

Carbono azul en América del Norte: evaluación de la distribución de los lechos de pasto marino, marismas y manglares, y su papel como sumideros de carbono



Febrero de 2016

Citar como:

CCA (2016), *Carbono azul en América del Norte: evaluación de la distribución de los lechos de pasto marino, marismas y manglares, y su papel como sumideros de carbono*, Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal, Canadá, 58 pp.

El presente informe fue elaborado por Gail Chmura, Fred Short, Dante Torio, Pablo Arroyo Mora, Paola Fajardo, Matthew Hatvany y Lee van Ardenne, por encargo del Secretariado de la Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA) de América del Norte. La información que contiene es responsabilidad de los autores y no necesariamente refleja los puntos de vista de la CCA o de los gobiernos de Canadá, Estados Unidos o México.

Se permite la reproducción total o parcial de este documento, en cualquier forma o medio, con propósitos educativos y sin fines de lucro, sin que sea necesario obtener autorización expresa por parte del Secretariado de la CCA, siempre y cuando se haga con absoluta precisión y se cite debidamente la fuente. La CCA apreciará que se le envíe una copia de toda publicación o material que utilice este trabajo como fuente.

A menos que se indique lo contrario, el presente documento está protegido mediante licencia de tipo "Reconocimiento - No comercial - Sin obra derivada", de Creative Commons.



© Comisión para la Cooperación Ambiental, 2016

ISBN: 978-2-89700-141-4

Available in English - ISBN: 978-2-89700-140-7

Disponibile en français – ISBN: 978-2-89700-142-1

Detalles de la publicación

Categoría del documento: Informe de proyecto

Fecha de publicación: febrero de 2016

Idioma original: inglés

Procedimientos de revisión y aseguramiento de la calidad:

Revisión final de las Partes: octubre de 2015

QA248

Proyecto: Plan Operativo 2013-2014: *Carbono "azul" en América del Norte: evaluación del papel de los hábitats costeros en el balance de carbono del subcontinente*

Fotografía de la portada: Conabio

Si desea obtener más información sobre ésta y otras publicaciones de la CCA, diríjase a:

Comisión para la Cooperación Ambiental

393, rue St-Jacques Ouest, bureau 200

Montreal (Quebec), Canadá, H2Y 1N9

t 514.350.4300 f 514.350.4314

info@cec.org / www.cec.org



Índice

| | |
|---|-------------|
| Sinopsis | v |
| Resumen ejecutivo | vi |
| Agradecimientos | viii |
| Situación de los hábitats de lechos de pasto marino, marismas y manglares en América del Norte..... | 1 |
| 1. Lechos de pasto marino..... | 1 |
| 1.1 Distribución de los lechos de pasto marino | 2 |
| 1.2 Amenazas a la distribución de los lechos de pasto marino | 8 |
| 1.3 Factores que dañan los lechos de pasto marino | 8 |
| 1.4 Lagunas en la información para crear mapas sobre lechos de pasto marino | 9 |
| 1.5 Prioridades y recomendaciones en cuanto a elaboración de mapas de lechos de pasto marino..... | 10 |
| 1.6 Reservas de carbono en lechos de pasto marino e índices de almacenamiento | 14 |
| 1.7 Conservación de las reservas de carbono en lechos de pasto marino | 15 |
| 2. Marismas intermareales | 17 |
| 2.1 Distribución de las marismas intermareales | 18 |
| 2.2 Amenazas a la distribución de las marismas intermareales | 21 |
| 2.3 Lagunas en la información para crear mapas de marismas intermareales | 22 |
| 2.4 Reservas de carbono en marismas intermareales e índices de almacenamiento ... | 22 |
| 2.6 Conservación de las reservas de carbono en marismas intermareales | 24 |
| 3. Manglares..... | 25 |
| 3.1 Distribución de los manglares..... | 26 |
| 3.2 Amenazas a la distribución de los manglares | 28 |
| 3.3 Lagunas en la información para crear mapas sobre manglares..... | 35 |
| 3.4 Reservas de carbono en manglares e índices de almacenamiento | 35 |
| 3.5 Conservación de las reservas de carbono en los manglares | 36 |
| 4. Áreas marinas protegidas, áreas terrestres protegidas y hábitats que captan y almacenan carbono azul..... | 37 |
| 5. Bibliografía..... | 44 |

Lista de cuadros

| | |
|---|----|
| Cuadro 1. Información resumida de los lechos de pasto marino en América del Norte, 2015 | 5 |
| Cuadro 2. Distribución de los lechos de pasto marino en América del Norte, por biorregión, país y especies, 2007 | 6 |
| Cuadro 3. Agentes de deterioro de los pastos marinos derivados de actividades humanas | 9 |
| Cuadro 4. Promedio mundial de reservas de carbono en el suelo de marismas e índices de almacenamiento | 24 |
| Cuadro 5. Distribución regional del área de manglares (en hectáreas) en México, 1981 y 2005 | 28 |
| Cuadro 6. Reservas mundiales promedio de carbono en la superficie en manglares | 35 |
| Cuadro 7. Reservas mundiales promedio de carbono en el suelo, en manglares | 36 |
| Cuadro 8. Áreas de hábitat de manglar, lecho de pasto marino y marisma al interior de áreas marinas protegidas (AMP) y áreas terrestres protegidas (ATP), 2014..... | 39 |

Lista de gráficas

| | |
|--|----|
| Gráfica 1. Distribución de lechos de pasto marino en América del Norte, 2015 | 4 |
| Gráfica 2. Áreas de alta prioridad que requieren mapas de lechos de pasto marino para determinar los recursos que captan y almacenan carbono azul..... | 12 |
| Gráfica 3. Áreas prioritarias, en segunda instancia, que requieren mapas de lechos de pasto marino para determinar los recursos que captan y almacenan carbono azul..... | 13 |
| Gráfica 4. Distribución de las marismas en América del Norte, 2015 | 20 |
| Gráfica 5. Distribución de los manglares en América del Norte, 2015..... | 27 |
| Gráfica 6. Regiones en México con manglar en 2013..... | 30 |
| Gráfica 7. Distribución de los manglares en México en 1970 | 31 |
| Gráfica 8. Distribución de los manglares en México en 2005 | 32 |
| Gráfica 9. Distribución de los manglares en México en 2010 | 33 |
| Gráfica 10. Sitios prioritarios de manglar con relevancia biológica o necesidades inmediatas de rehabilitación ecológica, 2013 | 34 |
| Gráfica 11. Distribución de los lechos de pasto marino al interior de áreas marinas protegidas (AMP) y áreas terrestres protegidas (ATP) en México | 42 |

Lista de fotos

| | |
|--|----|
| Foto 1. Hábitat de lechos de pasto marino (<i>Zostera marina</i>) en el puerto de Portsmouth, Nuevo Hampshire..... | 7 |
| Foto 2. Marisma salobre en marea alta en el condado de Antigonish, Nueva Escocia, Canadá..... | 17 |
| Foto 3. Manglar en Marismas Nacionales, Nayarit, México..... | 25 |

Sinopsis

El carbono azul denota el almacenamiento a largo plazo de carbono en hábitats de especies vegetales que crecen en la franja costera y en entornos mar adentro. En América del Norte, los hábitats que captan y almacenan carbono azul se conforman por lechos de pasto marino, marismas y manglares. Con el propósito de determinar la distribución espacial de estos hábitats a escala subcontinental, así como de documentar su papel como sumideros de carbono azul, se llevó a cabo una evaluación que consistió, entre otras tareas, en reunir, verificar y compilar mapas sobre la distribución de hábitats a lo largo de las costas de Canadá, Estados Unidos y México a fin de generar la primera evaluación de área, a escala regional, de carbono azul. En los mapas puede observarse que los lechos de pasto marino crecen en las costas de toda América del Norte, mientras que los manglares se distribuyen básicamente en las zonas tropicales, y las marismas se concentran en zonas templadas y árticas. Asimismo, se estableció una base de datos geoespaciales, se documentaron metadatos y se estudiaron lagunas metodológicas y de datos, además de sopesarse los desafíos que supone identificar el alcance de estos hábitats. Los mapas relativos a América del Norte que fueron compilados permiten documentar 24,200 kilómetros cuadrados (km²) de lechos de pasto marino, 13,500 km² de marismas y 10,100 km² de manglares. Aunque sólo la mitad de los lechos de pasto marino de la región se ha cartografiado, se identificaron sitios prioritarios para, en un futuro, elaborar mapas. En cuanto a las marismas, los mapas trazados para Canadá y México están incompletos. Por último, se determinó la superficie que ocupan los hábitats que captan y almacenan carbono azul y se encuentran al interior de áreas protegidas, marinas y terrestres.

Resumen ejecutivo

Con el propósito de determinar su distribución espacial en América del Norte y documentar el papel que desempeñan como sumideros de carbono, se llevó a cabo una evaluación de los lechos de pasto marino, marismas y manglares de la región. Para ello se integró una base de datos de alcance subcontinental y se compilaron mapas de estos hábitats, procedentes de fuentes internacionales (como el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente [PNUMA]), nacionales (el Servicio de Estudios Geológicos [*US Geological Survey*, USGS] y el Inventario Nacional de Humedales [*National Wetlands Inventory*] de Estados Unidos, junto con la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio] de México) y estatales y provinciales, y se consultó a investigadores para conocer la distribución de algunos lechos de pasto marino. Con base en la información del área que a la fecha se ha cartografiado, los hábitats que captan y almacenan carbono azul en América del Norte ocupan una superficie total de 47,776 kilómetros cuadrados (km²): 1,191 km² en Canadá, 17,588 km² en México y 28,997 km² en Estados Unidos.

La compilación comprende más de un millón de elementos, a saber: 740,515 polígonos (denotaciones de área) para lechos de pasto marino, 209,771 polígonos para marismas y 45,872 polígonos para manglares, así como 99,940 líneas, que indican la presencia de lechos de pasto marino, pero no el área que ocupan. En América del Norte se han cartografiado 24,190 km² de hábitats que corresponden a lechos de pasto marino: 14,352 km² en Estados Unidos, 9,193 km² en México y 645 km² en Canadá. Por cuanto a marismas, hay mapas correspondientes a 13,474 km² de este tipo de hábitat en América del Norte, distribuido de la siguiente forma: 12,775 km² en Estados Unidos, 546 km² en Canadá y 153 km² en México. Por su parte, la vegetación de manglares ocupa 10,112 km² en América del Norte, con 2,344 km² en Estados Unidos y 7,768 km² en México.

Los mapas de lechos de pasto marino recogidos son la representación de los datos sobre su distribución más exhaustivos que se han compilado hasta la fecha. No obstante, existen numerosos sitios de este hábitat para los cuales todavía hace falta elaborar mapas más completos, sobre todo para la costa oeste de Estados Unidos, algunas regiones en el este de Canadá y zonas tropicales y templadas de México. En el caso de algunos de los datos sobre lechos de pasto marino derivados de estudios costeros (datos lineales), es necesario convertirlos en datos de área (polígonos). Los sitios de lecho de pasto marino para los que se cuenta con datos puntuales documentados (de observaciones individuales) tienen como alta prioridad un mayor trabajo de elaboración de mapas. Hace falta, por ejemplo, realizar estudios para determinar la distribución espacial de casi la mitad de los pastos marinos en América del Norte y la superficie que ocupan.

En lo que respecta a marismas intermareales, la mayoría de las provincias canadienses —a excepción de Terranova y Labrador, para la cual ya se preparan mapas— y todas las entidades federativas de Estados Unidos cuentan con mapas de estos hábitats. Cabe señalar que los mapas sobre la cobertura de marismas en Quebec, Canadá, están aún incompletos. Aunque en México se dispone de mapas de marismas únicamente para Baja California, se han emprendido trabajos con el objeto de estudiar y cartografiar estos hábitats en otras regiones del país. Los mapas de marismas que aquí se presentan son el producto de una compilación de las evaluaciones más recientes que se han efectuado sobre el carbono azul captado y almacenado en estos hábitats.

La distribución del hábitat que capta y almacena carbono azul para el que se dispone de la cobertura en mapas más completa es la de manglares. Para trazar mapas sobre la distribución de estos sistemas, se recurrió al uso de imágenes captadas mediante detección remota. Ya se cuenta con mapas de toda la costa mexicana, así como de los manglares de Estados Unidos. Gracias a repetidas iniciativas en materia cartográfica, ha sido posible obtener series temporales históricas que permiten estudiar los cambios en la zona de manglares de todo el litoral mexicano.

Con vistas a incluirlos en esta compilación, los mapas y datos se estudiaron en función de su uso general, resolución espacial, verificación de campo y metadatos, con todo el empeño puesto en la

obtención de información reciente y precisa. No obstante, prevalecen vacíos en la información. En las fuentes consultadas para la obtención de mapas, por ejemplo, las marismas salobres y los manglares a veces aparecen identificados como intermareales, pero ante la falta de información más detallada sobre la salinidad, los mapas incluyen algunas marismas intermareales que son de agua dulce.

La sustentabilidad de manglares y marismas depende de la acreción vertical continua del suelo para mantener la elevación de la superficie respecto del nivel del mar, el cual se espera que registre mayores índices de aumento en respuesta a los efectos del cambio climático. Aunque un mayor aporte sedimentario favorece este proceso, se anticipa una merma, causada por el aumento en la cantidad de nitrógeno procedente de cuencas hidrográficas, en la generación de raíces, elemento clave en la acumulación edáfica y las reservas de carbono azul. Tanto la agricultura como la urbanización de cuencas sólo intensifican la amenaza. Otro peligro al que se someten marismas y manglares en costas urbanizadas es el “estrangulamiento de las costas”, situación en que los humedales pierden superficie hacia sus límites con el mar al sucumbir la vegetación frente a inundaciones excesivas. Aunque la acreción edáfica de los humedales permite la migración lateral del humedal hacia hábitats de interior, la construcción de barreras (como muros, carreteras y pavimentos) en el extremo superior del humedal impide que ocurra esta migración. Para preservar estos humedales costeros, y las reservas de carbono que contienen, será precisa una gestión intensiva, lo que comprende aportes sedimentarios.

Se hizo una evaluación de las áreas marinas protegidas (AMP) y áreas terrestres protegidas (ATP) tomando en consideración su cercanía o inclusión de hábitats que captan y almacenan carbono azul y su valor como protectoras de éstos. Se concluyó que sólo algunas de ellas, si acaso, ofrecen una adecuada protección de los lechos de pasto marino y, hasta cierto grado, de marismas y manglares. Se analizaron algunos aspectos de la elaboración de mapas de hábitats que captan y almacenan carbono azul, entre los que se incluyen vacíos de información, brechas metodológicas y desafíos: por ello, completar la cobertura cartografiada constituye una prioridad.

Aunque se reconoce su valor por la capacidad de captar y almacenar carbono azul, los tres hábitats — lechos de pasto marino, marismas y manglares— que se encuentran en los márgenes costeros son vulnerables a un conjunto de factores antropogénicos de presión ambiental que amenazan su salud y supervivencia. En algunos casos, la pérdida de terreno de estos hábitats tiene lugar antes de que puedan trazarse mapas o realizarse la evaluación correspondiente. Las acciones permanentes que se emprendan para efectuar el levantamiento cartográfico de área de los tres hábitats y protegerlos son de fundamental importancia para su preservación así como por el valor que representan en términos de captación y almacenamiento de carbono azul.

Agradecimientos

El presente informe fue preparado por Gail Chmura, de la Universidad McGill, y Fred Short, de la Universidad de Nuevo Hampshire. La revisión de datos y su captura en un sistema de información geográfica corrieron a cargo de los estudiantes de pregrado Lorraine Hammel, Michael Hsu, Sylvia Moffatt, Sara Zeidan y Robert Christie de la Universidad McGill, bajo la supervisión de Dante Torio. Sus contribuciones fueron de enorme valor. Ruilan Shi del Centro de Información Geográfica (*Geographic Information Center*), también de la Universidad McGill, prestó su apoyo en el análisis de datos. Es importante destacar el respaldo recibido de la Universidad de Nuevo Hampshire y, en particular, de Cathy Short, por la corrección del apartado correspondiente a lechos de pasto marino.

Situación de los hábitats de lechos de pasto marino, marismas y manglares en América del Norte

El término “carbono azul” se acuñó en reconocimiento del valioso papel que los lechos de pasto marino, las marismas y los manglares¹ desempeñan en la captación y almacenamiento de dióxido de carbono. Estos hábitats representan algunos de los sumideros de carbono más eficientes en todo el mundo: en numerosos sitios costeros, el suelo ha almacenado carbono por milenios enteros. Al estar ubicados en los límites entre la tierra y el mar, los lechos de pasto marino, las marismas y los manglares son sensibles a los impactos de ambos. Estos hábitats se han visto sometidos en el pasado a prácticas negligentes, así como a explotación y merma, debidas a contaminación y conversión en otros usos del suelo por desecación, dragado y relleno.

1. Lechos de pasto marino

Los pastos marinos son plantas submarinas que echan raíz en los sedimentos y producen flores, polen y semillas debajo de la superficie de los océanos costeros. Al estar enraizados en los sedimentos del fondo, su crecimiento depende de la luz que penetra la columna de agua. Los lechos de pasto marino constituyen la base de redes alimentarias estuarinas que sustentan a un gran número de especies de importancia recreativa, comercial y ecológica en el estuario mismo y allende. Los pastos tienen la capacidad de filtrar las aguas estuarinas y aumentar su claridad, al eliminar nutrientes y sedimentos suspendidos en la columna de agua. Sus raíces y rizomas se aglutinan y mantienen los sedimentos en su lugar, lo que reduce la turbidez.

A excepción de la Antártida, los pastos marinos crecen en todos los continentes, en entornos costeros y estuarinos, y se encuentran a partir de la zona intermareal hasta 90 metros (m) de profundidad. La superficie que ocupan las praderas marinas va desde unos cuantos metros cuadrados hasta cientos de kilómetros cuadrados (km²). Aunque el número de especies de pasto marino es relativamente reducido (72 especies en 14 géneros y seis familias), su compleja estructura física y elevada productividad los hace propicios para sustentar una biomasa considerable, además de permitirles albergar una diversidad de especies asociadas. Las praderas marinas prestan servicios ambientales que se consideran entre los más importantes de la Tierra. Por la enorme dependencia de los lechos de pasto marino que tienen algunas especies de crustáceos —como camarones— y peces de enorme valor para la pesca comercial, artesanal o de subsistencia, estos ecosistemas son de enorme valor económico. Además, son en sí una fuente de alimento de fundamental importancia para dugónidos (*Dugongidae*), manatíes, tortugas marinas y aves acuáticas. Muchas otras especies de peces e invertebrados, entre los que se incluyen caballos de mar, camarones y vieiras, aprovechan las praderas marinas para pasar una parte de su ciclo de vida, a menudo para reproducirse o antes de convertirse en adultos. Más aún, por su gran capacidad para aglutinar sedimentos, filtrar aguas costeras y proteger, hasta cierto grado, de erosión las costas, estos ecosistemas se consideran una de las comunidades poco profundas más importantes para el ser humano (Hemminga y Duarte, 2000). Es cada vez más abundante el conocimiento acerca del “carbono azul en lechos de pasto marino” en alusión a la capacidad de estos ecosistemas para captar y almacenar carbono en sus raíces y sedimentos. Aunque los pastos marinos representan sólo una reducida área (0.2 por ciento de la superficie del océano), se estima que almacenan 20 por ciento del carbono azul oceánico. Aunque se encuentran entre los ecosistemas más amenazados del mundo, poco se sabe acerca de los lechos de pasto marino porque normalmente están sumergidos y no pueden verse con facilidad.

¹ En el presente informe, el término “manglares” se aplica a una gama de especies vegetales intermareales y arbóreas, como helechos, que pertenecen a climas tropicales.

