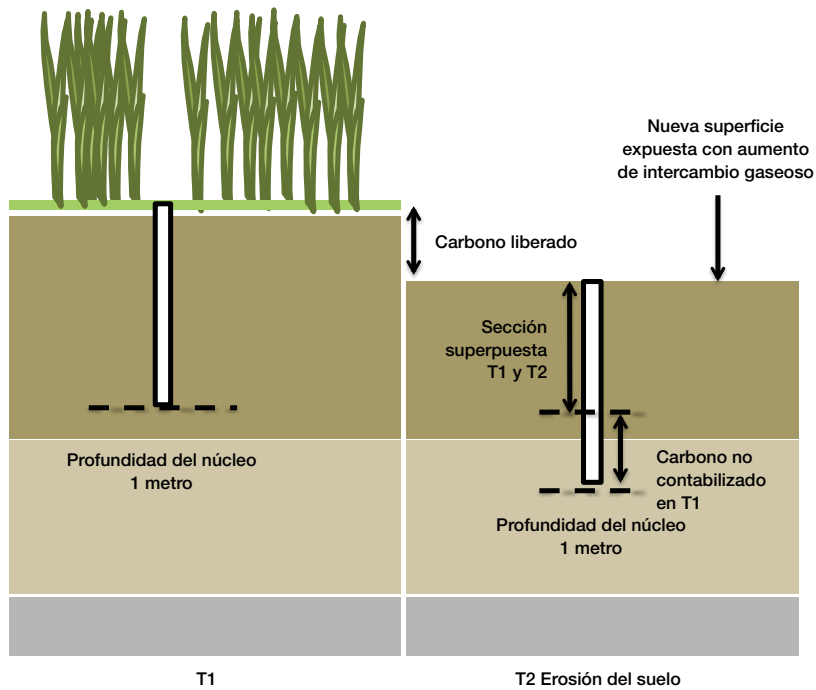


Figura 5.4 Diagrama de cómo pueden contabilizarse las pérdidas de carbono en zonas donde la superficie del suelo se ha hundido o erosionado

EJEMPLO

- Tasa de elevación del suelo (determinada por mediciones con SET) = -0.86 cm por año.
- Tiempo entre T1 y T2 = 10 años.
- Erosión total del suelo durante ese tiempo = -8.6 cm.
 - El núcleo de un metro en T2 llegó 8.6 cm más profundo que el núcleo de un metro en T1, y, por lo tanto, los 8.6 cm del fondo no se pueden utilizar para determinar el cambio.
- El contenido de carbono de los 91.4 cm restantes (determinado por los métodos descritos en el Capítulo 3) es igual a 69.2 g/cm².

Esta cifra puede extrapolarse luego a hectáreas:

- Contenido de carbono total en los 91.4 cm superiores del núcleo = 69.2 g/cm²
- 1 Mg = 1 000 000 g.
- 1 hectárea = 100 000 000 cm²
- 69.2 g/cm² * (Mg/1 000 000 g) * (100 000 000 cm²/ha) = 6920 Mg C/ha.
- Sumidero de carbono del suelo en T1 = 7205 Mg C/ha.
- Sumidero de carbono del suelo en T2 – Sumidero de carbono del suelo en T1 = Cambio en el carbono del suelo.
 - 6920 Mg C/ha – 7205 Mg C/ha = -285 MgC/ha.
- **Se perdieron 285 MgC/ha del sistema.**

DETERMINACIÓN DE CAMBIOS EN LAS EXISTENCIAS Y LOS SUMIDEROS DE CARBONO

El cambio en las existencias de carbono para un determinado ecosistema de carbono azul en un área en particular se puede determinar de la siguiente manera:

- Cambio en la existencia de carbono (MgC) = Existencia de carbono total en T2 (suma de todos los sumideros de carbono) – Existencia de carbono total en la medición inicial en T1 (suma de todos los sumideros de carbono).
- En una marisma degradada, por ejemplo:
 - Mediciones tomadas en una marisma en 2002 (T1) estimaron la existencia de carbono total (suma de todos los sumideros relevantes) en 34 667 MgC.
 - Mediciones tomadas en la misma marisma con los mismos métodos en 2012 (T2) estimaron la existencia de carbono total (suma de todos los sumideros relevantes) en 25 133 MgC.
 - $25\,133\text{ MgC} - 34\,667\text{ MgC} = -9534\text{ MgC}$ (carbono liberado por el ecosistema).

