

Le carbone bleu en Amérique du Nord : Évaluation de la répartition et des puits de carbone des herbiers marins, des marais salés et des mangroves



Février 2016

Citer comme suit :

CCE (2016), *Le carbone bleu en Amérique du Nord : Évaluation de la répartition et des puits de carbone des herbiers marins, des marais salés et des mangroves*, Commission de coopération environnementale, Montréal, Canada, 54 p.

Le présent document a été rédigé par Gail Chmura, Fred Short, Dante Torio, Pablo Arroyo-Mora, Paola Fajardo, Matthew Hatvany et Lee van Ardenne pour le compte du Secrétariat de la Commission de coopération environnementale (CCE). La responsabilité de l'information qu'il contient incombe aux auteurs, et cette information ne reflète pas nécessairement les vues de la CCE ni du gouvernement du Canada, du Mexique et des États-Unis.

Ce document peut être reproduit en tout ou en partie sans le consentement préalable du Secrétariat de la CCE, à condition que ce soit à des fins éducatives et non lucratives et que la source soit mentionnée. La CCE souhaiterait néanmoins recevoir un exemplaire de toute publication ou de tout écrit inspiré du présent document.

Sauf indication contraire, le contenu de cette publication est protégé en vertu d'une licence Creative Common : Paternité – Pas d'utilisation commerciale – Pas de modification.



© Commission de coopération environnementale, 2016

ISBN: 978-2-89700-142-1

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

Disponible en español – ISBN: 978-2-89700-141-4

Renseignements sur la publication:

Type de publication: rapport de projet

Date de parution: février 2016

Langue d'origine: anglais

Processus d'examen et d'assurance de la qualité:

Examen final par les Parties : octobre 2015

QA248

Projet: Plan opérationnel 2013-2014 / Le carbone bleu de l'Amérique du Nord : Évaluation du rôle des habitats côtiers dans le bilan du carbone sur le continent

Photo de couverture : Conabio

Renseignements supplémentaires :

Commission de coopération environnementale

393, rue Saint-Jacques Ouest, bureau 200

Montréal (Québec) Canada H2Y 1N9

t 514.350.4300 f 514.350.4314

info@cec.org / www.cec.org



Table des matières

Résumé.....	v
Sommaire.....	vi
Remerciements.....	viii
État des herbiers marins, des marais salés et des mangroves en Amérique du Nord .	1
1. Herbiers marins	1
1.1 Répartition des herbiers marins	2
1.2 Menaces à la répartition des herbiers marins	8
1.3 Stresseurs des herbiers marins	8
1.4 Données manquantes pour la cartographie des herbiers marins	9
1.5 Cartographie des herbiers marins : priorités et recommandations.....	10
1.6 Séquestration et taux de stockage du carbone dans les herbiers marins	14
1.7 Conservation des stocks de carbone dans les herbiers marins.....	15
2. Marais salés	16
2.1 Répartition des marais salés.....	18
2.2 Menaces à la répartition des marais salés	20
2.3 Manque de données pour la cartographie des marais salés	21
2.4 Séquestration et taux de stockage du carbone dans les marais salés	21
2.6 Conservation des stocks de carbone dans les marais.....	23
3. Mangroves	24
3.1 Répartition des mangroves	25
3.2 Menaces à la répartition des mangroves.....	27
3.3 Données manquantes pour la cartographie des mangroves	34
3.4 Séquestration et taux de stockage du carbone dans les mangroves	34
3.5 Conservation des stocks de carbone dans les mangroves	35
4. Aires marines protégées (AMP), aires terrestres protégées (ATP) et habitats stockant du carbone bleu	36
5. Bibliographie.....	42

Liste des tableaux

Tableau 1. Données sommaires sur les herbiers marins en Amérique du Nord, 2015.....	5
Tableau 2. Répartition des herbiers marins par biorégion, pays et espèce végétale, 2007.....	6
Tableau 3. Stresseurs des herbiers marins d'origine anthropique.....	9
Tableau 4. Moyenne mondiale des stocks de carbone dans les marais et taux de stockage du carbone	23
Tableau 5. Répartition régionale des mangroves (en hectares) au Mexique en 1981 et en 2005	27
Tableau 6. Moyenne mondiale des stocks de carbone aériens dans les mangroves.....	34
Tableau 7. Moyenne mondiale des stocks de carbone dans le sol des mangroves.....	35
Tableau 8. Superficie des habitats de mangroves, d'herbiers marins et de marais salés dans les aires marines protégées (AMP) et les aires terrestres protégées (ATP), 2014.....	37