Los lechos de pasto marino sirven como indicador de la salud de los estuarios y las costas a escala mundial (Orth *et al.*, 2006a; Waycott *et al.*, 2009). Al estar enraizados, los pastos marinos asimilan la influencia de las condiciones ambientales que experimentan al interior de un sistema estuarino y, por lo tanto, su salud actúa a manera de barómetro para medir los impactos y cambios sufridos en el estuario. Por ello, su distribución y biomasa se alteran en respuesta a los cambios en la calidad del agua, la aportación de nutrientes y los niveles de luz. Cualquier cambio en estos ecosistemas puede medirse en el nivel de la población vegetal o examinando las diferencias entre su fisiología y química. Una vez conocida su distribución, el monitoreo de la biomasa o la medición de tejido vegetal expone a los pastos marinos como un indicador de múltiples parámetros de la salud estuarina (Lee *et al.*, 2004; Short *et al.*, 2014). En los trópicos, las praderas marinas a menudo se asocian con manglares, mientras que en zonas templadas se encuentran lo mismo en las áreas intermareales de marismas que en hábitats de marismas submareales situadas mar adentro.

Con una evidente tendencia al declive, en toda América del Norte se han registrado importantes pérdidas de pastos marinos ocasionadas por la urbanización costera y presiones antropogénicas como contaminación, cambios en la cobertura y uso de suelo e impactos físicos directos. Aún pueden observarse, no obstante, extensas áreas de praderas marinas en aguas cercanas a las líneas costeras de la región, pero muchas no se han cartografiado y, al desconocerse la extensión y superficie de estos hábitats, se tiene un conocimiento incompleto de la magnitud del carbono allí captado y almacenado.

1.1 Distribución de los lechos de pasto marino

Las praderas marinas se distribuyen en forma generalizada a lo largo de las costas y en los estuarios de América del Norte, lo mismo en ambientes templados que tropicales. Las biorregiones de pastos marinos que Short y Moore (2007) han definido, se aplican para, en función de las comunidades de especies y aspectos geográficos de estos hábitats, dividir el subcontinente en tres unidades: 1) Atlántico norte templado, 2) Pacífico norte templado y 3) América tropical. La biorregión del Atlántico norte templado se encuentra en la costa este de Canadá y Estados Unidos, desde Labrador hasta la mayor parte de Carolina del Norte. La biorregión del Pacífico norte templado se extiende desde el norte de la península Seward, en Alaska, hacia el sur hasta más allá del golfo de California. La razón por la cual esta zona templada se extiende tan al sur obedece a que el afloramiento de aguas frías del océano Pacífico significa que todas las especies de pasto marino dentro de esta región ecológica corresponden a clima templado. En el caso de América tropical, esta biorregión se extiende desde la costa norte de Florida sobre el golfo de México hasta la costa mexicana en el mar Caribe. En la biorregión de América tropical se incluyen también sitios de pasto marino sobre las costas del Pacífico mexicano hacia el norte, hasta alcanzar Baja California Sur, en donde pueden observarse tres especies de pastos marinos tropicales de origen caribeño.

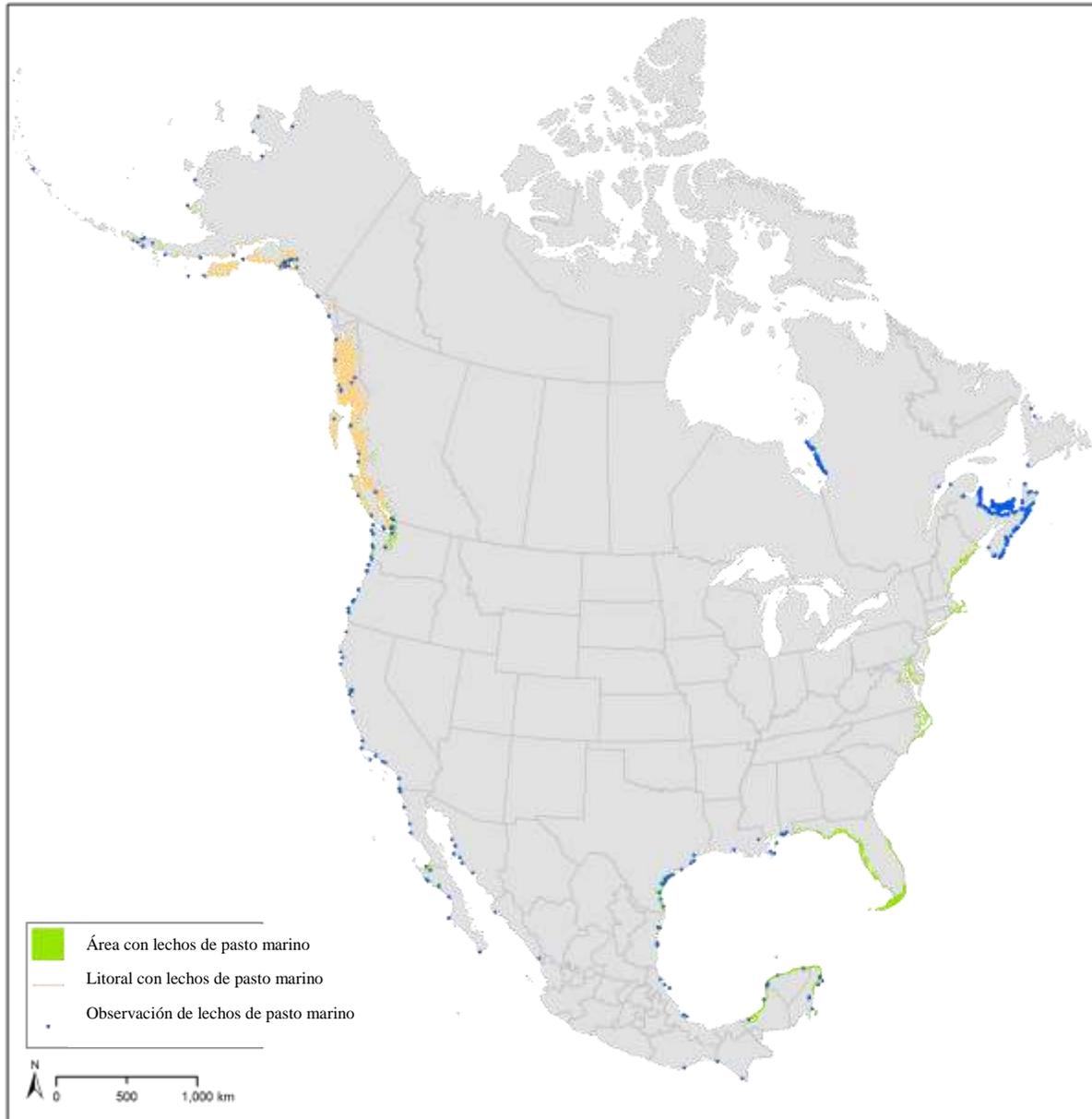
Con base en la información más reciente (a enero de 2015) sobre su distribución, el mapa correspondiente a lechos de pasto marino (véase la gráfica 1) comprende tres distintas mediciones de ocurrencia de este ecosistema: la primera corresponde a superficies medidas, en términos absolutos, de praderas marinas, indicadas como *polígonos*, que normalmente se cartografían mediante teledetección (fotográfica o satelital); la segunda atañe a la longitud de la línea costera objeto de estudio, señalada a manera de *líneas*, que se deriva de información obtenida a partir de estudios aéreos detallados realizados por un helicóptero que sobrevuela a baja altura la línea costera, para lo cual se utilizan videos que permiten documentar la incidencia de pastos marinos, y la tercera se apoya en observaciones individuales de su incidencia la cual se indica por medio de *puntos*. Los polígonos, las líneas y los puntos representan tipos de datos muy distintos entre sí. Los que se utilizan para integrar los polígonos corresponden a los únicos datos cuantitativos espaciales y constituyen la información que se requiere para determinar con toda precisión el carbono azul captado y almacenado. Los datos que se utilizan para el trazado de polígonos aportan una medición directa del alcance espacial, información que se requiere para determinar la capacidad de almacenamiento de

carbono. A su vez, los datos utilizados para generar las líneas se recogieron únicamente a lo largo de la costa oeste de América del Norte, a la altura de Oregón, Washington, Columbia Británica y Alaska. Debido a las enormes distancias comprendidas, los numerosos detalles de las costas y las malas condiciones meteorológicas, que dificultan la realización de estudios mediante detección remota en estos sitios de lecho de pasto marino profundos, se llevaron a cabo y financiaron estudios de tramos lineales por helicóptero. Estos estudios muestran la extensión lineal —pero no la superficie— de pastos marinos a lo largo de una franja costera. Los datos puntuales indican la ubicación donde se ha documentado con toda claridad la existencia de pastos marinos, aunque no comprenden mediciones cuantitativas, sino su mera presencia en puntos determinados. En el mapa de distribución se utilizan distintos colores para mostrar estos tres tipos de datos. En los casos en que se dispone de datos para la integración de polígonos, éstos reemplazan los datos lineales o puntuales y se muestran de forma preferente.

La información sobre áreas de pastos marinos emana únicamente de datos de polígonos: ni datos lineales ni puntales aportan información de área (véase el cuadro 1). En el caso de América del Norte, el área total de lechos de pastos marinos cartografiada e incorporada a la base de datos equivale a 24,190 km², aunque todavía queda mucho por cartografiar. El área más extensa para la que se dispone de mapas corresponde a Estados Unidos y da cuenta de 59 por ciento del área documentada de estos sistemas en la región. En el cuadro 2 se muestra un análisis por biorregión y especies. En Estados Unidos hay un vacío de información para la generación de polígonos de praderas marinas para la costa oeste y partes del golfo de México, aunque la mayor parte de las áreas de pastos marinos en ese país se han identificado con datos puntuales y lineales y sólo falta su levantamiento cartográfico. No se han encontrado lechos de pasto marino tropicales ni templados en la costa del Atlántico medio de Estados Unidos, entre la costa sur de Carolina del Norte y el noreste de Florida. Alaska registra una amplia distribución de pastos marinos, la cual está bastante bien documentada, con datos lineales correspondientes a 23,233 km de litorales con pastos marinos. En el caso de México, hay 9,193 km² de praderas marinas cartografiadas, con datos puntuales correspondientes a ambas costas, aunque prevalece una considerable extensión de litoral que no ha sido estudiado con método alguno.

Respecto de Canadá, se dispone de datos poligonales para el sur de Columbia Británica: en el norte de esta provincia se cuenta con datos lineales prácticamente completos, que muestran la longitud de los litorales —pero no el área— de lechos de pasto marino, en una extensión de casi 10,000 km. Aunque para la costa este de Canadá y la bahía de Hudson se dispone de una cantidad considerable de datos de área sobre lechos de pasto marino, por falta de tiempo no se incluyen en el presente estudio. Además, la comunidad cree está interesada en respaldar tareas para un nuevo levantamiento cartográfico de sistemas de pastos marinos en la bahía James y la parte sur de la bahía de Hudson. Por el momento, para todo Canadá sólo se dispone de información de área correspondiente a 645 km² (véase el cuadro 1). Existen, sin embargo, numerosas observaciones puntuales de presencia de praderas marinas en las provincias marítimas; por ejemplo, en la parte sur del golfo de San Lorenzo, así como en sitios que, al parecer, no se han estudiado para determinar la presencia de lechos de pasto marino (véase la gráfica 1), pero en donde cabe la posibilidad de que existan vastas áreas de éstos. En Terranova y Labrador se han llevado a cabo observaciones mínimas de lechos de pasto marino, incluidas en la base de datos, aunque existen datos poligonales que no se obtuvieron a tiempo para su inclusión.

Gráfica 1. Distribución de lechos de pasto marino en América del Norte, 2015



Cuadro1. Información resumida de los lechos de pasto marino en América del Norte, 2015

| Lugar | Núm. de polígonos (% del total) | Área cartografiada (km²) (% del total) | Núm. de líneas (% del total) | Longitud (km) (% del total) | Núm. de puntos (% del total) |
|-------------------|--|--|-------------------------------------|------------------------------------|-------------------------------------|
| América del Norte | 740,515 | 24,190 | 99,940 | 32,587 | 665 |
| EU | 713,627 (96%) | 14,352 (59%) | 82,473 (83%) | 23,233 (71%) | 112 (17%) |
| México | 540 (2%) | 9,193 (38%) | 0 | 0 | 54 (8%) |
| Canadá | 26,348 (4%) | 645 (3%) | 17,467 (17%) | 9,354 (29%) | 499 (75%) |

Cuadro 2. Distribución de los lechos de pasto marino en América del Norte, por biorregión, país y especies, 2007

| Biorregión | Lugar | Cantidad | Tipo de cobertura | Especie de pasto marino ¹ |
|------------------------------------|-------------------|-------------------|-------------------------|--------------------------------------|
| | | Núm. de polígonos | Área (km ²) | |
| Atlántico norte templado | América del Norte | 19,811 | 1094 | Zm, Hw, Rm |
| | EU | 18,982 | 1092 | Zm, Hw |
| | Canadá | 829 | 2.0 | Zm |
| Pacífico norte templado | América del Norte | 603,582 | 2195 | Zm, Ps, Pr |
| | EU | 578,063 | 1553 | Zm, Ps, Pr, Pt |
| | Canadá | 25,519 | 643 | Zm, Ps, Pr |
| América tropical | América del Norte | 117,122 | 20,900 | Tt, Sf, Hd, Hw |
| | EU | 116,582 | 11,707 | Tt, Sf, Hd, Hw |
| | México | 540 | 9193 | Tt, Sf, Hd, Hw |
| | | Núm. de líneas | Longitud (km) | |
| Pacífico norte templado | América del Norte | 99,940 | 32,587 | Zm, Ps, Pr |
| | EU | 82,473 | 23,233 | Zm, Ps, Pr |
| | Canadá | 17,467 | 9,354 | Zm, Ps, Pr |
| | | Núm. de puntos | Núm. de sitios | |
| Zona templada en América del Norte | Canadá | 487 | 487 | Zm |
| Pacífico norte templado | América del Norte | 121 | 121 | Zm, Ps, Pr, Pt, Hw |
| | EU | 88 | 88 | Zm, Ps, Pr |
| | México | 21 | 21 | Zm, Hw, Pt, Ps |
| | Canadá | 12 | 12 | Zm, Ps, Pr |
| | | | | |
| América tropical | América del Norte | 57 | 57 | Tt, Sf, Hd, Hw |
| | EU | 24 | 24 | Tt, Sf, Hw |
| | México | 33 | 33 | Tt, Sf, Hd, Hw |

¹ Zm = *Zostera marina*, Hw = *Halodule wrightii*, Rm = *Ruppia maritima*, Pr = *Phyllospadix serrulatus*, Ps = *Phyllospadix scouleri*, Pt = *Phyllospadix torreyi*, Tt = *Thalassia testudinum*, Sf = *Syringodium filiforme*, Hd = *Halophila decipiens*.

km² = kilómetros cuadrados.

Foto 1. Hábitat de lechos de pasto marino (*Zostera marina*) en el puerto de Portsmouth, Nuevo Hampshire



Foto: D. Porter.

1.2 Amenazas a la distribución de los lechos de pasto marino

El factor principal que limita la distribución y biomasa de pastos marinos en el subcontinente de América del Norte es la cantidad de luz que llega al fondo del mar. A medida que se intensifican las actividades humanas tanto en tierra como en agua, la claridad de las aguas costeras disminuye, lo cual limita la cantidad de luz que llega a los lechos de pasto marino y supone una amenaza para estas poblaciones (Orth *et al.*, 2006b; Grech *et al.*, 2012). La temperatura es otro factor que los pone en peligro, pues, además de afectar los índices metabólicos de los pastos, la temperatura ideal para su crecimiento varía de una especie a otra. Las tres amenazas predominantes y más generalizadas a que se enfrentan los lechos de pasto marino son las siguientes: 1) nivel de turbidez del agua, 2) concentración de fitoplancton en el agua y 3) temperatura del agua del mar. Los elevados niveles tanto de turbidez como de fitoplancton influyen negativamente en la cantidad de luz que llega a los pastos que crecen en el fondo del mar, mientras que la temperatura afecta su crecimiento y la distribución de las especies.

Otras amenazas a los lechos de pasto marino que se derivan de actividades humanas incluyen el dragado y relleno, acuicultura, endurecimiento de la línea costera y carga de nutrientes. En términos subcontinentales, las dos mayores amenazas que pueden detectarse gracias a imágenes satelitales en un análisis a escala amplia son la turbidez (medida como total de sólidos suspendidos) y producción primaria (medida como clorofila en la columna de agua), producidas en parte por la carga de nutrientes (Halpern *et al.*, 2008). Sujetas a actividades humanas que las propicien, estas amenazas exacerban las condiciones del entorno natural que afectan los lechos de pasto marino. Otro factor que importa tener en cuenta es la temperatura: los pastos marinos templados y tropicales registran diferentes rangos de temperatura, los cuales limitan su distribución en América del Norte.

1.3 Factores que dañan los lechos de pasto marino

El principal factor de deterioro de los pastos marinos en América del Norte es el sobre-enriquecimiento de nitrógeno, responsable de motivar la proliferación de floraciones de fitoplancton, fenómeno que merma la claridad del agua e impide que la luz llegue a los lechos de pasto marino en el fondo del mar. Las densas floraciones de fitoplancton en aguas oceánicas se derivan principalmente de las elevadas concentraciones de nitrógeno, que favorecen la producción primaria de fitoplancton y la eutrofización (McGlathery *et al.*, 2007). En aguas cercanas a las costas, el exceso de nutrientes procede de numerosas fuentes humanas y propicia el crecimiento de algas competitivas, lo mismo marinas que de fitoplancton. Las cargas de nitrógeno que provienen de plantas de tratamiento de aguas residuales, así como de escorrentías de cuencas hidrográficas y actividades agrícolas, aunadas a la pérdida de zonas de amortiguamiento naturales, provocan un exceso de nutrientes, que a su vez favorece la proliferación de floraciones de fitoplancton y algas marinas, lo que roba luz a los lechos de pasto marino y hace que disminuyan (Short y Wyllie Echeverría, 1996).

El cambio climático es otro factor que afecta de forma adversa la distribución de los lechos de pasto marino y su salud, por blanqueamiento, tormentas, deterioro causado por la temperatura y migración de especies (Short y Neckles, 1999). El aumento en el nivel del mar repercutirá de alguna manera en los pastos marinos, aunque el ritmo en el que éstos se expanden vertical y horizontalmente es mayor que el del incremento del nivel del mar; por ello, cuando mucho sólo ocasionará el desplazamiento de las praderas marinas. La respuesta de estos sistemas al aumento de la radiación ultravioleta de longitud de onda media, o UVB, es el enrojecimiento de las hojas, lo que retarda el crecimiento de las plantas y, por ende, reduce la producción y almacenamiento de carbono (Novak y Short, 2011). En el cuadro 3 pueden observarse otros factores de deterioro de estos sistemas.

Cuadro 3. Agentes de deterioro de los pastos marinos derivados de actividades humanas

| Agente | Causa |
|---|---|
| Menor claridad del agua (mayor turbidez) | Carga de nutrientes |
| | Carga de sedimentos |
| | Contaminantes |
| | Impactos acumulativos |
| | Estructuras y prácticas de acuicultura |
| Daños físicos | Dragado y relleno |
| | Estructuras encima de la superficie del agua |
| | Prácticas de pesca |
| | Amarres y hélices de embarcaciones |
| | Estelas de barcos, transbordadores y lanchas |
| | Endurecimiento de la línea costera |
| | Cambio climático (tormentas, oleaje, erosión y radiación UVB) |

1.4 Lagunas en la información para crear mapas sobre lechos de pasto marino

Los pastos marinos representan el hábitat que capta y almacena carbono azul para el cual existe el mayor vacío de información cartográfica en general, y en gran medida su extensión espacial no ha quedado lo suficientemente bien reflejada en la información recabada por Canadá, Estados Unidos y México. Esta deficiencia obedece sobre todo al desafío que implica trazar mapas de un hábitat que, por lo general, se encuentra sumergido, a diferencia de los hábitats de marismas y manglares, que aparecen cubiertos por plantas emergentes visibles aun en épocas de marea alta. Tanto Canadá como México cuentan con vastas extensiones de lechos de pasto marino para las cuales no se han elaborado mapas de área; en el caso de Estados Unidos, no se dispone de información de área para la mayor parte de las costas de Alaska. Con el propósito de sortear el desafío que supone la elaboración de mapas de pastos marinos en América del Norte, los vacíos de información deben subsanarse y crearse métodos adaptativos. Cuando se trata de lechos de pasto marino en aguas poco profundas o intermareales, existen diferentes métodos que pueden aplicarse para cartografiar estos sistemas, pero resulta mucho más difícil documentar la extensión de los pastos cuando las aguas son más profundas. Aunque numerosas fuentes indican presencia de lechos de pasto marino, no especifican su extensión.