Si suponemos que todo el carbono liberado se emitió a la atmósfera o a una columna de agua (ver a continuación las Consideraciones adicionales para la contabilidad del carbono), el cambio total en el carbono puede utilizarse para estimar la tasa anual de cambio y las posibles emisiones de CO₂.

- Cambio anual en la existencia de carbono (MgC/año) = (Existencia de carbono total en T2 – Existencia de carbono total en la medición inicial en T1) / (T2 – T1).
- Si utilizamos el ejemplo anterior:
 - $(25\,133\text{ MgC} - 34\,667\text{ MgC}) / (2012 - 2002) = -953\text{ MgC/año}$.
 - Emisiones asociadas de CO₂ = $953\text{ MgC} * 3.67$ (factor de conversión) = 3498 MgCO_2 .

El enfoque del cambio en la existencia se utiliza para hacer estimaciones de nivel 3 del cambio en la existencia o el sumidero de carbono. Se puede aplicar en países que cuentan con sistemas de inventarios nacionales o programas de monitoreo continuo en los que las existencias de los distintos sumideros de biomasa se miden a intervalos periódicos (IPCC 2013). No obstante, el enfoque del cambio en la existencia requiere de mediciones de cada sumidero de carbono y de recursos significativos, lo que hace que este enfoque no sea factible en todas las situaciones.

Método de ganancia-pérdida

Este método se utiliza después de un inventario inicial de carbono azul cuando no sea factible hacer inventarios posteriores a partir de mediciones directas. En su lugar, el método de ganancia-pérdida utiliza datos de actividad para explicar el cambio en la existencia de carbono entre T1 y T2. Hay muchas actividades que pueden dar lugar tanto a un aumento en la existencia de carbono (transferencia entre sumideros, actividades de restauración, crecimiento anual de la vegetación, acreción del suelo, etc.) como a su pérdida (transferencia entre sumideros, cambios en el uso de la tierra, actividades de extracción, perturbaciones naturales tales como tormentas, etc.) en ecosistemas marino-costeros. Los impactos de actividades diversas son complejos y aún no han sido bien descritos. Por lo tanto, este método da resultados de niveles 1 y 2. Los resultados de nivel 1 se calculan con base en factores de conversión generales obtenidos de bases de datos compiladas en el ámbito mundial (por ejemplo, suplemento del IPCC de 2013 sobre humedales). Los resultados de nivel 2 se basan en factores de conversión específicos de cada país. Tanto las estimaciones de nivel 1 como de nivel 2 requieren de datos de actividad específicos del país o específicos del proyecto.

Si suponemos que todo el carbono liberado se emitió a la atmósfera o a una columna de agua (ver a continuación las Consideraciones adicionales para la contabilidad del carbono), se puede aplicar el

método de ganancia-pérdida de existencias de carbono para un determinado ecosistema de carbono azul en un área específica de la siguiente manera:

- Cambio en la existencia de carbono (MgC) = Existencia de carbono en T1 – (Carbono liberado por cambio en el uso de la tierra, desastres naturales, erosión, etc. + Aumentos de carbono por acreción del suelo, crecimiento, restauración, etc.).