Liste des figures

Figure 1. Répartition des herbiers marins en Amérique du Nord, 2015.....	4
Figure 2. Zones où la cartographie des herbiers marins stockant du carbone bleu est une priorité absolue	12
Figure 3. Zones où la cartographie des herbiers marins stockant du carbone bleu est moins prioritaire.....	13
Figure 4. Répartition des marais salés en Amérique du Nord, 2015.....	20
Figure 5. Répartition des mangroves en Amérique du Nord, 2015.....	26
Figure 6. Régions du Mexique abritant des forêts de mangroves, 2013.....	29
Figure 7. Répartition des mangroves au Mexique en 1970.....	30
Figure 8. Répartition des mangroves au Mexique en 2005.....	31
Figure 9. Répartition des mangroves au Mexique en 2010.....	32
Figure 10. Sites de mangrove prioritaires présentant une pertinence biologique et nécessitant une restauration écologique immédiate, 2013.....	33
Figure 11. Répartition des herbiers marins dans les AMP et les ATP du Mexique.....	40

Liste des photos

Photo 1. Herbière marine (<i>Zostera marina</i>) dans le port de Portsmouth, New Hampshire.....	7
Photo 2. Marais salé à marée haute dans le comté d'Antigonish en Nouvelle-Écosse, Canada.....	17
Photo 3. Mangrove à Marismas Nacionales, Nayarit, Mexique.....	4

Résumé

Le carbone bleu est le carbone stocké depuis longtemps dans les habitats végétalisés des terres côtières et des milieux marins côtiers. Nous avons évalué les habitats stockant du carbone bleu en Amérique du Nord—herbiers marins, marais salés et mangroves—pour déterminer leur répartition spatiale et documenter ces puits de carbone bleu. Des cartes de la répartition des habitats sur les côtes du Canada, du Mexique et des États-Unis ont été collectées, vérifiées et compilées pour produire la première évaluation spatiale du carbone bleu sur le continent. Les cartes montrent qu'il y a des herbiers marins sur toutes les côtes de l'Amérique du Nord, que les mangroves sont essentiellement des habitats tropicaux et que les marais salés se concentrent dans les zones tempérées/arctiques. Nous avons créé une base de données cartographiques, documenté les métadonnées et évalué les lacunes des données et de la méthodologie, de même que les difficultés associées à la détermination de l'étendue de ces habitats. Les cartes produites pour l'Amérique du Nord montrent 24 200 kilomètres carrés (km²) d'herbiers marins, 13 500 km² de marais salés et 10 100 km² de mangroves. Seulement la moitié des herbiers marins du continent ont été cartographiés; les sites prioritaires ont été ciblés et seront cartographiés ultérieurement. La cartographie des marais salés est incomplète dans certaines régions du Canada et du Mexique. Nous avons défini la zone d'habitats stockant du carbone bleu à l'intérieur des aires marines protégées et des aires terrestres protégées.

Sommaire

Nous avons évalué les habitats stockant du carbone bleu en Amérique du Nord—herbiers marins, marais salés et mangroves—pour déterminer leur répartition spatiale et documenter ces puits de carbone bleu. Les données nord-américaines sur les herbiers marins, les marais salés et les mangroves ont été compilées à partir de sources internationales (PNUE), nationales (Conabio [Mexique], US Geological Survey (Commission géologique des États-Unis) et le US National Wetlands Inventory (Répertoire national des terres humides des États-Unis)), étatiques et provinciales, ainsi qu'à partir des données fournies par des chercheurs indépendants dans le cas de la répartition de certains herbiers marins. Les données spatiales cartographiées à ce jour montrent que les habitats stockant du carbone bleu en Amérique du Nord couvrent une superficie de 47 776 kilomètres carrés (km²) soit 1 191 km² au Canada, 17 588 km² au Mexique et 28 997 km² aux États-Unis.

La compilation comprend plus d'un million de caractéristiques : 740 515 polygones (extensions spatiales) pour les herbiers marins, 209 771 polygones pour les marais salés, 45 872 polygones pour les mangroves, et 99 940 lignes indiquant la présence d'herbiers marins, mais pas leur superficie. En tout, 24 190 km² d'herbiers marins ont été cartographiés en Amérique du Nord : 14 352 km² aux États-Unis (É.-U.), 9 193 km² au Mexique et 645 km² au Canada. Les marais salés couvrent 13 474 km² en Amérique du Nord soit 12 775 km² aux États-Unis, 546 km² au Canada et 153 km² au Mexique. Les mangroves couvrent quant à elles 10 112 km² sur le continent, soit 2 344 km² aux États-Unis et 7 768 km² au Mexique.