A fin de completar nuestro conocimiento sobre el área de distribución de los lechos de pasto marino, falta estudiar casi la mitad de la línea costera de América del Norte (véase la gráfica 1). Hoy se dispone ya de algunos datos poligonales (de área) correspondientes a Canadá y el norte del golfo de México que antes no había y que, integrados a la información existente, mejorarían la cobertura. Falta trazar más mapas de algunas partes de las provincias marítimas de Canadá, el golfo de California, la costa oeste de Estados Unidos y la costa mexicana del Pacífico, y aunque se dispone de información puntual que documenta la presencia de lechos de pasto marino en estas zonas, no se han realizado los

mapas de área correspondientes. También siguen siendo un desafío la creación de una metodología nueva y la aplicación eficaz de los datos lineales de Columbia Británica, Oregón y Alaska para realizar estimaciones de área de lechos de pasto marino que captan y almacenan carbono azul. En el caso de Oregón, los datos se reunieron recientemente (en 2014) y todavía no están disponibles.

Además de requerirse mayor trabajo cartográfico, falta integrar a la base de datos la información sobre áreas de lechos de pasto marino de que se dispone. Obviamente, ésta deberá obtenerse e introducirse en la base de datos y los mapas. Según su disponibilidad y la etapa de integración en que se encuentre, la información se divide en las siguientes categorías:

- Aún no integrada a la base de datos, hay información relativa a: el este de Canadá (Nueva Brunswick, Terranova y Labrador, y Quebec) y Estados Unidos (Texas, Luisiana y California).
- Existen datos de Canadá (este de la bahía James y partes de Nueva Escocia) y Estados Unidos (California) de los que podría disponerse con los permisos correspondientes.
- Sobre la de distribución de los lechos de pasto marino hay datos cuyas fuentes de información de área no se han identificado (se han consultado mapas, pero no los datos que constituyen la base de los mismos). Éstos corresponden a: Canadá (golfo de San Lorenzo) y México (algunos estuarios de la península de Baja California y el oeste del golfo de México).

1.5 Prioridades y recomendaciones en cuanto a elaboración de mapas de lechos de pasto marino

En las gráficas 2 (A, B y C) y 3 (A, B y C) *supra* se muestran las áreas prioritarias de pastos marinos para las que se requiere elaborar mapas. A fin de crear nuevos mapas de polígonos es preciso estudiar estos sistemas en numerosos sitios de todo el subcontinente, tal como indican los datos puntuales, que muestran los puntos donde se ha observado la presencia de pastos marinos, aunque no se han elaborado mapas de ningún tipo para representar su extensión. La manera más económica de enriquecer el conocimiento que se tiene del carbono azul captado y almacenado en lechos de pasto marino es recurrir primero a los vastos mapas aéreos que se han trazado sobre la distribución de la línea costera, es decir, a partir de datos lineales, desde el noroeste del Pacífico (véase la gráfica 2, A). Estos datos lineales representan un inmenso aunque poco aprovechado banco de información sobre el área que ocupan los lechos de pasto marino que captan y almacenan carbono azul. Por otro lado, algunos mapas de área para estos sistemas en los tres países se descubrieron cuando el presente proyecto estaba por concluirse, por lo que obtener estos datos de polígonos e integrarlos al mapa correspondiente de América del Norte supone una tarea prioritaria.

Amén de convertir los datos lineales para Canadá y Estados Unidos en datos de área (de polígonos), es prioritario realizar nuevos estudios y levantamientos cartográficos del golfo de California, México (véase la gráfica 2, C). Si bien se cuenta con algunos mapas poligonales de esta zona, numerosas observaciones documentan una extensión considerablemente mayor de pastos marinos que aún no se contabilizan. En la Isla del Príncipe Eduardo, en Canadá, se encuentran vastos recursos de lechos de pasto marino muy amenazados por escorrentías agrícolas. Dado que sólo se dispone de datos puntuales emanados de observaciones (véase la gráfica 2, B), verter estos datos en mapas de área supone una tarea prioritaria. Para la costa de California, en Estados Unidos, también se cuenta con gran cantidad de datos puntuales, aunque apenas se han realizado algunos estudios de área. Los mapas de área para los recursos de pastos marinos en California se han centrado en los estuarios principales, aunque a lo largo de la línea costera abierta y en alta mar alrededor de las islas se encuentran muchas otras áreas de éstos (véase la gráfica 3, A).

Otros lugares en donde es prioritario llevar a cabo estudios de lechos de pasto marino que permitan posteriormente generar mapas de área de aquellos que captan y almacenan carbono azul se ubican sobre la costa este del sureste de la península de Yucatán, en México, y en las bahías de Hudson y

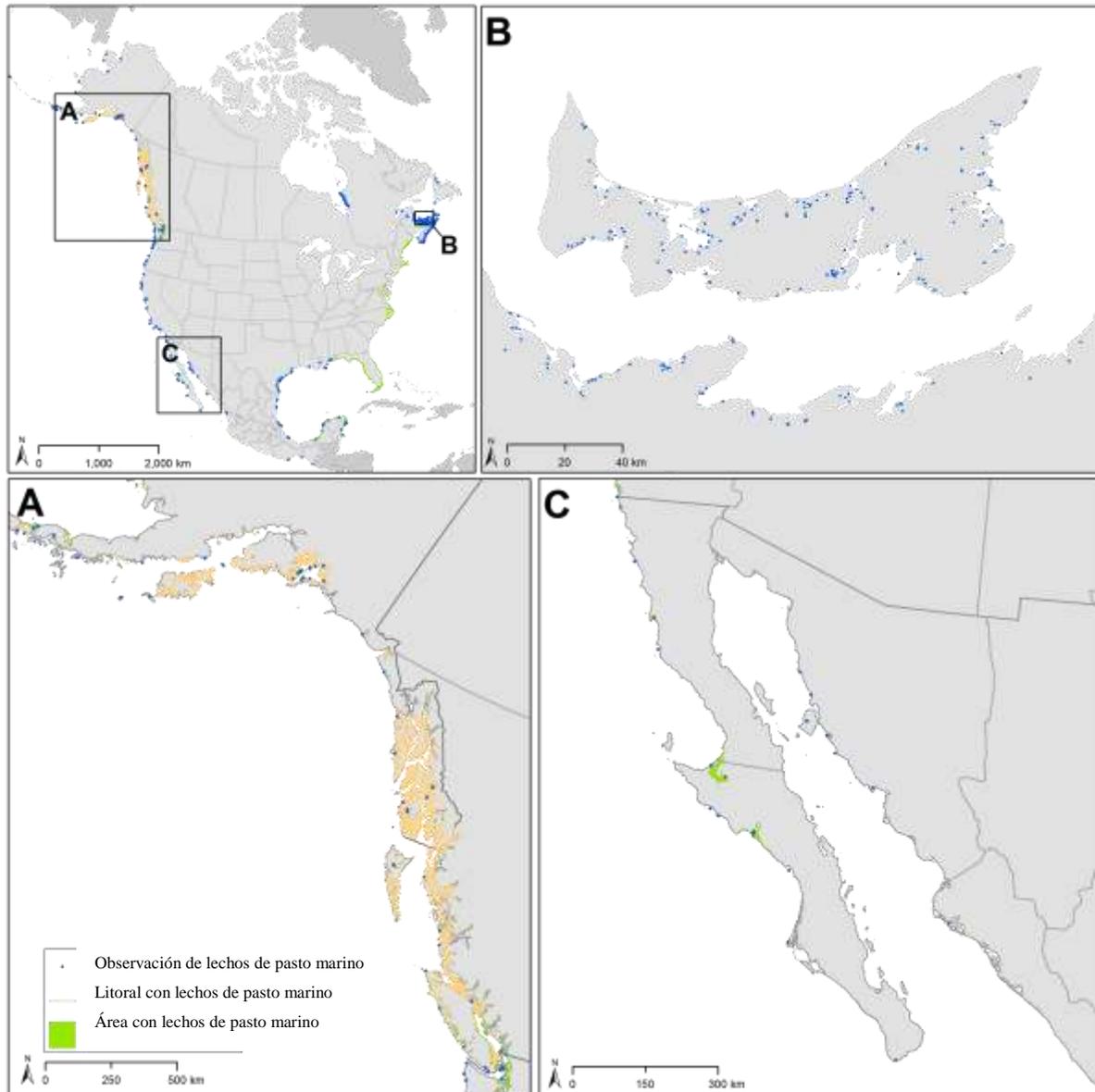
James, en Canadá. Sobre los lechos de pasto marino de la península de Yucatán, desde la Reserva de la Biosfera Sian Ka'an hacia el sur y en los alrededores de la isla de Cozumel, sólo se dispone de datos puntuales en la base de datos (véase la gráfica 3, C). En Quebec y Ontario, en las costas de las bahías de Hudson y James, se han observado vastas praderas marinas para las cuales sólo se cuenta con datos puntuales (véase la gráfica 3, B). Cabe señalar que estas áreas constituyen una prioridad para la comunidad que cree, interesada en colaborar para respaldar las tareas cartográficas de *Zostera marina* en la bahía de James y el sur de la bahía de Hudson.

Con miras a aumentar la calidad y rentabilidad de la base de datos de sistemas de lechos de pasto marino que captan y almacenan carbono azul, es preciso tener en cuenta otras prioridades. En primer lugar, debe delimitarse un conjunto de pautas que orienten las tareas cartográficas a fin de identificar, documentar y priorizar áreas de pastos marinos para las cuales no se hayan realizado mapas o sólo se disponga de documentación de tipo anecdótico sobre los recursos de pastos marinos que captan y almacenan carbono azul. Una segunda prioridad estriba en la formulación de un plan de levantamiento cartográfico de bajo costo, una iniciativa “ciudadana dirigida a elaboración de mapas”, que se apoyaría en imágenes disponibles y voluntarios capacitados para realizar evaluaciones mediante observación y medición directas.

En resumen, las prioridades en materia cartográfica para lechos de pasto marino son las siguientes:

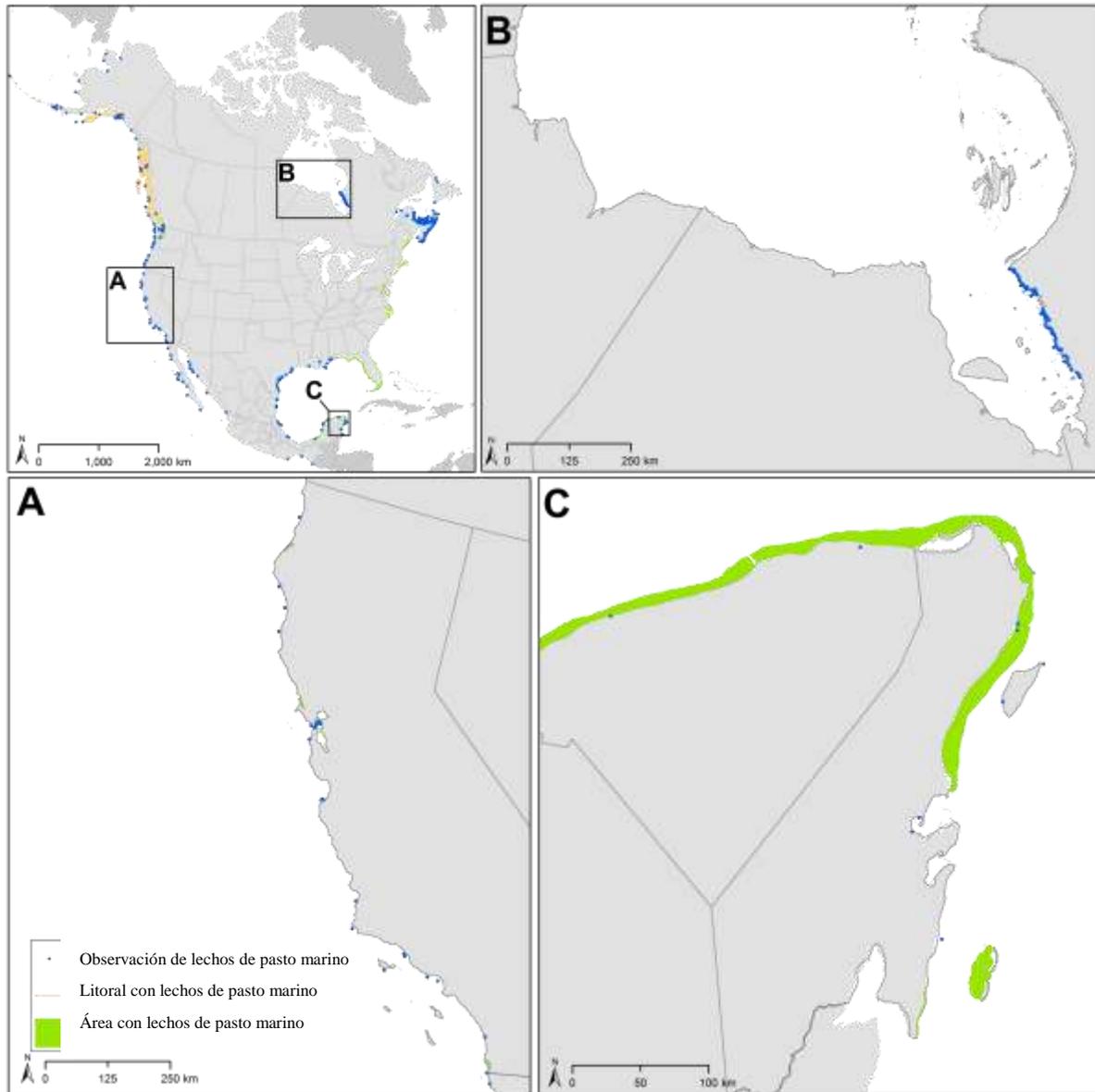
1. Crear mapas poligonales digitales para la base de datos de carbono azul a partir de datos lineales (véase la gráfica 2, A) para:
 - i. Columbia Británica (Canadá)
 - ii. Alaska y Oregón (Estados Unidos)
2. Obtener y verificar mapas poligonales digitales ya elaborados (e integrarlos en la base de datos) de:
 - i. Terranova y Labrador, Nuevo Brunswick, Quebec y partes de Nueva Escocia (Canadá)
 - ii. Texas, Luisiana y California (Estados Unidos)
 - iii. Sonora, Baja California Sur y Sinaloa (México)
3. Evaluar aquellos sitios cuyos datos puntuales han servido para documentar la incidencia de lechos de pasto marino y luego generar mapas poligonales digitales (véanse las gráficas 2 y 3). Dichos sitios se ubican en:
 - i. Isla del Príncipe Eduardo (Canadá)
 - ii. Golfo de California (Sonora y Baja California Sur, México)
 - iii. Bahías de Hudson y de James (Ontario y Quebec, Canadá)
 - iv. Costa de California, entre Eureka y Santa Bárbara (California, EU)
 - v. Península de Yucatán, desde la Reserva de la Biosfera Sian Ka'an hacia el sur (México)
4. Determinar directrices para la elaboración de mapas que se adecuen a cada país y biorregión.
5. Formular un plan de levantamiento cartográfico económico que se valga de imágenes disponibles y se apoye en la ciudadanía para las labores de verificación.

Gráfica 2. Áreas de alta prioridad que requieren mapas de lechos de pasto marino para determinar los recursos que captan y almacenan carbono azul



Nota: A: Noroeste del Pacífico. B: Isla del Príncipe Eduardo, Canadá. C: Golfo de California, México. Las áreas sin color corresponden a litorales que, en gran medida, no se han estudiado.

Gráfica 3. Áreas prioritarias, en segunda instancia, que requieren mapas de lechos de pasto marino para determinar los recursos que captan y almacenan carbono azul



Nota: A: California, EU. B: Bahías de Hudson y de James, Canadá. C: Península de Yucatán, México. Las áreas sin color corresponden a litorales que, en gran medida, no se han estudiado.

1.6 Reservas de carbono en lechos de pasto marino e índices de almacenamiento

Los lechos de pasto marino captan y almacenan carbono presente en el agua de mar cuando las plantas lo absorben para el proceso de fotosíntesis, y luego lo incorporan en los tejidos de sus hojas, raíces y rizomas, así como en las partes en floración. Una gran cantidad del material foliar permanece en las praderas marinas conforme las hojas envejecen, mientras que las raíces y los rizomas quedan enterrados en los sedimentos (Duarte *et al.*, 2005). La totalidad de los tejidos de los pastos marinos y una cantidad significativa de otras variedades de materia orgánica filtrada por estos pastos se incorporan y almacenan en los lechos. Todos los aportes orgánicos a las praderas marinas, menos aquello que se descompone, se convierte en el carbono “azul” que se almacena en el sedimento.

El carbono que captan y almacenan los pastos marinos, tanto en hojas como en raíces, se descompone parcialmente en los sedimentos, lo que aumenta la cantidad de carbono orgánico en los suelos. Asimismo, los lechos de pasto marino acumulan carbono orgánico procedente de entornos aledaños como parte de su proceso de filtrado de aguas (Short y Short, 1984), y este material filtrado representa casi 40 por ciento del carbono almacenado en los pastos marinos. Los lechos de pastos marinos extensos y densos tienen capacidad para captar y almacenar grandes cantidades de carbono, aunque esta capacidad varía considerablemente de una a otra especie de pasto, y también varía en función de la densidad de la pradera. Cuando se dan las condiciones adecuadas, los pastos marinos crecen rápidamente, lo que supone una capacidad considerable de almacenamiento de carbono en lapsos relativamente cortos.

Los lechos de pasto marino forman la base de redes alimentarias tanto de apacentamiento como detríticas, que contribuyen a la cascada trófica de los ecosistemas costeros. El consumo de pastos marinos, sus especies epifitas y el fitoplancton aledaño por especies apacentadoras, así como la depredación de la que posteriormente estas especies son objeto, contribuyen a la compleja función de captación, almacenamiento y fijación de carbono en pastos marinos (Lutz y Martin, 2014). Para la mayoría de las especies, la biomasa en las praderas marinas se recambia en plazos de tiempo que van de semanas a años; en el caso de otras especies, las raíces y rizomas pueden perdurar por miles de años. Por ello, el papel que desempeñan los lechos de pasto marino en el balance de carbono oceánico es superior a lo que se espera de su área.

Se calcula que los lechos de pasto marino son responsables de 15 por ciento del total de carbono almacenado en el océano (Kennedy y Bjork, 2009), aunque ocupan sólo 0.2 por ciento de la superficie de los océanos. Su capacidad para mantener carbono enterrado a largo plazo equivale a 83 gramos de carbono por metro cuadrado por año ($\text{g C m}^{-2} \text{año}^{-1}$), lo que se traduce en un índice de almacenamiento en términos mundiales de entre 27 y 40 teragramos de carbono al año (Tg C año^{-1}), o entre 27 y 40 millones de toneladas métricas de carbono (con base en la superficie mundial de lechos de pasto marino de $300,000 \text{ km}^2$) (Nellemann *et al.*, 2009; Fourqurean *et al.*, 2012). La capacidad promedio de almacenamiento de carbono en los suelos de pastos marinos es de 140 megagramos de carbono orgánico por hectárea ($\text{Mg C}_{\text{org}} \text{ ha}^{-1}$) (Fourqurean *et al.*, 2012).