POR EJEMPLO

- Mediciones tomadas en una marisma de 1000 ha en 2002 (T1) estimaron la existencia de carbono total en 34 667 MgC.
- En 2007: Se drenaron 200 ha y esto dio lugar a una tasa de emisiones de 7.9 MgC/ha/año (IPCC 2013, **Tabla 4.13**, p. 31).
- En 2010: Se rehumectaron 50 ha y esto dio lugar a una tasa de emisiones de -0.91 MgC/ha/año (IPCC 2013, **Tabla 4.12**, p. 29).
- Segunda evaluación realizada en 2012 (T2).
- Si suponemos que todo lo demás se mantuvo igual, el cambio en la existencia de carbono puede estimarse de la siguiente manera:
 - $(200 \text{ ha} * 7.9 \text{ MgC/ha/año}) * (2010-2007) = 4740 \text{ MgC}$.
 - $(150 \text{ ha} * 7.9 \text{ MgC/ha/año}) * (2012-2010) = 2370 \text{ MgC}$.
 - $(50 \text{ ha} * -0.91 \text{ MgC/ha/año}) * (2012-2010) = -91 \text{ MgC}$.
- Diferencia total de carbono = $4740 \text{ MgC} + 2370 \text{ MgC} + -91 \text{ MgC} = 7019 \text{ MgC}$ liberados.
- Emisiones asociadas de $\text{CO}_2 = 7019 \text{ MgC} * 3.67$ (factor de conversión) = $25\,739 \text{ MgCO}_2$.

Consideraciones adicionales para la contabilidad del carbono

Al calcular las emisiones de carbono, es importante considerar dónde se originó cualquier cantidad adicional de carbono del ecosistema y hacia dónde se libera el carbono en última instancia. Los cálculos anteriores se aplican cuando la diferencia en el carbono entre T2 y T1 se libera a la atmósfera o a una columna de agua como CO_2 , arrojando la estimación máxima de emisiones de carbono. Sin embargo, en algunos casos el carbono no se emite, sino que se redeposita en hábitats circundantes o en el océano profundo. Se deben hacer correcciones para incluir el carbono que se pierde, pero no se emite. No obstante, aún está en desarrollo la ciencia para respaldar la elección de un factor de corrección que describa la proporción de carbono emitido a la atmósfera.

El carbono orgánico autóctono (carbono que se originó o se formó en el lugar donde se acumuló) puede incluirse en la contabilidad del carbono. El carbono orgánico alóctono (carbono que se originó fuera de los límites del proyecto y se depositó en el área del proyecto) puede ser difícil de contabilizar en el ámbito del proyecto porque el carbono se perdió de un sitio adyacente, pero no se emitió. Por ejemplo, en humedales influenciados por las mareas, la erosión puede hacer que disminuyan las existencias de carbono en un sitio, pero parte de este carbono se puede depositar y quedar atrapado en un sistema vecino. De hecho, hasta el 50 % del carbono del suelo de pastos marinos es alóctono (Kennedy *et al.* 2010). En este caso, es incorrecto asumir que el carbono perdido en el primer sitio se tradujo en emisiones de carbono.

En el caso de la vegetación viva, las adiciones de carbono se deben al incremento en la biomasa vegetal por crecimiento (autóctono) y las pérdidas se deben a la degradación (por ejemplo, deforestación o evento climático). Por lo tanto, este carbono se transfiere al sumidero de carbono de la vegetación

muerta. El carbono del sumidero formado por la vegetación muerta se libera a la atmósfera o a una columna de agua, queda enterrado en el suelo a medida que se descompone el material vegetal o es trasladado a un ecosistema vecino por el viento o las corrientes. El carbono perdido en la atmósfera o la columna de agua puede contabilizarse como una emisión, el carbono enterrado en el suelo se tendrá en cuenta durante el análisis del suelo y el carbono que se desplaza a un nuevo sitio puede o bien ignorarse (si equivale a <5 %) o estimarse en función de factores de conversión conservadores o con modelos. De forma similar, el carbono alóctono vegetal depositado (hojarasca, ramas) puede ignorarse (si equivale a <5 %), estimarse en función de factores de conversión conservadores o modelos o si es muy evidente (por ejemplo, ramas de árboles en zonas de marismas bajas), puede calcularse como un sumidero de carbono por separado.