Les cartes des herbiers marins incluses dans ce document illustrent les données de répartition les plus détaillées qui ont été compilées à ce jour. Il reste néanmoins de nombreux endroits où la cartographie des herbiers marins est incomplète, surtout sur la côte ouest des États-Unis, dans certaines régions de l'est du Canada et les régions tropicales et tempérées du Mexique. Certaines des données sur les herbiers marins provenant de relevés des côtes (lignes) doivent être converties en données spatiales (polygones). Les sites pour lesquels on dispose de données ponctuelles (observations individuelles) sur les herbiers marins sont prioritaires pour l'établissement de cartes plus détaillées. Environ la moitié des herbiers marins de l'Amérique du Nord n'ont pas fait l'objet d'un relevé pour en déterminer la superficie et la répartition spatiale.

Les marais salés ont été cartographiés pour l'ensemble des États américains et la plupart des provinces canadiennes. Terre-Neuve, au Canada, fait exception; les cartes représentant cette province sont en cours de préparation. Par ailleurs, la cartographie des marais du Québec, au Canada, est incomplète. Au Mexique, seuls les marais de Baja California ont été cartographiés, mais on s'affaire à relever et cartographier les marais salés dans d'autres régions du pays. La cartographie des marais salés présentée est une compilation des évaluations les plus récentes du carbone bleu stocké dans ces habitats.

La répartition mangroves est celle qui fait l'objet de la cartographie la plus complète pour ce qui est du stockage de carbone bleu. Cette répartition a été cartographiée à partir d'images obtenues par télédétection. La totalité de la côte du Mexique a été cartographiée, tout comme les mangroves des États-Unis. Les différentes cartes générées au fil du temps ont permis d'évaluer les changements historiques dans les mangroves le long de toute la côte du Mexique.

En vue de leur inclusion dans cette compilation, les cartes et les données ont été évaluées selon leur fiabilité, leur résolution spatiale, la vérification sur le terrain et les métadonnées, afin d'obtenir des informations récentes et exactes. Il existe néanmoins des lacunes dans les données. Par exemple, dans les sources des cartes, les marais salés et les mangroves peuvent être identifiés comme « littoraux », mais à défaut d'avoir des données plus détaillées sur la salinité, les cartes incluent des marais d'eau douce.

La viabilité des mangroves et des marais dépend de l'accumulation verticale continue du sol pour maintenir son élévation par rapport au niveau de la mer, puisque ce dernier devrait augmenter de plus en plus rapidement en raison du réchauffement de la planète. Un apport accru en sédiments contribue à ce processus, tandis qu'une plus grande concentration d'azote provenant des bassins versants devrait entraîner un déclin de la production de racines, essentielles à l'accumulation de sols et au stockage de carbone bleu. L'agriculture et l'urbanisation des bassins versants exacerbent cette menace. En outre, les marais et les mangroves qui se trouvent sur des côtes urbanisées sont menacés par la constriction côtière, c'est-à-dire la réduction de la superficie des terres humides en bordure de la mer, la végétation dépérissant sous l'effet d'inondation excessive; l'accumulation de sol dans les terres humides permet une migration latérale de ces terres vers les habitats de l'arrière-pays, mais cette migration ne se fait pas s'il y a des barrières (murs, routes et pavage) dans les hautes terres humides. La préservation des terres humides côtières et de leurs stocks de carbone nécessitera un aménagement intensif, y compris en ce qui concerne l'apport de sédiments.

Nous avons évalué les aires marines protégées et les aires terrestres protégées pour déterminer leur proximité des habitats stockant du carbone bleu ou la présence de tels habitats dans ces aires, ainsi que leur valeur protectrice. L'évaluation a révélé que peu, voire aucune de ces aires ne fournit une protection adéquate pour la préservation des herbiers marins et, dans une certaine mesure, des marais salés ou des mangroves. Nous avons examiné les problèmes liés à la cartographie du carbone bleu, incluant les données manquantes, les lacunes de la méthodologie et les différents défis; l'achèvement de la cartographie de la couverture est une priorité.

Les trois habitats—herbiers marins, marais salés et mangroves—, dont la valeur en carbone bleu est reconnue - se trouvent le long des franges côtières et sont vulnérables à une foule de stressors anthropiques qui menacent leur santé et leur survie. Dans certains cas, l'habitat rétrécit avant même qu'on puisse le cartographier ou l'évaluer. Il faut poursuivre la cartographie spatiale des trois types d'habitats et continuer de les protéger si on veut les préserver et conserver les ressources en carbone bleu qu'ils abritent.

Remerciements

Ce rapport a été préparé par Gail Chmura, de l'Université McGill, et Fred Short, de l'Université du New Hampshire. Lorraine Hammel, Michael Hsu, Sylvia Moffatt, Sara Zeidan et Robert Christie, étudiants de premier cycle à l'Université McGill supervisés par Dante Torio, ont grandement aidé à l'examen des données et à leur saisie dans un système d'information géographique (SIG). Ruilan Shi, du Centre d'information géographique de l'Université McGill, a également participé à l'analyse des données. L'Université du New Hampshire a collaboré à la préparation du document, notamment Cathy Short qui a révisé la section sur les herbiers marins.