En otros términos, las praderas marinas almacenan hasta 83 toneladas de carbono por kilómetro cuadrado al año —casi tres veces la cantidad almacenada por bosques terrestres—, predominantemente en sedimentos subsuperficiales. Las raíces y los rizomas subterráneos, en su mayor parte, no son materia de apacentamiento y se descomponen con mayor lentitud que las hojas de pastos marinos. El tejido de las raíces y los rizomas de los pastos marinos puede representar entre 15 y 50 por ciento de la producción primaria. La morfología y la biomasa varían considerablemente en las distintas especies de pastos marinos, lo que genera una enorme variabilidad respecto del almacenamiento de carbono en depósitos subterráneos.

El análisis más exhaustivo a la fecha sobre carbono azul —incluido el que captan y almacenan lechos de pasto marino— puede consultarse en Nellemann *et al.* (2009). Detalles técnicos sobre los índices

en que los pastos marinos captan y almacenan carbono, junto con información muy reciente en torno a la materia, se encuentran en Fourqurean *et al.* (2012). Pendleton *et al.* (2012) abordan el tema económico del carbono azul, aunque advierten que la investigación científica respecto al índice de captación y almacenamiento de carbono azul “[...] es poco concluyente. Se requieren nuevas investigaciones para obtener estimaciones más precisas sobre la cantidad de carbono depositado en esos ecosistemas, sobre cuánto se libera en la atmósfera a raíz de la conversión del uso del suelo de éstos, y en qué parte del planeta se registran las pérdidas de carbono más aceleradas”.

Los lechos de pasto marino que captan y almacenan carbono azul en América del Norte son claramente un recurso de vital importancia que experimenta numerosos impactos y sufre una pérdida a un ritmo considerable. Las pérdidas de estos ecosistemas significan que se agota la capacidad de los sedimentos para almacenar carbono azul y disminuye el ritmo de captación y almacenamiento. Lamentablemente, los datos disponibles para determinar la capacidad para captar y almacenar carbono azul se basan en estimaciones de alcance mundial, y no en el conjunto de especies de pastos marinos propios de la región. Además de ello, la falta de una estimación de área precisa para los lechos de pasto marino mismos a escala subcontinental inhibe aún más la posibilidad de presentar un cálculo claro de reservas y sumideros de carbono azul en lechos de pasto marino a escala subcontinental. En aras de alcanzar una evaluación más precisa de las reservas de carbono, se recomienda la elaboración de mapas de pastos marinos por especie.

1.7 Conservación de las reservas de carbono en lechos de pasto marino

Las especies de pasto marino que crecen en las costas con clima templado se recuperan y expanden con rapidez cuando se cuenta con poblaciones de origen para suministrar semillas (Neckles *et al.*, 2005; Orth *et al.*, 2006a; McGlathery *et al.*, 2007). Las especies de vegetación clímax predominante de climas tropicales se recuperan relativamente despacio, pero las especies pioneras crecen en forma veloz y pueden contribuir a la revegetación inicial del hábitat e iniciar la restauración del sistema que capta y almacena carbono azul. Se estima que, en el transcurso del siglo pasado, sobre la costa este urbanizada de Estados Unidos se perdió hasta 50 por ciento de todo el hábitat de lechos de pasto marino (Short y Short, 2003) y son pocas las posibilidades de recuperarlo en la mayor parte de esta área debido a la pérdida de claridad del agua, aunada a las profundas alteraciones a la costa y su uso intensivo. Las extensas praderas marinas que alguna vez existieron en las provincias marítimas de Canadá sustentaron una industria dedicada a la recolección de algas marinas en las playas, que después de un proceso de desecación se utilizaban para fabricar un producto comercial para aislamiento residencial (“Cabot’s Quilt”) (Cabot, 1986). El brote de una enfermedad parasitaria en la década de 1930, que ocasionó la pérdida de 90 por ciento de pasto marino (*Zostera marina*) a ambos lados del Atlántico, afectó gravemente el hábitat y no se ha logrado recuperar en su totalidad (Milne y Milne, 1951; Short y Short, 2003), en parte debido a las condiciones de degradación de las aguas cercanas a la costa. En lugares como la bahía de Waquoit, Massachusetts, donde se perdió la totalidad de esta especie de pasto marino debido a la eutrofización, las condiciones siguen sin ser las adecuadas para la recuperación de los lechos de pasto marino, a pesar de décadas de gestión.

Debe señalarse que el punto de referencia está cambiando: a medida que se observa una presencia cada vez menor de pastos marinos, junto con una falta de sensibilidad generalizada respecto de su importancia y distribución, el ímpetu por proteger y restaurar el hábitat se va perdiendo también.

Los lechos de pasto marino se benefician enormemente de una gestión y una protección cuidadosas, y pueden restaurarse si la claridad del agua y otras condiciones para su crecimiento próspero y sustentabilidad se cumplen. Hoy día ningún pasto marino goza de una protección completa, es decir, que un hábitat de pastos marinos se encuentre legalmente protegido contra la degradación ambiental causada por factores de deterioro cuyo vehículo sea el agua o por algún otro fenómeno disruptor. Ni

siquiera las áreas marinas protegidas (AMP), creadas normalmente con el propósito de proteger las especies que las habitan, han servido para resguardar los pastos marinos de tales impactos, por lo que las AMP mismas han ido perdiendo este tipo de hábitat a ritmos similares a los registrados en sitios ubicados fuera de éstas.

Las áreas prioritarias para protección del hábitat de lechos de pasto marino se designan con base en sus reservas de carbono azul, así como en su potencial —en términos de sustentabilidad— en caso de ser objeto de protección, y en las amenazas que se pudieran mitigar de llegarse a adoptar medidas con ese propósito. Las siguientes son algunas de estas áreas de protección prioritaria:

1. En Canadá, los estuarios de la Isla del Príncipe Eduardo registran vastas extensiones sumamente productivas de lechos de pasto marino que necesitan protección debido a que las están degradando escorrentías agrícolas y operaciones de acuicultura. En la costa canadiense del Pacífico, las aguas costeras que rodean la isla de Vancouver y el sur de Columbia Británica también requieren protección.
2. En Estados Unidos, en las áreas de Nueva Inglaterra donde, gracias a la reducción de la contaminación, la claridad del agua está mejorando, los pastos marinos que aún quedan necesitan protección a fin de que puedan recuperarse y medrar. Asimismo, es necesario adoptar medidas de protección en la costa oeste de Florida, donde los lechos de pasto marino están respondiendo a la gestión, para que continúen estas tendencias. Por otra parte, la región Big Bend, en ese mismo estado, que alberga extensos lechos de pasto marino, se encuentra seriamente amenazada y, por tanto, también necesita protección.
3. En México, la región templada del golfo de California contiene vastas praderas marinas, muchas aún no cartografiadas, que requieren protección porque enfrentan una seria amenaza por escorrentías agrícolas y falta de gestión. La península de Yucatán y la costa del golfo de México albergan un extenso hábitat de lechos de pasto marino, principalmente especies de vegetación clímax con una enorme capacidad para captar y almacenar carbono azul, que se está perdiendo rápidamente y requiere protección de forma urgente.

La restauración de los lechos de pasto marino implica una tarea costosa y difícil, que debe realizarse únicamente en áreas donde la claridad del agua sea tal que permita satisfacer criterios adicionales relativos a condiciones adecuadas de sedimentación, temperatura, salinidad, marea y corrientes. Entre las áreas que podrían considerarse candidatas a restauración destacan las siguientes:

1. En Canadá, la costa atlántica de Nueva Escocia conforma un área en que es posible llevar a cabo labores de restauración de lechos de pasto marino que marcarían una diferencia. En la parte sur de Columbia Británica, donde el manejo de tierras está reduciendo las amenazas a la calidad del agua, la restauración contribuiría a la recuperación de los pastos marinos.
2. En Estados Unidos, la región de la costa media de Maine y la bahía Morro, en la región central de California, tienen agua cuya claridad las hace propicias para realizar tareas de restauración de lechos de pasto marino si las amenazas localizadas se manejan satisfactoriamente.
3. En el caso de México, un mejor manejo de los impactos locales generaría las condiciones propicias para aumentar las posibilidades de una exitosa restauración de pastos marinos.

En todos los casos se requiere un mejor manejo en las escalas municipal, estatal, provincial y federal, con miras a conservar los recursos de lechos de pasto marino existentes y a hacer posible que las actividades de restauración permitan un exitoso almacenamiento de carbono azul en este hábitat. Conservar las reservas actuales de carbono azul y favorecer la recuperación de las áreas de pastos marinos afectadas supone mucho menos gasto y es una tarea con mayores posibilidades de éxito que la restauración por separado de lechos de pastos o praderas marinas. El manejo deberá centrarse, en

primer lugar, en lograr aumentar la claridad del agua. Las actividades terrestres que repercuten en ésta inciden al final sobre el hábitat mismo de pastos marinos. Dichas actividades comprenden: deforestación, agricultura, superficies impermeables, disposición de desechos, emisiones vehiculares, generación de electricidad y aportes no puntuales de nutrientes y sedimentos. Se trata, sin lugar a dudas, de un desafío enorme, pero si se conciertan labores de gestión con el apoyo de la ciudadanía, el deterioro que sufre el sistema costero marino puede revertirse y recuperarse el recurso de lechos de pasto marino, además de retenerse y expandirse las reservas de carbono azul en aguas costeras.

2. Marismas intermareales

Desde el Ártico hasta los trópicos pueden encontrarse marismas intermareales sobre las costas marinas en áreas protegidas de la acción directa del mar: detrás de islas que actúan como barrera, en bahías resguardadas y en estuarios. En la mayor parte de la línea costera de América del Norte, estos sistemas están poblados por plantas herbáceas, principalmente pastos, juncias y juncos. Situada en la zona intermareal, la vegetación emergente de las elevaciones más bajas está sujeta a inundaciones de marea una o dos veces al día, aunque en forma irregular llega a inundarse también en elevaciones más altas, donde puede registrarse el mayor estrés por sal. Pocas especies son las que han evolucionado lo suficiente para tolerar tanto los suelos inundados como los salinos, lo que restringe la diversidad en la vegetación de marismas. La falta de competencia se traduce en niveles de productividad excepcionales de las especies predominantes. Las marismas prestan un amplio abanico de servicios ambientales al suministrar alimentos y servir de hábitat a poblaciones de peces y aves, así como de sumideros de contaminantes y como primera línea de defensa frente a la destructiva fuerza de las tormentas. En la última década se ha reconocido la excepcional función de sus suelos como sumideros de carbono, con lo que contribuyen a mitigar los efectos del cambio climático.

Foto 2. Marisma salobre en marea alta en el condado de Antigonish, Nueva Escocia, Canadá



Foto: G. Chmura.

Las marismas intermareales se encuentran en costas marinas dentro de áreas protegidas de la acción directa del mar: detrás de islas que actúan como barrera, en bahías resguardadas y en estuarios. Bordeando la orilla costera más baja de la marisma puede encontrarse un barrizal intermareal desprovisto de plantas vasculares, o bien un lecho de pasto marino que va formándose en declive hasta alcanzar la zona submareal, continuamente sujeta a inundaciones, donde también podría haber pastos marinos. En los puntos de menor elevación, la vegetación emergente de la marisma también se ve inundada por la marea una o dos veces al día, pero en algunas regiones, como la bahía de Fundy, Canadá, los sitios de mayor elevación pueden quedar inundados por las aguas de la marea apenas unas cuantas veces al año (Byers y Chmura, 2007). Las charcas formadas al interior de las marismas llegan a albergar pequeñas poblaciones de plantas acuáticas sumergidas, como la fanerógama *Ruppia maritima*, que se encuentra en la costa noreste del Atlántico.

Las plantas que pueblan las marismas se distinguen de los pastos marinos en que para llevar a cabo las funciones fotosintética y respiratoria por lo general requieren de exposición a la atmósfera. El sumergimiento por agua de mar y la saturación de los suelos con agua salada representan factores de estrés ambiental para la fisiología de las plantas. Los suelos inundados limitan la absorción de nutrientes y pueden generar una acumulación de fitotoxinas (Mitsch y Gosselink, 2007). Las especies de las marismas han logrado adaptarse y ello les permite hacer frente al estrés osmótico de los suelos salinos, al producir osmolitos, concentrar sales en los organelos (característica de algunas suculentas) o excretar sal a través de glándulas especiales. Numerosas especies tienen aerénquima, tejido que sirve para canalizar gases de la atmósfera al suelo, a fin de oxigenar la zona de raíces. Algunas otras pueden incluso respirar en forma anaeróbica, pero el elevado costo energético que esta actividad conlleva limita el tiempo que pueden resistir las inundaciones. Con todo, el número de especies vegetales que han alcanzado adaptaciones que les permiten tolerar suelos inundados y salinos es limitado. Por ello, la vegetación en las marismas no es diversa y el número de especies aumenta a medida que disminuye la salinidad. A lo largo de gran parte de la costa de América del Norte, las marismas corresponden predominantemente a vegetación herbácea (es decir, pastos, juncias, juncos y maleza), con bordes de arbustos que delimitan el límite superior de la marea. En los sitios de menor salinidad, corriente arriba en los estuarios, la vegetación de las marismas se ve reemplazada por otras especies intolerantes al estrés que generan los suelos salinos, aunque son mejores competidoras. Experimentos de trasplante han demostrado que la vegetación de marismas salobres, cuando se le protege de la competencia, crece mejor en agua dulce, pero las especies que se trasladan a sitios de mayor salinidad no sobreviven (ejemplos en Chapman, 1960; Bertness, 1991).

2.1 Distribución de las marismas intermareales

Numerosas marismas ubicadas en mayores latitudes se encuentran en costas sujetas a hundimientos por isostasia; allí pueden convertirse en hábitats de agua dulce o terrestres cuando quedan por encima del sistema de mareas (Pendea y Chmura, 2012b). En latitudes menores, las marismas se entremezclan con manglares (McKee, 2012).

Gracias a una compilación de datos de distribución disponibles a la fecha, se sabe que existen 13,474 km² de marismas intermareales en América del Norte, cifra que, por varias razones, corresponde a una subestimación (véase la gráfica 4). Por ejemplo, es probable que el número de marismas en México esté subestimado, ya que la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio) emprendió hace poco un proyecto para cartografiarlas. La mayor cantidad de marismas se encuentra en Estados Unidos, donde ocupan una superficie de 12,775 km², gran parte de la cual se localiza en la biorregión tropical del Atlántico. Cabe destacar que Luisiana comprende el doble de superficie de marismas que cualquier otro estado. En el caso de Canadá se estima que el área de hábitat de marismas que captan y almacenan carbono azul es considerablemente menor: 546 km², aunque esta cifra no incluye partes de las bahías de Hudson y James ni partes de Quebec, como la margen norte del río San Lorenzo.

En cuanto a las marismas salobres, el patrón de predominancia de especies es más complicado que entre lechos de pasto marino o en zonas ubicadas al interior de ecorregiones marinas. Desde el estuario del río San Lorenzo hacia el sur hasta la bahía Chesapeake, la especie *Spartina alterniflora* predomina en sitios de menor elevación y la *Spartina patens* en los de mayor elevación. La relativa abundancia de maleza —*Plantago maritima* y *Triglochin maritima*, por ejemplo— y otras gramíneas aumenta con la latitud (Chmura *et al.*, 1997; Wigand *et al.*, 2014; Desroches *et al.*, 2013), y las malezas pueden predominar en marismas de latitudes elevadas, como las ubicadas en la costa de la bahía de James (Pendea y Chmura, 2012a). Cuando la latitud es menor, a partir del sur de la bahía de Chesapeake, la especie *Juncus roemerianus* aumenta en importancia (Baldwin *et al.*, 2012), y a lo largo de la costa sur del Atlántico en Estados Unidos ésta es una especie que predomina en marismas de mayor elevación (Pennings, 2012). Cuando se registran altos índices de evapotranspiración en latitudes menores, se observa una elevada salinidad en el agua capilar de los suelos en la zona media de las marismas, área que se encuentra por encima del alcance de las inundaciones regulares de la marea y distante de fuentes continentales de agua dulce. La mayor salinidad en los suelos genera un salitral sin vegetación entre la marisma baja y alta.

En la costa noreste del golfo de México predomina la especie palustre *J. roemerianus*, aunque también pueden observarse *S. alterniflora* y *S. patens* en áreas restringidas (Battaglia *et al.*, 2012). La parte oeste del norte del golfo de México está sujeta a una creciente aridez, y cuando la disponibilidad de agua dulce se ve restringida, las especies predominantes serán las suculentas *Salicornia bigelovii* y *Batis maritima*. Entre las marismas localizadas en el este y el oeste del norte del golfo de México se encuentra el delta del río Misisipi, cuyo caudal reduce la salinidad de las aguas costeras de esta región, aunque muchas de las mismas especies que pueden encontrarse en marismas más salinas se observan aquí. La especie *Spartina alterniflora* se encuentra en las marismas “más hacia el mar” de las planicies del delta. La zona continental comprende una mezcla de *S. alterniflora* con *S. patens* y *Distichlis spicata* (Visser *et al.*, 2013).

En los subtrópicos y trópicos, las marismas intermareales pueden encontrarse hacia el interior partiendo de manglares, en manchas donde la bóveda forestal se abre o en forma de franja estrecha desde el área de manglares en dirección al mar (McKee, 2012). Cuando el aporte de agua dulce es bajo y la evapotranspiración elevada, los suelos son hipersalinos y la vegetación está dominada por maleza de suculentas, como las especies *Batis maritima*, *Sesuvium portulacastrum* y *Salicornia virginica*, y pastos como las especies *D. spicata*, *Sporobolus virginicus*, *S. alterniflora* y *Spartina spartinae* (McKee, 2012). A medida que disminuye la salinidad, la vegetación incluye más juncias y juncos.

Las diferencias en la biogeografía histórica se traducen en conjuntos de especies marcadamente distintos disponibles para poblar las marismas de América del Norte en la costa del Pacífico (de hecho, la *S. alterniflora* se considera una especie invasora en esta región). Macdonald (1977) clasificó geográficamente las marismas de la costa del Pacífico en cinco grupos: ártico (71-60°N), subártico (60-54°N), templado (54-35°N), mediterráneo seco (35-32°N) y árido (35-32°N). Sobre la costa ártica de Alaska, el hielo marino perturba la vegetación y las comunidades de las marismas consisten en mosaicos de las especies *Puccinellia* y *Carex*. La diversidad aumenta en las marismas subárticas que se encuentran más hacia el sur; allí pueden observarse especies de *Glauca*, *Sarcocornia*, *Spergularia* y *Suaeda*, e importantes componentes de las marismas son *Carex lyngbyei*, *Deschampsia caespitosa*, *Plantago maritima*, *Potentilla pacifica* y *Triglochin maritima*. Aunque el grupo templado pierde algunas especies árticas, gana otras. Con condiciones más cálidas y secas en el verano, la vegetación debe resistir una elevada salinidad en el suelo durante la temporada de crecimiento, por lo que en las elevadas planicies de marismas en California predomina la suculenta *Sarcocornia pacifica*, con gran tolerancia a la sal, mientras que la *Spartina foliosa* tiende a predominar en marismas de menor elevación. En marismas u orillas de arroyos, donde la afluencia de agua dulce reduce la salinidad, se observa la presencia de otras especies, como *D. spicata*, *Schoenoplectus americanus*, *Schoenoplectus*

californicus, *Bolboschoenus maritimus*, *Jaumea carnosa*, *Frankenia salina* y *Limonium californicum* (Callaway *et al.*, 2012). La diversidad de especies es mayor en las marismas del grupo mediterráneo seco, aunque disminuye radicalmente en el grupo árido que se localiza en Baja California.

En muchas áreas puede estudiarse la calidad de los mapas sobreponiendo polígonos en imágenes de Google Earth. Después de realizar este ejercicio para una parte de la costa de Nuevo Brunswick, Canadá, se concluye que faltan algunas marismas y secciones de otras. Esta omisión podría presentarse en otras jurisdicciones, pero una revisión exhaustiva de polígonos individuales estaba fuera del alcance del presente proyecto.