En el caso del suelo, las adiciones de carbono orgánico son el resultado del aumento de la biomasa subterránea o de la sedimentación. Cuando el carbono orgánico del suelo se acumula en el sitio del proyecto debido a la sedimentación se debe aplicar un factor de compensación. Este factor se basa en un porcentaje de la existencia de carbono derivada del carbono orgánico alóctono del suelo y se puede obtener de valores publicados, datos recolectados en el campo, (por ejemplo, para lechos de pastos marinos, se pueden usar isótopos estables de carbono para establecer el origen del carbono acumulado, según Kennedy *et al.* 2010), factores predeterminados conservadores propuestos (por ejemplo, el 50 % del carbono alóctono) o modelado. Cuando el carbono del suelo se pierde debido a la erosión, el destino del carbono liberado (por ejemplo, redepositado u oxidado a CO₂) determina si la pérdida puede contabilizarse como una emisión de CO₂. Por lo tanto, en este caso también se requiere de un factor de compensación. La ciencia al respecto no está lo suficientemente desarrollada para proponer un factor predeterminado y, por lo tanto, se debe basar en datos de campo o en modelado. Los estudios realizados hasta ahora han tomado un rango de, por ejemplo, 25 % a 100 % del carbono orgánico del metro superior del suelo como emitido a la atmósfera (Fourqurean *et al.* 2012a; Pendleton *et al.* 2012; Siikamäki *et al.* 2012).

Técnicas de flujo de gases para evaluar directamente el flujo de carbono

Para comprender cómo los humedales costeros influyen en el clima es necesario comprender qué cantidad de GEI se libera realmente de los ecosistemas costeros e ingresa a la atmósfera. Si bien los métodos antes descritos se pueden utilizar como indicadores para estimar las emisiones de carbono de ecosistemas costeros, las mediciones de flujo son la única forma de medir la emisión de metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O), que no se acumulan en el sistema. Las mediciones de flujo también se pueden utilizar para medir emisiones de CO₂ directamente, como alternativa a los métodos de cambio en las existencias descritos anteriormente.

En general, las actividades de manejo que implican la extracción de suelos, tales como la construcción de estanques de acuicultura, pueden generar importantes emisiones de CO₂ en manglares y marismas (IPCC 2013). Las emisiones de N₂O provienen principalmente de la acuicultura y de la agricultura en tierras altas, mientras que rehumectar áreas genera un incremento de CH₄ a partir de sistemas de agua dulce drenados y sujetos a la acción de las mareas. La masa de CH₄ y N₂O intercambiada entre los humedales y la atmósfera es menor que el intercambio de CO₂ por órdenes de magnitud. No obstante, se trata de gases de efecto invernadero mucho más poderosos que el CO₂, con un potencial de calentamiento global de 25 y 298 veces más que el CO₂ a lo largo de un período de 100 años. A esto se debe que emisiones relativamente bajas de estos gases tengan el potencial de modificar significativamente los cálculos sobre los beneficios climáticos de conservar, crear o restaurar humedales.

Las emisiones de N_2O son generalmente insignificantes, salvo que el ecosistema esté expuesto a una fuente de nitratos, como la escorrentía de fertilizantes. La producción de CH_4 guarda relación directa con la salinidad (Purvaja & Ramesh 2001; Poffenbarger *et al.* 2011). Para sistemas con niveles de salinidad por encima de 18 ppt se puede suponer un valor de cero para las emisiones de CH_4 . Para monitorear las emisiones de los ecosistemas de carbono azul, lo más probable es que las emisiones de N_2O sean ínfimas o inexistentes en áreas prístinas, pero pueden ser considerables en áreas degradadas. Los siguientes métodos toman CH_4 como ejemplo, pero los principios de medición son los mismos para los tres gases.