Gráfica 4. Distribución de las marismas en América del Norte, 2015



2.2 Amenazas a la distribución de las marismas intermareales

Algunos de los factores que ponen en peligro la distribución de las marismas intermareales comprenden los siguientes:

- desarrollos urbanos
- falta de sedimentos suspendidos (baja turbidez)
- exceso de nutrientes
- estrangulamiento de las costas

El cúmulo de amenazas a que están expuestas las marismas de las costas canadienses del Atlántico y el Pacífico es reducido. La principal limitación en productividad es el aporte de sedimentos. Este factor, sin embargo, no supone el problema más significativo en las áreas donde, debido a la construcción de diques, se han perdido grandes extensiones de marismas. Dos puntos a considerar son los mayores costos del manejo de diques frente al aumento del nivel del mar y las posibles ganancias económicas derivadas de la venta de créditos en el mercado de carbono, que podrían representar incentivos efectivos para la futura restauración de estos sumideros de carbono azul. Para ello será preciso llevar a cabo investigaciones sobre la rentabilidad de las reservas de carbono.

En el caso de Estados Unidos, al examinar el área total amenazada, los niveles de nutrientes en las aguas costeras destacan entre las amenazas que enfrenta la porción estadounidense de la biorregión tropical del Atlántico, en el sur de Carolina del Norte y el oeste de los estados que bordean el golfo de México. En términos generales, las marismas de esta región no se ven tan amenazadas por el uso del suelo en las zonas aledañas, el bajo aporte de sedimentos suspendidos (baja turbidez) y el estrangulamiento de las costas. Reducir los niveles de nutrientes podría significar una diferencia considerable en la sustentabilidad de las marismas de esta región. Asimismo, para lograr una reducción en la carga de nutrientes de las aguas costeras serán necesarios cambios en el manejo agrícola, el cual a menudo está en manos de actores que, por encontrarse bastante lejos de los humedales costeros mismos, no podría considerárseles interesados directos. Para limitar la carga de nutrientes será, pues, necesario disminuir el uso de fertilizantes o mejorar el manejo de tierras agrícolas. Dado que estas acciones contribuirían a proteger los sumideros de carbono azul, habría que considerar la posibilidad de ofrecer créditos de carbono a los agricultores que reduzcan el escape de nutrientes de sus campos.

Las marismas de las costas urbanizadas de Nuevo Hampshire, Massachusetts, Rhode Island y Connecticut están expuestas a altos niveles de amenazas asociadas con la urbanización, así como con la falta de sedimentos, a la que tal vez contribuyan dos factores. Por un lado, en muchos de los ríos de esta región se ha construido un gran cantidad de represas, lo que genera un aporte limitado de sedimentos a la costa (Weston, 2014). Por el otro, aunque en algunos sitios ya se han eliminado las represas y se tiene contemplado continuar con esta labor, en vista de que el objetivo es a menudo restablecer las poblaciones de peces, una alternativa a la remoción de represas es la construcción o mejoramiento de estanques escalonados para peces, que no evitarán que los sedimentos queden atrapados detrás de las represas. Si se considera el impacto que podría tener la eliminación de las represas en el aporte de sedimentos y la sustentabilidad de los sumideros de carbono, el índice costo-beneficio podría inclinarse del lado de la eliminación de las represas antes que del de la construcción de estanques escalonados para peces.

A la fecha, las amenazas que enfrentan las marismas de México no están bien documentadas.

2.3 Lagunas en la información para crear mapas de marismas intermareales

El área que ocupan las marismas en Canadá (excluida la provincia de Terranova y Labrador) y Estados Unidos está bien identificada, aunque se dispone de poca información sobre el área en que estos sistemas se asientan en México. Si bien en Canadá se han detectado vacíos de información local que podrían subsanarse si se llevan a cabo más trabajos cartográficos, son aún más marcadas las inconsistencias entre los mapas interjurisdiccionales de marismas.

2.4 Reservas de carbono en marismas intermareales e índices de almacenamiento

Aunque las marismas atrapan partículas de materia orgánica transportadas por aguas de las mareas crecidas, en términos generales se reconoce que la fuente primaria del carbono que almacenan está en el crecimiento de su vegetación (carbono autóctono). Las plantas vasculares que pueblan las marismas absorben el dióxido de carbono de la atmósfera y, por medio de la fotosíntesis, lo transforman en materia orgánica. Aunque las plantas liberan algo de dióxido de carbono a través de la respiración, una planta en crecimiento captará y almacenará crecientes cantidades de carbono en sus tejidos. Otros organismos fotosintetizadores, como la microflora bentónica (que crece a manera de biopelícula en la superficie del suelo) y las macroalgas (que crecen entre los tallos de los pastos), son comunes en las marismas, aunque no se ha estudiado su contribución a la función de estos sistemas como sumideros de carbono.

La existencia de una marisma depende de la acumulación de carbono en el suelo. Éste se acumula tanto en los tejidos superficiales (hojas y tallos) como en los subterráneos (raíces y rizomas) de las plantas que viven en marismas. Una de las razones que explica la eficacia de las marismas como sumideros de carbono es su capacidad para transferir grandes cantidades de carbono a tejidos subterráneos, donde se convierten en parte del suelo. De hecho, las tasas de producción de biomasa subterránea pueden superar por un factor mayor a cuatro la producción de biomasa de la superficie (Roman y Daiber, 1984). Aunque la biomasa superficial puede ser consumida por herbívoros o exportada hacia aguas estuarinas, la biomasa en el suelo generalmente queda protegida de esa pérdida. La producción superficial que no se haya consumido, exportado o descompuesto se enterrará en el suelo de la marisma, aunque muy poco se ha investigado lo que esto pudiera aportar al sumidero de carbono. Lo que sí se reconoce ampliamente es la contribución de la vegetación superficial a la captura de sedimentos procedentes de la crecida de la marea, un proceso que contribuye a la elevación de las marismas (véase un ejemplo en: Li y Yang, 2009). La descomposición de carbono en el suelo dará como resultado emisiones de dióxido de carbono del suelo o lixiviados procedentes del carbono orgánico disuelto en las aguas de la marea (ejemplos en: Tzortziou *et al.*, 2011). Sin embargo, la velocidad de descomposición en el suelo saturado es considerablemente menor que la descomposición aeróbica que tiene lugar en la superficie. A pesar de estas dos pérdidas, generalmente ocurre un almacenamiento neto de carbono en el suelo, aumenta el volumen en el suelo y, a su vez, se observa un incremento en la elevación del suelo. A lo largo de los últimos 10,000 años, aproximadamente, el nivel del mar ha ido en aumento en la mayoría de las costas. Y en los milenios más recientes, los suelos de las marismas salobres se han ido acumulando y saturando; su superficie permanece dentro de la estructura mareal, queda sujeta a la crecida regular de aguas de la marea y crea una reserva de carbono cada vez mayor.

En virtud de que el almacenamiento de carbono depende del crecimiento de las plantas, es lógico suponer que los factores que generan estrés en el crecimiento vegetal incidirán también en el almacenamiento de carbono. La pérdida de vegetación se traducirá en una merma en el almacenamiento de carbono, una pérdida en el volumen del suelo y un descenso en la elevación del suelo a un nivel por debajo del cual la vegetación de una marisma no podría sobrevivir los

prolongados periodos de crecida de agua de marea que suelen presentarse. Un menor estrés ambiental, sin embargo, puede ocasionar que las reservas de carbono en las plantas se desplacen, preferentemente, a brotes subsuperficiales. Por ejemplo, el agua salina en el suelo representa un factor de estrés fisiológico y, en algunas especies, el aumento en el nivel de salinidad ocasiona una mayor demanda de nitrógeno; ésta, a su vez, propicia una mayor producción de raíces con el propósito de obtener el limitado nutriente. Un aporte excesivo de nutrientes tiene el efecto contrario, pero experimentos de campo han demostrado resultados variables. En uno de estos experimentos en la costa de Massachusetts, la fertilización ocasionó una merma en la biomasa subsuperficial (Deegan *et al.*, 2012), pero otro experimento realizado con fertilizantes en la costa de Connecticut no generó ningún cambio en la biomasa subsuperficial (Anisfeld y Hill, 2012).

Los índices de almacenamiento de carbono en una marisma dependerán de que se alcance un equilibrio entre los aportes y la descomposición del carbono en la subsuperficie. Un ritmo más acelerado de descomposición de la materia orgánica en el suelo de una marisma, que se observa al aumentar la temperatura, indica que las reservas de carbono en el suelo que se encuentran en marismas de menor latitud podrían disminuir con el cambio climático (Kirwan y Blum, 2011). En latitudes mayores, por el contrario, el aumento de la temperatura favorece la productividad vegetal en las marismas y, por ende, contrarresta la pérdida de carbono por una descomposición más acelerada (Kirwan *et al.*, 2014).

Una compilación a cargo del Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (*International Panel on Climate Change*, IPCC) en 2013 dejó ver que las mediciones de la densidad del carbono en el suelo (el porcentaje de carbono en el suelo multiplicado por la densidad de materia seca en el suelo) y su índice de acumulación varían considerablemente (Kennedy *et al.*, 2013). Éstos pueden ser igual de elevados en marismas de clima más frío y latitud elevada que en marismas de clima más cálido y latitud baja (Chmura *et al.*, 2003). Queda por explicarse todavía, con base en estudios, la variabilidad en la densidad y los índices de acumulación de carbono, aunque Chmura *et al.* (2003) descubrieron una relación entre la densidad de carbono en el suelo y las temperaturas atmosféricas anuales promedio en marismas localizadas en la región este de América del Norte. La variabilidad tal vez se deba a la falta de control respecto de los lugares de marismas muestreados entre los distintos estudios independientes que se realizaron. Las marismas son espacialmente variables en términos de vegetación, elevación del suelo y condiciones de inundación del suelo, por lo que la ubicación de un sitio para la selección de muestras podría generar resultados sesgados, un tema que debe abordarse en un estudio empírico.

Desde que apareció la compilación del IPCC en 2013, se han publicado pocos informes más en torno al almacenamiento de carbono en marismas de América del Norte, los cuales entran en el rango mostrado en el cuadro 4. Numerosos cálculos sobre la capacidad de almacenamiento de carbono a escala de marisma, como el que realizó el IPCC (Kennedy *et al.*, 2013), dan por hecho que la turba de la marisma tiene un metro (m) de profundidad, aunque son pocos los estudios en los que se han estudiado reservas de carbono más allá de los 50 centímetros (cm). Estudios geomorfológicos de marismas individuales muestran que, además de variar considerablemente dentro de una misma marisma, los depósitos en la turba pueden alcanzar hasta 4 m de profundidad en la bahía de Chesapeake, en Estados Unidos (Tibert, 2012), y 7 m en la bahía de Fundy, en Canadá (Shaw y Ceman, 1999).

Cuadro 4. Promedio mundial de reservas de carbono en el suelo de marismas e índices de almacenamiento

| Tipo de suelo | Cantidad almacenada (toneladas por ha ⁻¹) | Índices de acumulación (toneladas por ha ⁻¹) | n | Índice de acumulación (toneladas por ha ⁻¹ año ⁻¹) | Intervalo de índices de acumulación (toneladas por ha ⁻¹ año ⁻¹) | n |
|-----------------|---|--|-----|---|---|----|
| Orgánico | 340 | 221–579 | 35 | | | |
| Mineral | 226 | 15.6–623 | 82 | | | |
| Todos los tipos | 255 | 15.6–623 | 117 | 0.91 | 0.05–4.65 | 66 |

Nota: Se supone un metro de profundidad para las reservas de carbono.

m = metro; n = muestras tomadas; ha⁻¹ = por hectárea; año⁻¹ = por año.

Fuente: Adaptación de Kennedy *et al.*, 2013, cuadros 4.11 y 4.12.

2.6 Conservación de las reservas de carbono en marismas intermareales

En los sitios donde se registra un aumento del nivel del mar (que es en la mayor parte de las costas), mantener el volumen de la turba de marismas, que contribuye a controlar la elevación del suelo, es de vital importancia para la sustentabilidad de estos sistemas. En la mayor parte de las costas, los sedimentos minerales también contribuyen al volumen del suelo en las marismas. Con todo, la existencia de depósitos de 2 m de grosor de suelos orgánicos en el río Palmer de la costa de Rhode Island, Estados Unidos (Chmura, 1982), indica que en el pasado las marismas pudieron sobrevivir índices de aumento en el nivel del mar sin recibir deposición mineral.

Morris *et al.* (1990) han demostrado que la producción de *S. alterniflora* varía en función del nivel medio del mar. El nivel del mar fluctúa cada año, así como en ciclos de 18.6 años de duración, y la vegetación de marismas persiste con esta variabilidad. Si el aumento en el nivel del mar se mantiene por debajo de un nivel liminar, la vegetación de la marisma seguirá sobreviviendo, acumulando carbono y manteniendo la elevación de la superficie. La pérdida de marismas en lugares como el delta del Misisipi y la bahía de Chesapeake (véase, por ejemplo, en: Kirwan y Guntenspergen, 2012) se atribuye a la incapacidad de estos lugares de producción subsuperficial de marismas de mantener la elevación de la superficie frente a aumentos relativos en el nivel del mar. Esta pérdida de elevación se debe, en parte, a elevados índices de aumento en el nivel del mar, en una escala local, pero han sido alteraciones de tipo antropogénico las que mayor impacto han producido en la producción de plantas y su supervivencia. Modificaciones de índole hidrológica, como alcantarillas o terraplenes, pueden impedir la canalización de aguas de crecida de la marea, lo que ocasionaría mayor estrés sobre la vegetación. También, una excesiva carga de nutrientes puede significar un menor crecimiento subsuperficial.

En los últimos siglos, las reservas de carbono en marismas se han mostrado sorprendentemente resilientes ante perturbaciones humanas directas. Sobre la costa este de América del Norte se recogió vegetación nativa de marismas, como heno, y vestigios de esa actividad son todavía evidentes en las marismas, aunque hace falta un estudio que determine directamente el impacto de la siega. Un estudio realizado para determinar el impacto del pastoreo en el carbono almacenado en el suelo de una marisma del río San Lorenzo, en Quebec, Canadá, no obstante, reveló que las reservas de carbono en el suelo superficial de la marisma eran más elevadas que en aquella sin apacentarse (Yu y Chmura, 2010).

Cabe la posibilidad de que si el aumento en el nivel del mar alcanza los índices apocalípticos que muchos han pronosticado (por ejemplo, Vermeer y Rahmstorf, 2009), entonces la producción de plantas, la acumulación de carbono y la elevación de la superficie de las marismas —que dependen de la acumulación de carbono— no mantendrán el ritmo y los depósitos desprovistos de vegetación quedarán sujetos a la erosión. La presencia de turba sumergida en las marismas ubicadas en la plataforma continental a cierta distancia de la costa este de América del Norte (Emery *et al.*, 1965) sugiere que parte de las reservas de carbono sumergidas persistirán, pero no se han realizado investigaciones que aborden directamente el probable destino de estas reservas.

3. Manglares

Foto 3. Manglar en Marismas Nacionales, Nayarit, México



Foto: P. Fajardo.

Los bosques de mangle se encuentran en las costas marinas y estuarinas de los trópicos y subtrópicos, en ocasiones entremezclados con áreas más pequeñas de marismas. El término “manglar” se aplica a la vegetación arbórea que crece en áreas intermareales de esta zona climática. En términos generales, comprende árboles, arbustos, palmas e incluso helechos, como la especie *Acrostichum aureum*, que llega a alcanzar hasta tres metros de altura y se encuentra en la costa estadounidense (Spalding *et al.*, 2010). Aunque un manglar no requiere una relación filogenética entre las especies que lo conforman para que se le designe como tal, el término se aplica a cualquier especie que tolera la salinidad a lo largo de las costas de bahías y estuarios.

Debido a las crecidas de la marea, los suelos de los manglares se someten al mismo estrés que la vegetación de las marismas. Al igual que la de marismas, la vegetación que crece en manglares tiene tejidos formados de aerénquima, que ayudan a transportar el oxígeno a los suelos inundados y mitigan

el estrés. Los manglares, sin embargo, presentan otras adaptaciones —como las lenticelas en su corteza (para el intercambio de aire)— que contribuyen a su supervivencia en suelos inundados, y muchos tienen renuevos vivíparos que germinan y se mantienen adheridos a la planta madre, con lo que sortean las condiciones de inundación y elevada salinidad que impiden la germinación cuando las semillas se entierran en el suelo. El crecimiento de raíces propicia una importante entrada para la reserva de carbono en el suelo de los manglares. Los bosques de mangle constituyen un hábitat crítico para peces y, de esta manera, representan un subsidio indirecto para la pesca mar adentro. El denso bosque de árboles de mangle (*Rhizophora*) posee un gran valor para la construcción de embarcaciones y aparejos de pesca, así como para la obtención de carbón vegetal, actividades estrictamente reglamentadas en América del Norte. Los manglares desempeñan un papel importante en la atenuación del oleaje y son incluso más valiosos que las marismas como zonas de amortiguamiento frente a tormentas, pero este papel puede afectar la masa forestal. En México, como en cualquier otra parte del mundo, existen comunidades locales que dependen de los manglares para su subsistencia.

3.1 Distribución de los manglares

Los manglares tienen la capacidad para crecer en suelos donde la salinidad es mayor que la del agua de mar (aunque generalmente presentan un crecimiento atrofiado o con formas enanas) y se extienden tierra adentro hasta tramos de líneas costeras que corresponden a zonas mareales de agua dulce. Pueden medrar en suelos saturados de agua dulce, pero en estos lugares los manglares no pueden competir con otras especies.

La distribución cartografiada de los manglares en América del Norte se muestra en la gráfica 5, y en el cuadro 5 pueden consultarse las regiones de manglar en México y la superficie que ocupan. En el caso de México, los polígonos proceden de una sola fuente: la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio). La información sobre la distribución de los manglares en Estados Unidos se obtuvo del Servicio de Estudios Geológicos de Estados Unidos (*US Geological Survey*, USGS), a través del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). Ambos organismos utilizan teledetección para determinar la distribución de los sistemas.

Los mapas disponibles documentan un área global de manglares en América del Norte equivalente a 10,094 km², y más de 76 por ciento se encuentra en costas mexicanas. Todos los estados costeros de México tienen manglares en sus costas. Las tres entidades federativas de la península de Yucatán, en México, poseen la mayor superficie de manglares, equivalente a cerca de 55 por ciento del total nacional (véase la gráfica 6).

La extensión más septentrional de manglares en América del Norte se encuentra en la costa del Atlántico, en los estados de Texas, Luisiana y Florida, en Estados Unidos. En el extremo septentrional de distribución, la supervivencia de los manglares está limitada por la presencia de heladas (Mitsch y Gosselink, 2007). De las siete especies de manglares que existen en América del Norte, tres son las que predominan y se encuentran en forma generalizada: *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle*. La menos vulnerable a las heladas es *Avicennia germinans* y tiene la distribución más septentrional. En términos de distribución hacia el sur, y en grado de vulnerabilidad ante las heladas, le siguen *R. mangle* y *L. racemosa*. En esos estados se ha registrado una expansión de las poblaciones de manglares, que se atribuye a un clima más cálido (por ejemplo, Bianchi *et al.*, 2013; Henry y Twilley, 2013). En la costa del Pacífico, la presencia de manglares más al norte se registra en el estado de Baja California, México. La especie *R. mangle* se encuentra en la parte más septentrional, mientras que *L. racemosa* tiene mayor presencia en el sur. En el estado de Chiapas, en la costa mexicana del Pacífico, se observan dos especies más (Spalding *et al.*, 2010; Rodríguez Zúñiga *et al.*, 2013): *Rhizophora Harrisonii*, un híbrido natural de *R. mangle* y *R. racemosa* (Cornejo, 2013), y *Avicennia bicolor*. Con presencia en la parte continental de estos manglares en ambas costas, la especie *Conocarpus erectus* es para algunos un manglar y para otros un “pariente” del manglar.