Método de la cámara estática

La técnica más habitual para medir el flujo de CH_4 (o de cualquier GEI) es atrapar los gases dentro de una cámara cerrada que se abre únicamente al suelo y las plantas cuyas raíces se encuentran dentro de esta, y luego medir la tasa a la que cambian las concentraciones de gas a través del tiempo (Megonigal & Schlesinger 2002; Lovelock *et al.* 2011; Sidik & Lovelock 2013). Para medir los flujos, es necesario

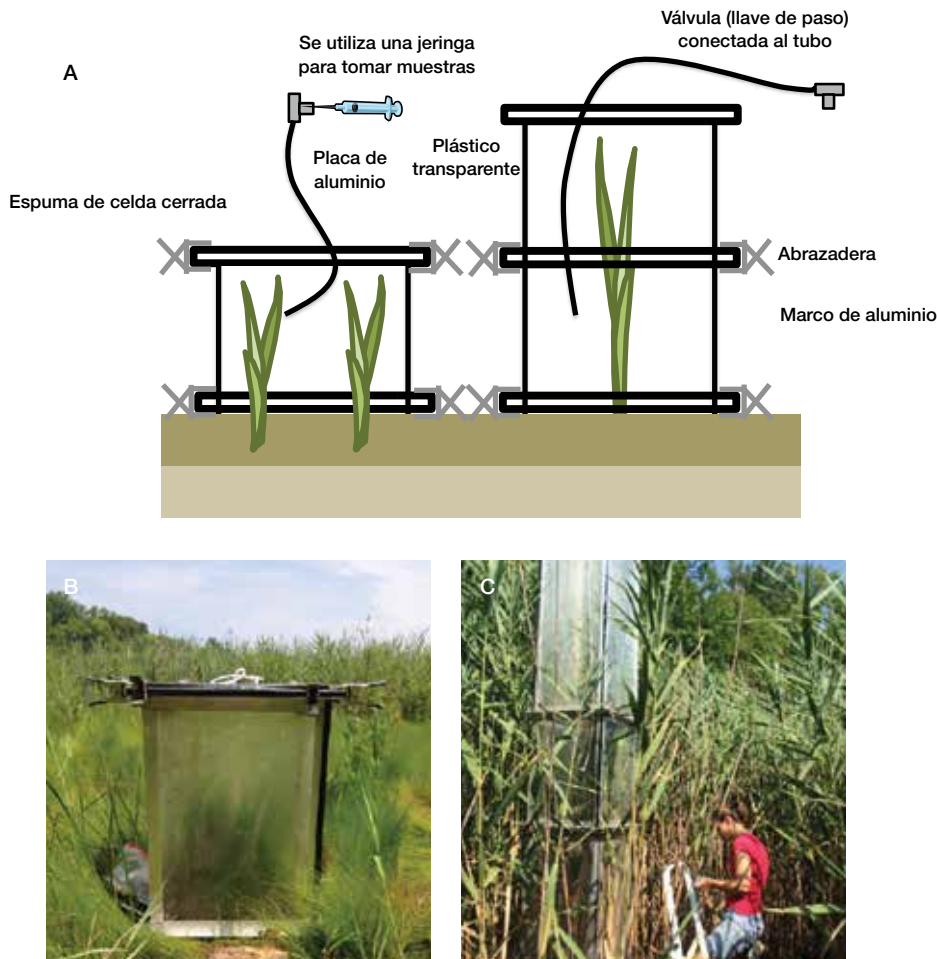


Figura 5.5 El volumen de la cámara se debe ajustar para encerrar plantas de distinta altura (B y C) (B, © Rachel Hagar, SERC; C, Eric Hazelton, SERC)

construir o comprar cámaras estáticas y pasarelas para no perturbar el sitio donde se medirán. Las cámaras estáticas son relativamente baratas de construir, se pueden diseñar en función de una amplia gama de tipos de plantas y condiciones del sitio y se pueden colocar en forma agrupada para ahorrar tiempo en el campo (Fig. 5.5). No obstante, las cámaras estáticas también pueden modificar las condiciones de temperatura y luz del ambiente de las plantas, no capturan el CH_4 que escapa del suelo

en forma de burbujas (en lugar de por difusión), y se necesitan supuestos para poner a escala los datos de emisiones a corto plazo con los flujos anuales.

El diseño básico de la cámara requiere de una base que se extienda hacia dentro del suelo o del agua de inundación, y una cámara que pueda colocarse sobre las plantas y sellarse sobre la base. Una vez colocada la cámara, la concentración de gases emitidos o consumidos por el sistema formado por la planta y el suelo comenzará a cambiar en el espacio libre. Estos cambios pueden cuantificarse tomando muestras del espacio libre. La sensibilidad del método depende en gran medida de la proporción entre el espacio libre en la cámara y el área del suelo desde la que se emite el CH_4 . Las emisiones de CH_4 son generalmente bastante bajas en humedales de marea (en comparación con el CO_2), por lo que podría ser necesario encerrar áreas relativamente grandes (0.25 m² como mínimo). El período de medición puede prolongarse para aumentar la sensibilidad, pero los períodos más largos aumentan el riesgo de que la cámara se caliente con la luz solar y los resultados se vean afectados.

Las cámaras deben construirse de material impermeable a los gases. Las caras de las cámaras pueden ser transparentes u opacas en función de la vegetación. Las cámaras transparentes se utilizan en el momento de encerrar el follaje de plantas con sistemas de transporte con gas presurizado (por ejemplo, *Phragmites*), pero no son necesarias para plantas con transporte por difusión (por ejemplo, *Spartina*). Las cámaras opacas son más fáciles de utilizar porque no requieren que se regule la temperatura y se pueden fabricar fácilmente a partir de objetos comunes, como contenedores de basura hechos de plástico. En caso de que se requieran tiempos largos de incubación debido a tasas bajas de flujo de CH_4 , podría ser necesario enfriar el aire dentro de las cámaras transparentes para mantener la temperatura interior a 2 °C de la temperatura ambiente.

Otras cuestiones que se deben considerar incluyen el momento del día en que se toman las mediciones y la aproximación adecuada a la cámara. Si las emisiones de CH_4 se ven afectadas por la luz, se deberán medir las emisiones en condiciones de luz y de oscuridad para estimar la tasa a 24 horas. Es posible que sea más fácil medir emisiones cuando el sitio no está inundado. Algunos estudios reportan que la inundación no afecta las emisiones de CH_4 , pero hay al menos una excepción (Van der Nat & Middelburg 2000). Debe prestarse atención para no pisar ni pararse sobre la superficie del suelo dentro de 1 m a 2 m de la cámara, ya que la presión puede hacer que escapen las burbujas de CH_4 atrapadas en el suelo y que aumenten artificialmente las tasas de emisión. Por este motivo, es útil construir una pasarela sencilla a 5 cm o 10 cm de la superficie del suelo para aproximarse a la cámara e instalar la base de la cámara varios días antes de tomar las primeras muestras. La concentración de CH_4 en el espacio libre se cuantifica, por lo general, tomando una muestra con una jeringa hermética, inyectándola en un vial libre de hojas para su almacenamiento (por ejemplo, un vial Exetainer) y analizándola en comparación con estándares mediante la cromatografía de gases.

El movimiento del agua afecta la fotosíntesis, el intercambio gaseoso, el transporte de sedimentos y la carga de epífitas en los pastos marinos. Por lo tanto, las estimaciones de flujo que limiten o alteren el movimiento del agua echarán por tierra los resultados. Las cámaras bénticas que se utilizan en los ecosistemas de pastos marinos se basan en la medición temporal de las propiedades del agua, pero no replican las condiciones físicas del ambiente acuático (agua en movimiento).

CÁLCULOS

La tasa de flujo de gases se determina midiendo los cambios en la concentración del espacio libre a través del tiempo según lo establezca la pendiente de una línea de mejor ajuste para los datos (**Fig. 5.6**). Para hacer esto, se toman muestras en varios momentos consecutivos (por ejemplo, 2 min, 15 min, 35 min, 45 min, 60 min y 80 min) y se determina la cantidad de CH_4 de cada muestra. La pendiente se convierte de concentración a flujo de CH_4 en función de la masa teniendo en cuenta la masa total de

todos los gases en el espacio libre de la cámara. El flujo de la masa puede entonces dividirse por el área de suelo dentro de la cámara para expresar las emisiones en función del área.