Gráfica 5. Distribución de los manglares en América del Norte, 2015



Cuadro 5. Distribución regional del área de manglares (en hectáreas) en México, 1981 y 2005

| Región | 1981 | | 2005 | | Cambio neto |
|----------------------|-----------|----------------|---------|----------------|-------------|
| | Área | % de la región | Área | % de la región | Área |
| Golfo de México | 89,581 | 10.5 | 87,470 | 11.3 | -2,111 |
| Península de Yucatán | 452,962 | 52.9 | 421,399 | 54.5 | -31,563 |
| Pacífico norte | 197,798 | 23.1 | 186,444 | 24.1 | -11,354 |
| Pacífico centro | 16,475.66 | 1.9 | 6,987 | 0.9 | -9,489 |
| Pacífico sur | 98,750 | 11.5 | 71,555 | 9.3 | -27,195 |
| Total | 855,566 | | 773,854 | | -81,712 |

3.2 Amenazas a la distribución de los manglares

La mayor parte de los manglares de América del Norte se encuentran en costas micromareales y, por ello, son sumamente vulnerables a otras amenazas. Las mayores amenazas estriban en niveles reducidos de aporte de sedimentos suspendidos (baja turbidez) y niveles elevados de aporte de nutrientes. Todos los manglares de las regiones centro y sur del Pacífico mexicano enfrentan grandes amenazas por los bajos niveles de sedimentos suspendidos. Algunas porciones de las regiones de manglares en el Pacífico norte y el golfo de México también se ven amenazadas por los bajos niveles de sedimentos suspendidos. La amenaza que supone el elevado nivel de nutrientes prevalece más en los manglares del golfo de México, aunque es un peligro que se cierne sobre todos los sistemas de este tipo a lo largo del subcontinente.

En México, los principales factores de pérdida de manglares han sido el cambio en el uso del suelo, asociado con operaciones acuícolas productoras de camarón y piscícolas, la agricultura, la construcción de infraestructura portuaria, el turismo y los desarrollos urbanos, además de los huracanes. De un análisis de amenazas se desprende que la mayor parte de las áreas de manglar en México enfrenta una fuerte amenaza proveniente de las elevadas cargas de nutrientes y la baja turbidez, junto con el estrangulamiento de las costas, como es el caso de los estados de Jalisco, Colima, Quintana Roo y Yucatán. A pesar de las leyes mexicanas que protegen los manglares, numerosas áreas corren el grave riesgo de una pérdida irreversible como resultado de la urbanización costera. Entre estas áreas se incluyen zonas costeras en los estados de Jalisco, Colima, Nayarit, Michoacán, Guerrero, Baja California Sur, Quintana Roo y Yucatán. La infraestructura en pie en estos estados implica labores de mantenimiento, expansión de infraestructura urbana, turística y eléctrica, y, en algunas áreas, nuevos desarrollos (en Baja California Sur, por ejemplo). En el caso del golfo de México, la región de manglares sufre la amenaza de derrames de hidrocarburos, así como la de extracción de petróleo y gas natural. La posible expansión de las actividades de acuicultura en el Pacífico norte —responsables de la pérdida y degradación de importantes áreas de manglar— también supone una amenaza para estos sistemas.

Valderrama *et al.* (2014) muestran que la pérdida de áreas de manglar se debe predominantemente a la conversión en tipos de vegetación terrestre o de humedal. La transformación del suelo para uso agrícola y la de índole antropogénica en general da cuenta de 80 por ciento de la pérdida de manglares. En forma similar, con base en un estudio a escala nacional sobre la conversión de los manglares en México (véanse las gráficas 7, 8 y 9), en los últimos años la mayor pérdida se atribuye al uso de áreas de manglar para la agricultura. En por lo menos algunas regiones, la conversión de

manglares a usos agrícolas conlleva la apertura del dosel y la siembra de pastos para apacentamiento de animales. Es preciso mencionar que persiste la crecida de aguas intermareales. Este tipo de actividad agrícola puede generar una pérdida mínima de carbono azul o incluso puede significar una ganancia de carbono en el suelo (por ejemplo, Yu y Chmura, 2010), aunque es necesario llevar a cabo más investigaciones para evaluar su impacto en los sumideros de carbono azul. Asimismo, con este tipo de actividad agrícola, cabe la posibilidad de que algunos servicios ambientales se conserven, al menos parcialmente. En la medida en que la apertura de tierras al pastoreo no se traduzca en una modificación intensiva, como en el caso de la actividad camaronícola, es probable que el carbono se retenga y los manglares se restauren y conserven su potencial para captar y almacenar carbono.

En comparación con las marismas de la costa noreste de Estados Unidos, los manglares mexicanos, en general, se someten a menores amenazas atribuibles a la conversión del uso del suelo y el estrangulamiento de las costas. Sin embargo, los estados de Jalisco, Colima, Michoacán y Guerrero, donde se encuentran pequeñas áreas de manglar (véase la gráfica 6), enfrentan hoy día un grado proporcionalmente elevado de amenazas por estrangulamiento costero.

De frente al cambio climático, se espera que la distribución de los manglares se expanda hacia los polos y que invadan las áreas de marisma. Los investigadores han empezado a tomar en cuenta el impacto de la expansión de los manglares en el carbono captado y almacenado en el suelo. Bianchi *et al.* (2013) estudiaron suelos en los que los manglares habían invadido marismas con *S. alterniflora* en la costa de Texas, y descubrieron que en los sitios que presentaban invasión de mangle los índices de acumulación de carbono en el suelo habían duplicado los de las marismas cercanas desprovistas de manglares (2.7 *versus* 1.0 toneladas por hectárea al año), aunque de todas formas se encontraban dentro del intervalo normal de los índices de almacenamiento de carbono para marismas.

Restauración

La Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio, 2013) de México tiene una lista de 81 sitios prioritarios de manglar con relevancia biológica o necesidades inmediatas de rehabilitación ecológica, entre los que se encuentran 27 sitios en el golfo de México y diez sitios en el Pacífico norte (véase la gráfica 10). En muchos de estos sitios ya se llevan a cabo labores de restauración.

Gráfica 6. Regiones en México con manglar en 2013



Fuente: Adaptado de Conabio (2013).

Gráfica 7. Distribución de los manglares en México en 1970



Fuente: Adaptado de Conabio (2013).

Gráfica 8. Distribución de los manglares en México en 2005



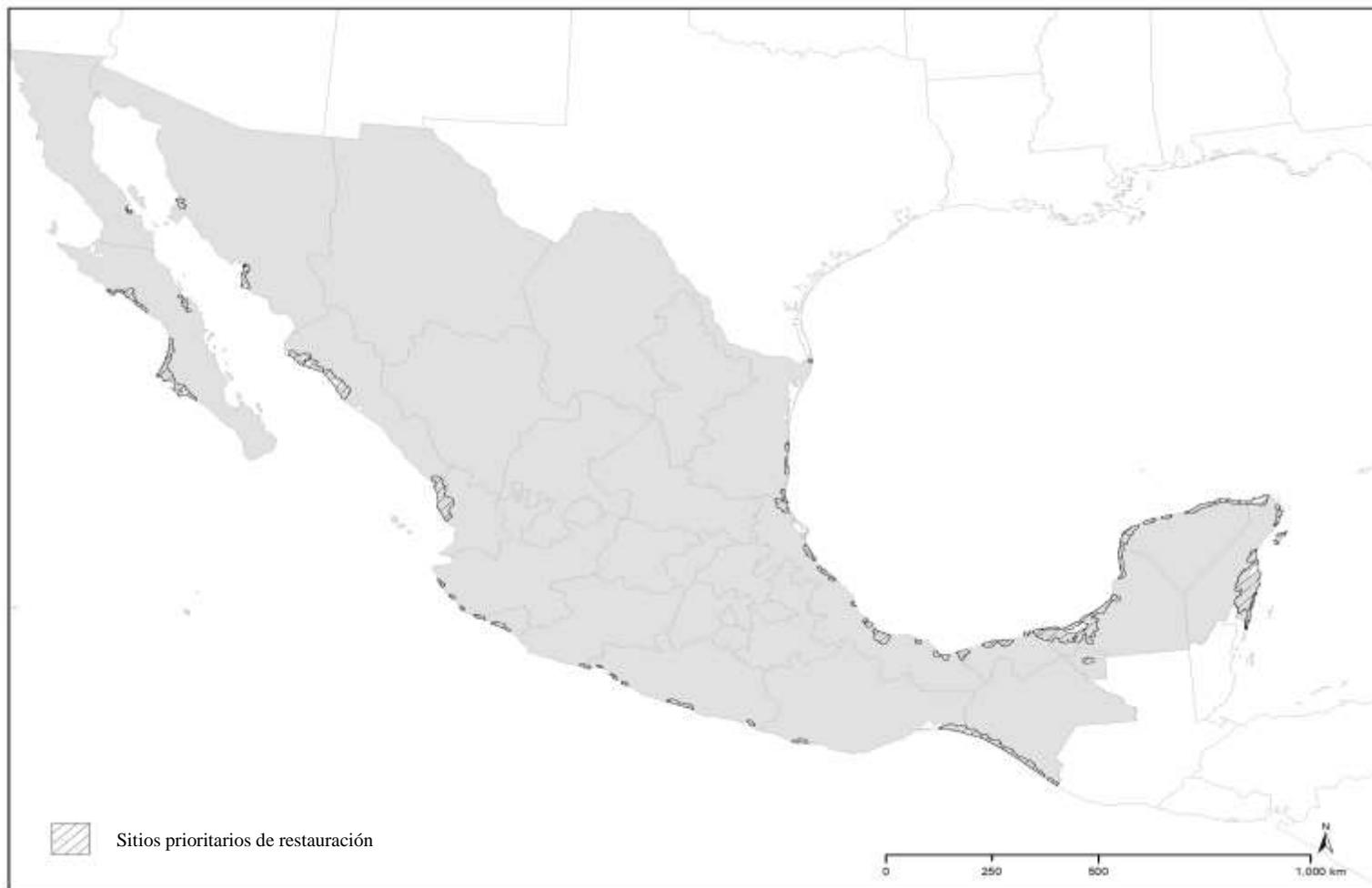
Fuente: Adaptado de Conabio (2013).

Gráfica 9. Distribución de los manglares en México en 2010



Fuente: Adaptado de Conabio (2013).

Gráfica 10. Sitios prioritarios de manglar con relevancia biológica o necesidades inmediatas de rehabilitación ecológica, 2013



Fuente: Adaptado de Conabio (2013).

3.3 Lagunas en la información para crear mapas sobre manglares

En América del Norte, de los tres hábitats que captan y almacenan carbono azul, los manglares son el sistema que cuenta con los mapas más completos. La repetida elaboración de mapas ha permitido la integración de series temporales que ilustran cambios recientes.

3.4 Reservas de carbono en manglares e índices de almacenamiento

Al igual que los árboles del bosque, los mangles captan, almacenan y emiten dióxido de carbono mediante la fotosíntesis y la respiración, y almacenan cantidades considerables de carbono en su madera (véase el cuadro 6), mientras que la biomasa superficial de otros hábitats que captan y almacenan carbono azul se considera insignificante en términos de contabilización de reservas de carbono (Kennedy *et al.*, 2013).

Cuadro 6. Reservas mundiales promedio de carbono en la superficie en manglares

| Clima | Reserva promedio de carbono (toneladas por ha ⁻¹) | Intervalo de reservas de carbono (toneladas por ha ⁻¹) | n |
|-----------------|---|--|----|
| Tropical húmedo | 86.6 | 3.9-173.6 | 49 |
| Tropical seco | 41.5 | 1.4-91.1 | 13 |
| Subtropical | 33.8 | 1.8-58.6 | 10 |

Nota: Se supone un metro de profundidad para las reservas de carbono.

ha⁻¹ = por hectárea; n = muestras tomadas.

Fuente: Adaptación de Kennedy *et al.*, 2013, cuadro 4.3.

Los suelos de los manglares, no obstante, presentan por lo general condiciones anóxicas (Twilley *et al.*, 1992), por lo que la materia orgánica en el suelo se degrada a un ritmo sumamente lento y se almacena en grandes cantidades en comparación con los bosques terrestres (McCleod *et al.*, 2011). El carbono orgánico en suelos de manglar se origina lo mismo en fuentes locales que en entradas externas (ejemplos en: Bouillon *et al.*, 2004). Las fuentes locales proceden principalmente de raíces y basura de la superficie, al igual que de comunidades microfitobentónicas (microflora) y macroalgas (Bouillon *et al.*, 2004; Kristensen *et al.*, 2008). Se da por sentado que la producción de raíces es uno de los elementos que más carbono orgánico aportan al suelo, aunque se requieren estudios empíricos en los que se determine su importancia respecto de otras fuentes locales. Los aportes de agua de marea comprenden fitoplancton, material derivado de lechos de pasto marino (Bouillon *et al.*, 2004) y sedimentos orgánicos de origen ripario y marino.

La profundidad de los suelos de manglar es variable y puede alcanzar varios metros, por lo que los suelos son el principal depósito de carbono en estos ecosistemas, donde el carbono orgánico se almacena por miles de años. El almacenamiento de carbono en suelos de manglar se ve afectado por distintos factores, a saber: el balance entre los índices de producción y descomposición de materia orgánica —que reciben el impulso de la actividad microbiana—, el flujo neto de carbono que atraviesa las fronteras de manglares (Twilley *et al.*, 1992) y la geomorfología. En los bosques de mangle, la materia orgánica superficial, sobre todo las hojas, que no se descompone puede quedar permanentemente enterrada en los suelos, aunque también ser exportada por la fuerza mareomotriz hacia ecosistemas circundantes (Kristensen *et al.*, 2008). En el suelo, la descomposición de la materia orgánica produce carbono orgánico disuelto que puede lixiviarse y escapar del suelo, un proceso

controlado por la circulación del agua al interior del ecosistema y procesos hidrológicos externos a escala de cuencas hidrográficas. Los procesos de sedimentación en los manglares son extremadamente importantes, ya que determinan numerosos procesos ecológicos, como el soterramiento y la productividad primaria de carbono y nutrientes, pero el tema amerita un estudio más a fondo. La acumulación de carbono desempeña un papel de fundamental importancia para mantener la elevación del suelo con el aumento del nivel del mar y la sustentabilidad del ecosistema de manglar en sí. En el proceso, los manglares atrapan de manera eficaz lodos con los que crean su propio entorno.

La importancia relativa de los ecosistemas de manglar como sumideros o fuentes de carbono varía en función tanto de su ubicación geográfica como de sus procesos ecológicos, los cuales son sumamente sensibles ante influencias naturales y antropogénicas. La excavación en los suelos de manglares puede generar la oxidación de la materia orgánica que ha estado almacenada ahí desde hace tal vez milenios. Es necesario un mayor conocimiento sobre las reservas de carbono de los manglares para determinar qué áreas son las prioritarias en la conservación de estos sistemas. Los estudios realizados, sin embargo, no han logrado brindar información sobre la profundidad de los suelos de los sistemas de manglares en América del Norte.

En los últimos cinco años, el reconocimiento de los manglares como sumideros de carbono ha atraído la atención del sector gubernamental, así como de organizaciones no gubernamentales y el gremio científico en los ámbitos local, nacional e internacional, en respuesta a la necesidad de obtener información sobre las reservas de carbono y sus índices de captación y almacenamiento, a fin de incluir los manglares en programas de incentivos en materia de carbono. La compilación realizada en 2013 en torno a las reservas de carbono en manglares y sus índices de acumulación (Kennedy *et al.*, 2013) revela que el intervalo de las reservas de carbono en suelos de manglar es más amplio y elevado que el de los suelos de marismas, si se asume una profundidad de un metro (véase el cuadro 7).

Cuadro 7. Reservas mundiales promedio de carbono en el suelo, en manglares

| Tipo de suelo | Reserva promedio de carbono (toneladas por ha ⁻¹) | Intervalo de reserva de carbono (toneladas por ha ⁻¹) | n |
|-----------------|---|---|-----|
| Orgánico | 471 | 216-945 | 43 |
| Mineral | 286 | 16-623 | 82 |
| Todos los tipos | 386 | 55-1,376 | 119 |

Nota: Se asume un metro de profundidad para las reservas de carbono.

ha⁻¹ = por hectárea; n = muestras tomadas.

Fuente: Kennedy *et al.*, 2013, cuadro 4.11.

Desde la publicación del IPCC se ha dado a conocer información nueva sobre las reservas de carbono en manglares de América del Norte. Los sitios estudiados comprenden la Reserva de la Biosfera Sian Ka'an (Adame *et al.*, 2013) y Laguna de Términos (Guerra Santos *et al.*, 2014), en México, y el Parque Nacional de los Everglades, en Florida, Estados Unidos (Breithaupt *et al.*, 2014). En todos estos sitios se registró un descenso en las reservas de carbono e índices de acumulación, pero dentro de los intervalos mostrados en el cuadro 7.

3.5 Conservación de las reservas de carbono en los manglares

Por tratarse de ecosistemas intermareales, la permanencia a largo plazo de los manglares requiere que éstos logren mantener una acreción vertical a un ritmo igual o superior al índice de aumento en el nivel del mar. Si los manglares no consiguen adaptarse a estos rápidos cambios con el ingreso de

sedimentos y la producción de raíces subsuperficiales, se volverán vulnerables y podrían liberar cantidades importantes de carbono a la atmósfera. Otra consecuencia del cambio climático es la frecuencia cada vez mayor de tormentas tropicales y huracanes, que afectan las condiciones biogeoquímicas de los suelos de manglares debido a un depósito excesivo de sedimentos. Asimismo, algunas actividades humanas (por ejemplo, la construcción de represas y la modificación de condiciones hidrológicas) afectan también la función de los manglares como sumideros de carbono, al interrumpir la entrada de sedimentos que favorece la capacidad de estos sistemas para mantener un equilibrio respecto del aumento del nivel del mar.

4. Áreas marinas protegidas, áreas terrestres protegidas y hábitats que captan y almacenan carbono azul

Las zonas correspondientes a lechos de pasto marino, marismas intermareales y manglares cartografiados que se encuentran al interior de áreas marinas protegidas (AMP) y áreas terrestres protegidas (ATP) se enumeran en el cuadro 8. En algunos casos, el hábitat que capta y almacena carbono azul corresponde a una jurisdicción de un ATP pero no un AMP, como es el caso de Baja California (véanse las gráficas 11 y 12). En otras áreas, gran parte del hábitat que capta y almacena carbono azul queda dentro tanto de AMP como de ATP, como sucede con los manglares localizados en el estado de Campeche, México. En cambio, un porcentaje sumamente reducido de las marismas de Nueva Escocia y Nuevo Brunswick, Canadá, pertenece lo mismo a AMP que a ATP. En ocasiones, el hábitat de lechos de pasto marino se asienta en los límites de AMP y ATP. Al igual que con las marismas y los manglares, la cobertura cartografiada varía: se tiene una cobertura casi total en mapas del área ubicada en Carolina del Norte, Estados Unidos, en tanto que sólo se han elaborado mapas para 12 por ciento de las áreas restantes. En otros lugares, las AMP se superponen a ATP (véase la gráfica 11), pero el grado de esta superposición no se ha calculado. Es más, se dan casos en que las mismas AMP se superponen entre sí, cuando se establecen para alcanzar objetivos diferentes; por ejemplo, para regular la pesca de una sola especie, o con fines de protección en general, como un parque nacional.

En términos de toda América del Norte, la cantidad de datos poligonales, lineales y puntuales sobre lechos de pasto marino de áreas marinas protegidas (AMP) muestra que 58 por ciento de los polígonos, 47 por ciento de las líneas y 10 por ciento de los puntos podrían considerarse con cierto grado de protección gracias a su designación como AMP. Estos porcentajes representan únicamente una pequeña porción del recurso de lechos de pasto marino de que se dispone; y como ya se ha señalado, la protección conferida a los pastos marinos dentro de las AMP es mínima. Los datos lineales —que representan la longitud de la costa en donde se observan lechos de pasto marino— se limitan a la región noroeste del Pacífico, y del 47 por ciento que pertenece a AMP, casi la totalidad corresponde al Bosque Nacional Tongass, en el sureste de Alaska. Esta clasificación, sin embargo, no brinda protección a las aguas marinas; de hecho, las operaciones de tala por clareo están permitidas, lo que contribuye a la erosión en tierras altas y la pérdida de claridad en aguas costeras.