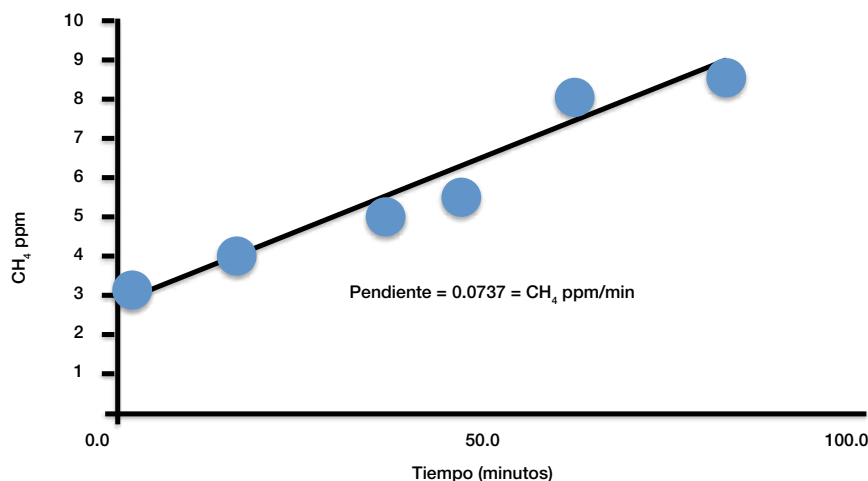


Figura 5.6 La proporción de gas CH₄ en la cámara se determina graficando la concentración de gas por muestra versus el tiempo entre el cierre de la cámara y la toma de la muestra. La pendiente se determina calculando una línea de mejor ajuste

Mediciones necesarias para determinar el flujo de CH₄ (**Tabla 5.1**):

- Presión atmosférica (suponer que este valor es igual a 1 atmósfera).
- Volumen de la cámara (en litros).
- Constante universal de los gases = 0.0820 (L*atmós./K*mol).
- Temperatura en grados Kelvin en el momento de la medición (K = 273 + temp. en °C).

Tabla 5.1 Ejemplo de cómo determinar moles de moléculas de gas en una cámara de flujo.

PRESIÓN (atmós.)	VOLUMEN DE LA CÁMARA (L)	CONSTANTE DE LOS GASES (L*atmós./K*mol)	TEMPERATURA (grados Kelvin)	MOLÉCULAS DE GAS EN LA CÁMARA (moles)
P	V	R	T	n = PV/RT
1	515	0.0820	288	21.8072

Analice cada muestra en un cromatógrafo de gases o un instrumento similar para determinar la proporción total de gas en la cámara que corresponde a CH₄. Use los resultados de cada muestra para calcular la pendiente de los datos (**Fig. 5.6**).

CÁLCULO DEL FLUJO

- n (cantidad total de gas en la cámara) se expresa en moles, pero CH₄ se mide en partes por millón (ppm), por lo que deben convertirse a unidades similares.
 - Cantidad de moléculas de gas en la cámara = 21.8072 moles.
 - Cantidad de CH₄ = 0.0737 ppm/minuto.
 - 1 ppm = 1 μmol CH₄ por mol de gas.
 - 0.0737 ppm = 0.0737 μmol/mol/minuto.
 - Entonces, por cada mol de gas, 0.0737 μmol corresponden a CH₄.
 - Por lo tanto, la cantidad total de CH₄ emitida por la cámara es:
 - (0.0737 μmol/mol/minuto) * 21.8072 moles = 1.6072 μmol/minuto.

- Para determinar la cantidad de CH₄ emitida por minuto por unidad de área, divida por el área de la cámara (en este ejemplo se supone que es 0.5 m²).
 - $(1.6072 \mu\text{mol}/\text{minuto})/0.5 \text{ m}^2 = 3.2 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{min}$.
- Extrapolar a Mg/ha/día.
 - 1440 min = 1 día.
 - 1 ha = 10 000 m²
 - 1 mol = 1 000 000 μmol .
 - 1 mol de metano = 16.042 g (según el peso molecular del metano).
 - 1 Mg = 1 000 000 g.
 - $3.2 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{min} * 10\,000 \text{ m}^2/\text{ha} * 1 \text{ mol}/1\,000\,000 \mu\text{mol} * 16.042 \text{ g}/\text{mol} * 1 \text{ Mg}/1\,000\,000 \text{ g} = 51 * 10^{-8} \text{ MgCH}_4/\text{ha}/\text{min}$.
 - $51 * 10^{-8} \text{ MgCH}_4/\text{ha}/\text{min} * 1440 \text{ min}/\text{día} = 7.4 * 10^{-4} \text{ Mg}/\text{ha}/\text{día}$.
- Si el área del proyecto era de 1500 ha, las emisiones totales de CH₄ en el área del proyecto se calculan de la siguiente manera:
 - $1500 \text{ ha} * (7.4 * 10^{-4} \text{ Mg}/\text{ha}/\text{día}) = \mathbf{1.11 \text{ MgCH}_4/\text{ha}/\text{día}}$.

Al extrapolar estas mediciones a una escala anual (Mg/ha/año), se deben hacer suposiciones sobre el nivel de variación de las emisiones en el tiempo, o se debe medir la variación en el tiempo y poner las emisiones a escala con técnicas de modelado. El nivel de confianza disminuye cuando la escala se aumenta a períodos mayores, ya que las emisiones varían con las estaciones y presentan variaciones a corto y largo plazo en la temperatura, la salinidad y otros parámetros (Poffenbarger et al. 2011), entre otros factores.

Método de eddy covariance

El método de eddy covariance (EC) es un método alternativo y más sofisticado para medir directamente el intercambio de CO₂ entre ecosistemas y la atmósfera. Es no intrusivo, *in situ* y mide los flujos de todo el ecosistema. No obstante, EC es costoso porque requiere de la compra de torres de flujo y de pagar a personal para que realice un complejo procesamiento de datos. Si desea más información sobre cómo instalar un sistema de EC, consulte Aubinet *et al.* (2012) y Burba (2013).

En manglares y marismas se pueden utilizar torres terrestres estándar de EC (Barr *et al.* 2010). No obstante, estos sistemas se diseñaron originalmente para bosques terrestres, y la proximidad a grandes cuerpos de agua afectará las lecturas y requerirá del procesamiento de una capa adicional de datos para hacer la corrección. Los sistemas de EC sumergibles que se utilizan actualmente para pastos marinos miden únicamente O₂ porque los sensores de CO₂ no son lo suficientemente rápidos como para medir CO₂ en aguas turbulentas (Chipman *et al.* 2012).

Al realizar mediciones de flujo, es importante considerar la forma en la que se pierde el carbono. Los humedales costeros pueden perder carbono en la forma de carbono inorgánico disuelto, carbono orgánico o compuestos orgánicos particulados que se desplazan hacia ecosistemas adyacentes (manglares, pastos marinos, litoral). Por lo general, la pérdida de compuestos orgánicos disueltos es solo una pequeña fracción del presupuesto de carbono (Wetzel & Penhale 1979), pero la pérdida de compuestos inorgánicos disueltos desde los manglares podría ser importante (Bouillon *et al.* 2008). Por lo general, los flujos horizontales de carbono no son captados por las mediciones atmosféricas de flujo, lo que apoya la idea de que el flujo de carbono entre la atmósfera y la superficie del suelo podría no equivaler a los cambios en el almacenamiento de carbono en humedales costeros. La evaluación de la magnitud de las distintas rutas de los flujos de carbono en ecosistemas de manglares, marismas y pastos marinos es un área de investigación activa que reducirá la incertidumbre en torno a los presupuestos de carbono de estos ecosistemas.