Un sorpresivo hallazgo respecto de los lechos de pasto marino fue saber que prácticamente ninguna AMP ofrece una verdadera protección al hábitat de lechos de pasto marino (Spalding *et al.*, 2003). De hecho, es frecuente encontrar AMP en lugares donde los pastos marinos van en declive, y la designación de un AMP como área protegida no basta para proteger a estas plantas sumergidas de las amenazas que actualmente se ciernen sobre ellas.

Es probable que ni las AMP ni las ATP alcancen el tipo de protección que se requiere para preservar los hábitats que captan y almacenan carbono azul en la actualidad. A pesar de las leyes que, con fines de protección, se han instrumentado en Canadá, Estados Unidos y México para evitar la pérdida de humedales, los lechos de pasto marino enfrentan una disminución en numerosas áreas protegidas, marinas y terrestres, debido a que las escorrentías procedentes de cuencas hidrográficas y la carga de

nutrientes resultante pocas veces entran en el ámbito de las áreas protegidas. No obstante, estudios sobre los humedales de marismas y manglares muestran una reciente disminución en el índice de pérdida, que contrasta con las extensas pérdidas históricas debidas a la urbanización, la construcción de infraestructura para transporte y la agricultura. Es probable, aun así, que el pronosticado incremento en los índices de nivel del mar de pie a un nuevo aumento en el ritmo de pérdida, sobre todo si no se atienden las amenazas indirectas que enfrentan manglares y marismas. Estas amenazas indirectas por lo general no forman parte de la designación o gestión de un área marina protegida o un área terrestre protegida.

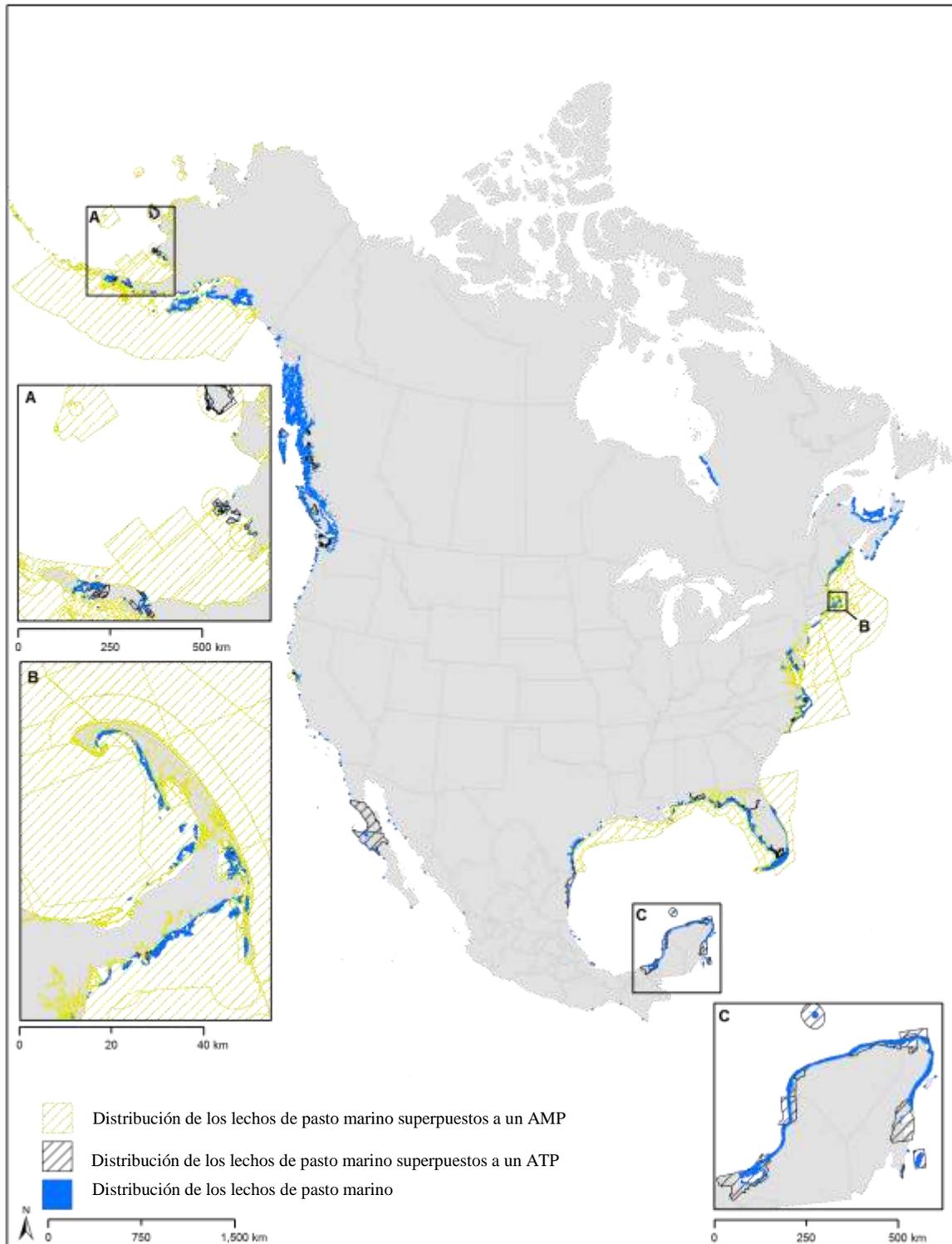
Cuadro 8. Áreas de hábitat de manglar, lecho de pasto marino y marisma al interior de áreas marinas protegidas (AMP) y áreas terrestres protegidas (ATP), 2014

| País | Estado o provincia | Manglar | | | Lecho de pasto marino | | | Marisma | | |
|--------|---------------------------|---------------------------------------|--|--|---------------------------------------|--|--|---------------------------------------|--|--|
| | | Todos los hábitats (km ²) | Al interior de un AMP (km ²) | Al interior de un ATP (km ²) | Todos los hábitats (km ²) | Al interior de un AMP (km ²) | Al interior de un ATP (km ²) | Todos los hábitats (km ²) | Al interior de un AMP (km ²) | Al interior de un ATP (km ²) |
| Canadá | Columbia Británica | 0 | 0 | 0 | 643 | 196 | 13 | 111 | 19 | 3 |
| | Nueva Brunswick | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 128 | 1 | 4 |
| | Nueva Escocia | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 158 | 6 | 3 |
| | Isla del Príncipe Eduardo | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 70 | 0.3 | 4 |
| | Quebec | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 79 | 55 | 11 |
| México | Baja California | 0.3 | 0 | 0.3 | 24 | 0 | 3 | 30 | 0 | 21 |
| | Baja California Sur | 262 | 36 | 36 | 450 | 424 | 450 | 123 | 108 | 121 |
| | Campeche | 1,255 | 1,072 | 1,078 | 4,276 | 2,097 | 2,280 | 0 | 0 | 0 |
| | Chiapas | 395 | 276 | 294 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Colima | 27 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Guerrero | 76 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Jalisco | 24 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Michoacán | 15 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

| | | | | | | | | | | |
|-----------------|--------------------|-------|-------|-------|--------|-------|-------|-------|------|-----|
| | Nayarit | 705 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Oaxaca | 190 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Quintana Roo | 1,315 | 692 | 887 | 4,049 | 1,257 | 1,559 | 0 | 0 | 0 |
| | Sinaloa | 832 | 0 | 91 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Sonora | 113 | 0 | 12 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Tabasco | 485 | 23 | 144 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Tamaulipas | 18 | 0 | 3 | 152 | 0 | 145 | 0 | 0 | 0 |
| | Veracruz | 372 | 0 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Yucatán | 1,683 | 918 | 1,434 | 716 | 265 | 268 | 0 | 0 | 0 |
| EU | Alaska | 0 | 0 | 0 | 405 | 361 | 316 | 948 | 284 | 330 |
| | Alabama | 0 | 0 | 0 | 4 | 0.02 | 0.10 | 129 | 33 | 26 |
| | California | 0 | 0 | 0 | 37 | 5 | 3 | 192 | 16 | 32 |
| | Connecticut | 0 | 0 | 0 | 8 | 1 | 0 | 37 | 11 | 6 |
| | Delaware | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 293 | 141 | 67 |
| | Florida | 2,303 | 1,755 | 1,853 | 10,739 | 8,268 | 137 | 1,300 | 799 | 800 |
| | Georgia | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1,281 | 158 | 274 |
| | Luisiana | 22 | 4 | 5 | 65 | 19 | 8 | 2,954 | 75 | 200 |
| | Massachusetts | 0 | 0 | 0 | 125 | 125 | 0.1 | 170 | 105 | 28 |
| | Maryland | 0 | 0 | 0 | 153 | 129 | 8 | 399 | 55 | 104 |
| | Maine | 0 | 0 | 0 | 100 | 99 | 0.2 | 76 | 31 | 14 |
| | Misisipi | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 226 | 166 | 145 |
| | Carolina del Norte | 0 | 0 | 0 | 559 | 553 | 5 | 767 | 357 | 289 |
| Nuevo Hampshire | 0 | 0 | 0 | 7 | 7 | 0 | 22 | 5 | 0.69 | |

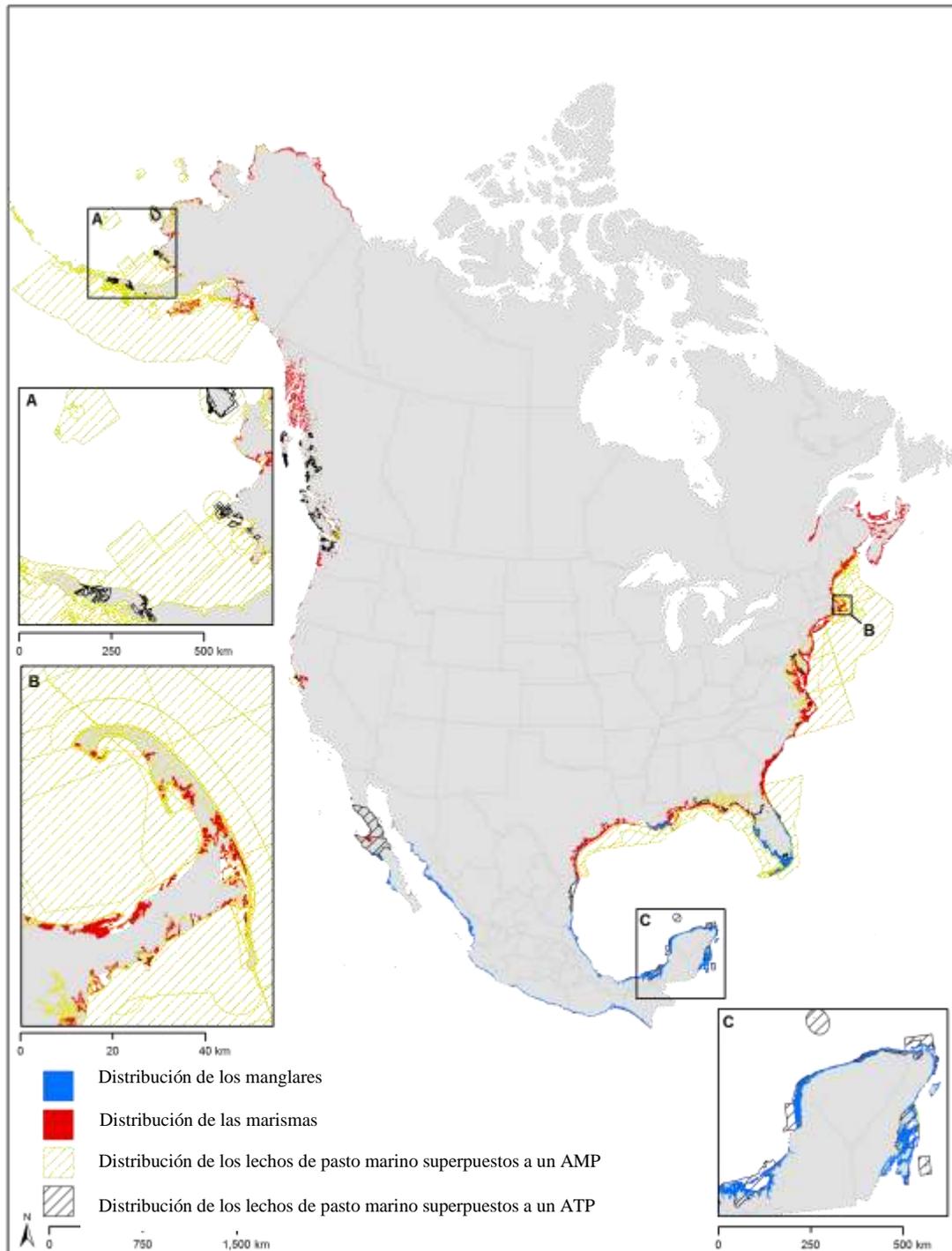
| | | | | | | | | | | |
|--|------------------|----|---|---|-----|-----|------|-------|-----|-----|
| | Nueva Jersey | 0 | 0 | 0 | 53 | 52 | 0.09 | 608 | 366 | 232 |
| | Nueva York | 0 | 0 | 0 | 82 | 78 | 16 | 87 | 45 | 19 |
| | Oregón | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0.00 | 33 | 6 | 16 |
| | Rhode Island | 0 | 0 | 0 | 4 | 4 | 0.00 | 5 | 4 | 0.1 |
| | Carolina del Sur | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.00 | 1,304 | 299 | 371 |
| | Texas | 19 | 6 | 3 | 897 | 106 | 14 | 1,393 | 298 | 227 |
| | Virginia | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0.49 | 501 | 215 | 225 |
| | Washington | 0 | 0 | 0 | 632 | 82 | 34 | 49 | 2 | 6 |

Gráfica 11. Distribución de los lechos de pasto marino al interior de áreas marinas protegidas (AMP) y áreas terrestres protegidas (ATP) en México



Nota: AMP = área marina protegida; ATP = área terrestre protegida; A = bahía de Bristol, Alaska, EU; B = aguas circundantes a Cape Cod, Massachusetts, EU; C = península de Yucatán, México.

Gráfica 12. Distribución de las marismas y los manglares al interior de áreas marinas protegidas (AMP) y áreas terrestres protegidas (ATP) en México



Nota: AMP = área marina protegida; ATP = área terrestre protegida; A = bahía de Bristol, Alaska, EU; B = aguas circundantes a Cape Cod, Massachusetts, EU; C = península de Yucatán, México.

5. Bibliografía

- Adame, M. F., J. B. Kauffman, I. Medina, J. N. Gamboa, O. Torres, J. P. Caamal y J. A. Herrera Silveira (2013), “Carbon stocks of tropical coastal wetlands within the Karstic landscape of the Mexican Caribbean” [Reservas de carbono en humedales costeros tropicales en el paisaje kárstico del Caribe mexicano], *Plos One*, núm. 8, vol. 2.
- Anisfeld, S. C. y T. D. Hill (2012), “Carbon balance in a Long Island Sound tidal marsh” [Balance de carbono en una marisma intermareal en el estrecho de Long Island], *Estuaries and Coasts*, núm. 35, pp. 201-211.
- Baldwin, A. H., P. J. Kangas, J. P. Megonigal, M. C. Perry y D. F. Whigham (2012), “Chapter 3: Coastal wetlands of Chesapeake Bay [Capítulo 3: Humedales costeros en la bahía de Chesapeake], D. P. Batzer y A. H. Baldwin (eds.), en: *Wetland habitats of North America: Ecology and conservation concerns*, University of California Press, Berkeley, pp. 29-44.
- Battaglia, L. L., J. W. Jr. Day, M. W. Hester, G. P. Shaffer y M. J. Visser (2012), “Chapter 5: Mississippi River Delta wetlands” [Capítulo 5: Humedales del delta del río Misisipi], D. P. Batzer y A. H. Baldwin (eds.), en *Wetland habitats of North America: Ecology and conservation concerns*, University of California Press, Berkeley, pp. 63-74.
- Bertness, M. D. (1991), “Zonation of *Spartina patens* and *Spartina alterniflora* in a New England salt marsh” [Zonificación de *Spartina patens* y *Spartina alterniflora* en una marisma de Nueva Inglaterra], en *Ecology*, núm. 7, pp. 138-148.
- Bianchi, T. S., M. A. Allison, J. Zhao, X. Li, R. S. Comeaux, R. A. Feagin y R. W. Kulawardhana (2013), “Historical reconstruction of mangrove expansion in the Gulf of Mexico: Linking climate change with carbon sequestration in coastal wetlands” [Reconstrucción histórica de la expansión de manglares en el golfo de México: vínculo entre el cambio climático y la captación y el almacenamiento de carbono en humedales costeros], *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, núm. 119, pp. 7-16.
- Björk, M., F. T. Short, E. Mcleod y S. Beer (2008), *Managing seagrasses for resilience to climate change* [Manejo de lechos de pasto marino para favorecer su resiliencia frente a los efectos del cambio climático], Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), Gland, Suiza.
- Bouillon, S., T. Moens y F. Dehairs (2004), “Carbon sources supporting benthic mineralization in mangrove and adjacent seagrass sediments (Gazi Bay, Kenya)” [Fuentes de carbono que sustentan la mineralización bentónica en sedimentos de manglares y lechos de pasto marino adyacentes, bahía de Gazi, Kenia], *Biogeosciences*, núm. 1 vol. 1, pp. 71-78.
- Breithaupt, J. L., J. M. Smoak, T. J. Smith y C. J. Sanders (2014), “Temporal variability of carbon and nutrient burial, sediment accretion, and mass accumulation over the past century in a carbonate platform mangrove forest of the Florida Everglades” [Variabilidad temporal del enterramiento de carbono y nutrientes, acreción sedimentaria y acumulación de masa a lo largo del siglo pasado en un bosque de mangle de la plataforma de carbonatos en los Everglades, en Florida], *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, núm. 119, pp. 2032-2048.
- Byers, S. E. y G. L. Chmura (2007), “Salt marsh vegetation recovery on the Bay of Fundy” [Recuperación de la vegetación de la marisma en la bahía de Fundy], *Estuaries and Coasts*, núm. 30, pp. 869-877.
- Cabot, S. (1986), “Memories of the Cabot’s Quilt” [Memorias de Cabot’s Quilt], *Yankee Magazine*, núm. 50, vol.11, pp. 116-122.

- Callaway, J. C., A. B. Borde, H. L. Diefenderfer, V. T. Parker, J. M. Rybczyk y R. M. Thom (2012), *Pacific Coast tidal wetlands* [Humedales intermareales en la costa del Pacífico], D. P. Batzer y A. H. Baldwin (eds.), University of California Press, Berkeley.
- Chapman, V. J. (1960), *Salt marshes and salt deserts of the world* [Marismas y desiertos salobres del mundo], 1a. ed., Leonard Hill, Londres.
- Chmura, G. L. (1982), *Morphological, physical and chemical characteristics of a ditched and unditched tidal salt marsh soil* [Características morfológicas, físicas y químicas del suelo de una marisma intermareal con y sin acequias], tesis de maestría, Universidad de Rhode Island, South Kingstown.
- Chmura, G. L., S. Anisfeld, D. Cahoon y J. Lynch (2003), “Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils” [Captación y almacenamiento de carbono a escala mundial en suelos de humedales salinos intermareales], *Global Biogeochemical Cycles*, núm. 17, pp. 1-12.
- Chmura, G. L., P. Chase y J. Bercovitch (1997), “Climatic controls on the middle marsh zone in Fundy saltmarshes” [Controles climáticos en la zona media de marismas en la bahía de Fundy], *Estuaries*, núm. 20, pp. 689-699.
- Conabio (2009), *Manglares de México: Extensión y distribución*, 2a. ed., Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Conabio (2013), “Mapa de uso del suelo y vegetación de la zona costera asociada a los manglares, región golfo de México, 1981, escala: 1:50000”, en: *Los manglares de México: estado actual y establecimiento de un programa de monitoreo a largo plazo: 2da y 3era etapas*, 1a. ed., informe del proyecto GQ004, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Cornejo, X. (2013), “Lectotypification and a new status for *Rhizophora X harrisonii* (Rhizophoraceae), a natural hybrid between *R. mangle* and *R. racemosa*” [Lectotipificación y nueva clasificación de *Rhizophora X harrisonii* (Rhizophoraceae), híbrido natural de *R. mangle* y *R. racemosa*], *Harvard Papers in Botany*, núm. 18, p. 37.
- Deegan, L. A., D. S. Johnson, R. S. Warren, B. J. Peterson y J. W. Fleeger (2012), “Coastal eutrophication as a driver of salt marsh loss” [Eutrofización costera como factor impulsor de la pérdida de marismas], *Nature* núm. 490, pp. 388-392.
- Desroches, M. B., M. Lavoie y C. Lavoie (2013), “Establishing the value of a salt marsh as a potential benchmark: Vegetation surveys and paleoecological analyses as assessment tools” [Determinación del valor de una marisma como posible referente: estudios de la vegetación y análisis paleoecológico como herramientas de evaluación], *Botany*, núm. 91, pp. 774-785.
- Duarte, C. M., J. J. Middelburg y N. Caraco (2005), “Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle” [Principal función de la vegetación marina en el ciclo del carbono oceánico], *Biogeosciences*, núm. 2, pp. 1-8.
- Emery, K. O., R. L. Wigley y M. Rubin (1965), “A submerged peat deposit off the Atlantic Coast of the United States” [Depósito de turba sumergida mar adentro de la costa del Atlántico en Estados Unidos], *Limnology and Oceanography*, núm. 10, pp. 97-102.
- Fourqurean, J. W., C. M. Duarte, H. Kennedy, N. Marba, M. Holmer, M. A. Mateo, E. T. Apostolaki, G. A. Kendrick, D. Krause Jensen, K. J. McGlathery y O. Serrano (2012), “Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock” [Ecosistemas de lechos de pasto marino como reservas de carbono mundialmente significativas], *Nature Geoscience*, núm. 5, vol. 7.
- Grech, A., K. Chartrand Miller, P. Erftemeijer, M. Fonseca, L. McKenzie, M. Rasheed, H. Taylor, R. Coles (2012), “A comparison of threats, vulnerabilities and management approaches in global

seagrass bioregions” [Comparación de amenazas, vulnerabilidades y estrategias de manejo en biorregiones de lechos de pasto marino en todo el mundo], *Eviron Res Lett*, núm. 7: 024006, doi:10.1088/1748-9326/7/2/024006.

- Guerra Santos, J. J., R. M. Cerón Bretón, J. G. Cerón Bretón, D. L. Damián Hernández, R. C. Sánchez Junco y E. D. G. Carrio (2014), “Estimation of the carbon pool in soil and above-ground biomass within mangrove forests in Southeast Mexico using allometric equations” [Estimación de las reservas de carbono en el suelo y la biomasa superficial en los bosques de mangle en el sureste mexicano mediante ecuaciones alométricas], *Journal of Forestry Research*, núm. 25, pp. 129-134.
- Halpern, B. S., S. Walbridge, K. A. Selkoe, C. V. Kappel y F. Micheli (2008), “A global map of human impact on marine ecosystems” [Mapa mundial del impacto humano en los ecosistemas marinos], *Science*, núm. 319, vol. 5865, pp. 948-952.
- Hemminga, M. A. y C. M. Duarte (2000), *Seagrass ecology* [Ecología de los pastos marinos], Cambridge University Press, Cambridge.
- Henry, K. M. y R. R. Twilley (2013), “Soil development in a coastal Louisiana wetland during a climate-induced vegetation shift from salt marsh to mangrove” [Aprovechamiento del suelo en un humedal costero de Luisiana durante un cambio de vegetación de marisma a manglar inducido por el cambio climático], *Journal of Coastal Research*, núm. 29, pp. 1273-1283.
- Kennedy, H. y M. Björk (2009), “Seagrasses” [Lechos de pasto marino], D. d’A Laffoley y G. Grimsditch (eds.), en: *The management of natural coastal carbon sinks in coastal ecosystems: Investigating and realising the potential*, Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), Gland, pp. 23-30.
- Kennedy, H. A., D. M. Alongi, A. Karim, G. Chen, G. L. Chmura, S. Crooks, J. G. Kairo, B. Liao y G. Lin (2013), “Chapter 4: Coastal wetlands” [Capítulo 4: Humedales costeros], *Suplemento de las Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero: humedales* (en inglés).
- Kirwan, M. L. y L. K. Blum (2011), “Enhanced decomposition offsets enhanced productivity and soil carbon accumulation in coastal wetlands responding to climate change” [Descomposición aumentada contrarresta la productividad aumentada y la acumulación de carbono en el suelo en humedales costeros en respuesta al cambio climático], *Biogeosciences*, núm. 8, pp. 987-993.
- Kirwan, M. L. y G. R. Guntenspergen (2012), “Feedbacks between inundation, root production, and shoot growth in a rapidly submerging brackish marsh” [Retroacción entre inundaciones, producción de raíces y crecimiento de vástagos en una marisma salobre que se sumerge con rapidez], *Journal of Ecology*, núm. 100, pp. 764-770.
- Kirwan, M. L. y J. P. Megonigal (2013), “Tidal wetland stability in the face of human impacts and sea-level rise” [Estabilidad de los humedales intermareales frente a los impactos humanos y el aumento del nivel del mar], *Nature*, núm. 504, vol. 7478, pp. 53-60.
- Kirwan, M. L., G. R. Guntenspergen y J. A. Langley (2014), “Temperature sensitivity of organic-matter decay in tidal marshes” [Sensibilidad a la temperatura de la descomposición de materia orgánica en marismas intermareales], *Biogeosciences*, núm. 11, pp. 4801-4808.
- Kristensen, E., S. Bouillon, T. Dittmar y C. Marchand (2008), “Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: A review” [Estudio sobre la dinámica del carbono orgánico en ecosistemas de manglares], *Aquatic Botany*, núm. 89, vol.2, pp. 201-219.
- Lee, K. S., F. T. Short y D. M. Burdick (2004), “Development of a nutrient pollution indicator using the seagrass, *Zostera marina*, along nutrient gradients in three New England estuaries” [Creación

- de un indicador de contaminación por nutrientes utilizando la especie de pasto marino *Zostera marina*, junto con gradientes de nutrientes en tres estuarios de Nueva Inglaterra], *Aquatic Botany*, núm. 78, pp. 197-216.
- Li, H. y S. L. Yang (2009), “Trapping effect of tidal marsh vegetation on suspended sediment, Yangtze Delta” [Efecto de retención de la vegetación de marismas intermareales en sedimentos suspendidos en el delta del río Yangtze], *Journal of Coastal Research*, núm. 254, pp. 915-924.
- Lutz, S. J. y A. H. Martin (2014), *Fish carbon: Exploring marine vertebrate carbon services* [Papel de los peces en el ciclaje de carbono: exploración de los servicios que desempeñan los vertebrados marinos en materia de carbono], GRID-Arendal, Arendal.
- Macdonald, K. B. (1977), “Chapter 8: Plant and animal communities of Pacific North American salt marshes” [Capítulo 8: Comunidades de flora y fauna en las marismas del Pacífico de América del Norte], V. J. Chapman (ed.), *Wet coastal ecosystems*, pp. 167-191, Elsevier, Ámsterdam.
- McLeod, E., G. L. Chmura, M. Björk, S. Bouillon, C. M. Duarte, C. Lovelock, R. Salm, W. Schlesinger y B. Silliman (2011), “A blueprint for blue carbon: Towards an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂” [Guía sobre carbono azul: hacia un mayor conocimiento del papel de los hábitats costeros con vegetación en la captación y el almacenamiento de CO₂], *Frontiers in Ecology and the Environment*, núm. 9, vol. 10, pp. 552-560.
- McGlathery, K. J., K. Sundback e I. C. Anderson (2007), “Eutrophication in shallow coastal bays and lagoons: The role of plants in the coastal filter” [Eutrofización en bahías y lagunas costeras de poca profundidad: papel de las plantas como filtros costeros], *Marine Ecology Progress Series*, núm. 348, pp. 1-18.
- McKee, L. K. (2012), “Chapter 7: Neotropical coastal wetlands in wetland habitats of North America: Ecology and conservation concerns” [Capítulo 7: Humedales costeros neotropicales en hábitats de humedales de América del Norte: inquietudes sobre ecología y conservación], D. P. Batzer y A. H. Baldwin (eds.), *Wetland habitats of North America: Ecology and conservation concerns*, University of California Press, Berkeley, pp. 89-102.
- Milne, L. J. y M. J. Milne (1951), “The eelgrass catastrophe” [La catástrofe de la especie *Zostera*], *Scientific American*, núm. 184, pp. 52-55.
- Mitsch, W. J. y J. G. Gosselink (2007), *Wetlands*, 4a. ed., John Wiley & Sons, Hoboken.
- Morris, J. T., B. Kjerfve y J. M. Dean (1990), “Dependence of estuarine productivity on anomalies in mean sea level” [Dependencia de la productividad estuarina de anomalías en el nivel medio del mar], *Limnology and Oceanography*, núm. 35, pp. 926-930.
- Neckles, H. A., F. T. Short, S. Barker y B. S. Kopp (2005), “Disturbance of eelgrass (*Zostera marina* L.) by commercial mussel (*Mytilus edulis*) harvesting in Maine: Dragging impacts and habitat recovery” [Perturbación de la *Zostera marina* L. por la recogida comercial de mejillones (*Mytilus edulis*) en Maine], *Marine Ecology Progress Series*, núm. 285, vol. 5, pp. 7-73.
- Nellemann, C., E. Corcoran, C. M. Duarte, L. Valdés, C. De Young, L. Fonseca y G. Grimsditch (eds.) (2009), *Blue Carbon: A rapid response assessment* [Carbono azul: evaluación de respuesta rápida], Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente: GRID-Arendal, en: <www.grida.no>.
- Novak, A. B. y F. T. Short (2011), “UV-b induces leaf reddening and supports photosynthesis in the seagrass *Thalassia testudinum*” [Radiación UVB induce el enrojecimiento foliar y favorece la fotosíntesis en el pasto marino *Thalassia testudinum*], *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, núm. 409, pp. 136-142.

- Orth, R. J., T. J. B. Carruthers, W. C. Dennison, C. M. Duarte, J. W. Fourqurean, K. L. Heck, Jr., A. R. Hughes, G. A. Kendrick, W. J. Kenworthy, S. Olyarnik, F. T. Short, M. Waycott y S. L. Williams (2006a), “A global crisis for seagrass ecosystems” [Crisis mundial para los ecosistemas de lechos de pasto marino], *Bioscience*, núm. 56, pp. 987-996.
- Orth, R. J., M. L. Luckenbach, S. R. Marion, K. A. Moore y D. J. Wilcox (2006b), “Seagrass recovery in the Delmarva Coastal Bays, USA” [Recuperación de los lechos de pasto marino en las bahías costeras de la península Delmarva, Estados Unidos], *Aquatic Botany*, núm. 84, pp. 26-36.
- Pendea, I. F. y G. L. Chmura (2012a), “Calibration of pollen assemblages and carbon nitrogen ratios to discriminate boreal wetland types” [Calibración de ensamblajes de polen y relación carbono-nitrógeno para discriminar tipos de humedales boreales], *Review of Palaeobotany and Palynology* núm. 174, pp. 48-56.
- Pendea, I. F. y G. L. Chmura (2012b), “High resolution record of carbon accumulation rates during boreal peatland initiation” [Registro de alta resolución de índices de acumulación de carbono durante la formación de turberas boreales], *Biogeosciences*, núm. 9, pp. 2711-2717.
- Pendleton L., D. C. Donato, B. C. Murray, S. Crooks, W. A. Jenkins *et al.* (2012), “Estimating global ‘Blue Carbon’ emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems” [Estimación de las emisiones mundiales de carbono azul de la conversión y degradación de ecosistemas costeros con vegetación], *PLoS ONE*, núm. 7, vol.9, p. e43542, doi:10.1371/journal.pone.0043542.
- Pennings, S. C. (2012), “Ecology: The big picture of marsh loss” [Ecología: panorama general de la pérdida de marismas], *Nature*, núm. 490, vol. 7420, pp. 352-353.
- Rodríguez Zúñiga, M. T., C. Troche Souza, A. D. Vázquez Lule, J. D. Márquez Mendoza, B. Vázquez Balderas, L. Valderrama Landeros, S. Velázquez Salazar, M. I. Cruz López, R. Ressler, A. Uribe Martínez, S. Cerdeira Estrada, J. Acosta Velázquez, J. Díaz Gallegos, R. Jiménez Rosenberg, L. Fueyo MacDonald y C. Galindo Leal (2013), *Manglares de México: extensión, distribución y monitoreo*, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Roman, C. T. y F. C. Daiber (1984), “Aboveground and belowground primary production dynamics of two Delaware Bay tidal marshes” [Dinámica de producción primaria superficial y subsuperficial de dos marismas intermareales en la bahía de Delaware], *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, núm. 111, pp. 34-41.
- Shaw, J. y J. Ceman (1999), “Salt-marsh aggradation in response to late-Holocene sea-level rise at Amherst Point, Nova Scotia, Canada” [Agradación de marisma en respuesta al aumento en el nivel del mar en el Holoceno tardío en Amherst Point, Nueva Escocia, Canadá], *The Holocene*, núm. 9, pp. 439-451.
- Short, F. T. (2014), “Eelgrass distribution in the Great Bay estuary for 2013” [Distribución de *Zostera marina* en el estuario de la Gran Bahía en 2013], informe de la Universidad de Nuevo Hampshire presentado a la Alianza de Estuarios de la Región de Piscataqua (*Piscataqua Region Estuaries Partnership*), 23 de agosto de 2013.
- Short, F. T., R. Coles, M. D. Fortes, S. Victor, M. Salek, I. Isnain, J. Andrew y A. Seno (2014), “Monitoring the Western Pacific Region shows evidence of seagrass decline in line with global trends” [Monitoreo de la región del Pacífico occidental arroja datos de descenso de pastos marinos en consonancia con tendencias mundiales], *Marine Pollution Bulletin*, núm. 83, vol. 2, pp. 408-416.

- Short, F. T. y G. Moore (2007), *The status of eelgrass in James Bay: An assessment of Hydro-Quebec data regarding eelgrass in James Bay, experimental studies on the effects of reduced salinity on eelgrass, and establishment of James Bay environment monitoring by the Cree Nation* [Situación que guarda la especie *Zostera marina* en la bahía de James: análisis de datos de Hydro-Québec relativos a la población de *Zostera marina* en la bahía de James, estudios experimentales sobre los efectos de una salinidad reducida en esta especie, y establecimiento de un programa de monitoreo ambiental en la bahía de James por la comunidad cree], informe presentado a la comunidad cree de Chisasibi, Universidad de Nuevo Hampshire, Durham.
- Short, F. T. y H. Neckles (1999), “The effects of global climate change on seagrasses” [Efectos del cambio climático mundial en los lechos de pasto marino], *Aquatic Botany*, núm. 63, pp. 169-196.
- Short, F. T. y C. A. Short (1984), “The seagrass filter: Purification of coastal water” [Filtros de pastos marinos: purificación de aguas costeras], V. S. Kennedy (ed.), *The estuary as a filter*, Academic Press, Waltham, pp. 395-413.
- Short, F. T. y C. A. Short (2003), “Seagrasses of the western North Atlantic” [Lechos de pasto marino en el oeste del Atlántico norte], E. P. Green y F. T. Short (eds.), en *World atlas of seagrasses: Present status and future conservation*, University of California Press, Berkeley, pp. 225-233.
- Short, F. T. y S. Wyllie Echeverría (1996), “Natural and human-induced disturbance of seagrasses” [Perturbaciones naturales y antropogénicas de los lechos de pasto marino], *Environmental Conservation*, núm. 23, vol. 1, pp. 17-27.
- Spalding, M., M. Taylor, C. Ravilious, F. Short y E. Green (2003), “Global overview: the distribution and status of seagrasses” [Panorama mundial: distribución y situación de los pastos marinos], E. P. Green y F. T. Short (eds.), en *World atlas of seagrasses: Present status and future conservation*, University of California Press, Berkeley, pp. 5-26A.
- Spalding, M., M. Kainuma y L. Collins (2010), *World atlas of mangroves* [Atlas mundial de manglares], Earthscan, Londres y Washington, D.C.
- Tibert, N. E. (2012), “Anthropogenic sediment loading & centennial climate change in the Virginia tidewaters of Chesapeake Bay” [Carga de sedimentos antropogénicos y cambio climático centenario en las aguas intermareales de Virginia, en la bahía de Chesapeake], *Geological Society of America Abstracts with Programs*, núm. 2, vol. 44, p. 75.
- Twilley, R. R., R. H. Chen y T. Hargis (1992), “Carbon sinks in mangroves and their implications to carbon budget of tropical coastal ecosystems” [Sumideros de carbono en manglares y su incidencia en el balance de carbono de ecosistemas costeros tropicales], *Water, Air and Soil Pollution*, núm. 64, vols. 1-2, pp. 265-288.
- Tzortziou, M., P. J. Neale, J. P. Megonigal, C. L. Pow y M. Butterworth (2011), “Spatial gradients in dissolved carbon due to tidal marsh outwelling into a Chesapeake Bay estuary” [Gradientes espaciales en el carbono disuelto debido a caudales procedentes de marismas intermareales hacia un estuario de la bahía de Chesapeake], *Marine Ecology Progress Series*, núm. 426, pp. 41-56.
- Valderrama, L., C. Troche, M. T. Rodríguez, D. Márquez y B. Vázquez (2014), “Evaluation of mangrove cover changes in Mexico during the 1970–2005 period” [Evaluación de los cambios en la cobertura de manglares en México durante el periodo 1970-2005], *Wetlands*, núm. 34, vol. 4, pp. 747-758.
- Vermeer, M. y S. Rahmstorf (2009), “Global sea level linked to global temperature” [Nivel del mar mundial vinculado a la temperatura mundial], *Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)*, núm. 106, pp. 21527-21532.

- Visser, J. M., S. M. Duke Sylvester, J. Carter y W. P. Broussard III (2013), “A computer model to forecast wetland vegetation changes resulting from restoration and protection in coastal Louisiana” [Modelo de computadora para pronosticar cambios en la vegetación de humedales como resultado de labores de restauración y protección de costas en Luisiana], *Journal of Coastal Research*, núm. 67 (sp1), pp. 51-59.
- Waycott, M., C. M. Duarte, T. J. B. Carruthers, R. J. Orth, W. C. Dennison, S. Olyarnik, A. Calladine, J. W. Fourqurean, K. L. Heck Jr., A. R. Hughes, G. A. Kendrick, W. J. Kenworthy, F. T. Short y S. L. Williams (2009), “Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems” [Aceleración de pérdida de lechos de pasto marino en todo el mundo amenaza los ecosistemas costeros], *Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)*, núm. 106, pp. 12377-12381.
- Weston, N. B. (2014), “Declining sediments and rising seas: An unfortunate convergence for tidal wetlands” [Descenso en sedimentos y aumento en el nivel del mar: desafortunada convergencia para los humedales intermareales], *Estuaries and Coasts*, núm. 37, pp. 1-23.
- Wigand, C., C. T. Roman, E. Davey, M. Stolt, R. Johnson, A. Hanson y E. B. Watson (2014), “Below the disappearing marshes of an urban estuary: Historic nitrogen trends and soil structure” [Debajo de las marismas en desaparición de un estuario urbano: tendencias históricas del nitrógeno y estructura del suelo], *Ecological Applications*, núm. 24, vol. 4, pp. 633-649.
- Yu, O. y G. L. Chmura (2010), “Soil carbon is maintained under grazing in a St. Lawrence Estuary tidal marsh” [Se conserva el carbono en el suelo con operaciones de apacentamiento en una marisma intermareal del estuario del río San Lorenzo], *Environmental Conservation*, núm. 36, vol. 4, pp. 312-320.