État des herbiers marins, des marais salés et des mangroves en Amérique du Nord

Le terme « carbone bleu » a été créé pour témoigner du rôle important que jouent les herbiers marins, les marais salés et les mangroves¹ dans la séquestration du dioxyde de carbone. Ces écosystèmes sont parmi les puits de carbone les plus efficaces dans le monde; sur de nombreuses côtes, leurs sols accumulent du carbone depuis des millénaires. Situés entre terre et mer, les herbiers marins, les marais salés et les mangroves sont sensibles aux impacts des deux milieux. Ces habitats portent les traces de la négligence et de l'exploitation et ont subi des pertes dues à la pollution et au drainage, au dragage et au remplissage effectués pour les utiliser à d'autres fins.

1. Herbiers marins

Les herbiers marins abritent des plantes sous-marines qui prennent racine dans les sédiments et produisent des fleurs, du pollen et des graines sous la surface des océans côtiers. Comme ils sont enracinés dans les sédiments de fond, leur croissance dépend de la lumière qui pénètre la colonne d'eau. Les herbiers marins constituent la base des réseaux trophiques estuariens pour des espèces d'importance récréative, commerciale et écologique vivant dans les estuaires et les habitats environnants. Les herbiers marins filtrent les eaux des estuaires et contribuent à la clarté de l'eau en éliminant les nutriments et les sédiments en suspension dans la colonne d'eau. Leurs racines et rhizomes fixent les sédiments, ce qui réduit la turbidité.

On trouve des herbiers marins dans les milieux côtiers et estuariens de tous les continents à l'exception de l'Antarctique; ils sont présents de la zone intertidale jusqu'à une profondeur de 90 mètres (m). La superficie des herbiers marins varie de quelques mètres carrés à des centaines de kilomètres carrés. Si les plantes appartiennent à des espèces relativement peu nombreuses (72 espèces, 14 genres et 6 familles), la structure physique complexe et la grande productivité de ces écosystèmes font qu'ils contribuent au développement d'une importante biomasse et à la diversité des espèces qui en dépendent. Les services écosystémiques rendus par les herbiers marins comptent parmi les plus importants sur la planète. Les herbiers marins ont une valeur économique considérable, des pêcheries commerciales et de subsistance importantes de fruits de mer, dont les langoustines, et de poissons dépendent de leurs écosystèmes. Ils sont en outre une source de nourriture essentielle pour le dugong, le lamantin, les tortues de mer et la sauvagine. De nombreuses autres espèces de poissons et d'invertébrés, comme les hippocampes, les crevettes et les pétoncles, utilisent les herbiers marins pendant une partie de leur cycle de vie, souvent pour la reproduction ou au stade juvénile. Les herbiers marins sont considérés comme un des écosystèmes marins peu profonds les plus importants pour les humains—they fixent les sédiments, filtrent les eaux côtières et protègent contre l'érosion des côtes (Hemminga et Duarte, 2000). On est de plus en plus conscients de l'existence du « carbone bleu des herbiers marins », terme qui fait référence au fait que les herbiers marins séquestrent et stockent du carbone dans leurs racines et sédiments. Bien que les herbiers marins ne couvrent qu'une petite superficie (0,2 % de la surface de l'océan), on estime qu'ils stockent 20 % du carbone bleu des océans. Ils sont parmi les écosystèmes les plus menacés sur la planète, pourtant on les connaît peu du fait qu'ils sont souvent submergés et difficilement visibles.

Partout dans le monde, les herbiers marins sont un indicateur de la santé des estuaires et des côtes (Orth et coll., 2006a; Waycott et coll., 2009). De par leur enracinement sont influencés par les conditions environnementales du système estuarien; leur état de santé est donc un baromètre des

¹ Le terme « mangroves » désigne ici une diversité d'espèces arboricoles, incluant les fougères, qu'on trouve sous les climats tropicaux.

impacts et des changements dans les estuaires. Les herbiers marins modifient leur répartition et leur biomasse en réaction aux changements dans la qualité de l'eau, les apports d'éléments nutritifs et la quantité de lumière. On peut mesurer la modification des herbiers marins soit en évaluant les populations végétales, soit en examinant la physiologie et la chimie des plantes. L'établissement de la répartition, la surveillance de la biomasse ou la mesure des tissus végétaux révèlent que les herbiers marins constituent un indicateur de divers éléments de la santé des estuaires (Lee et coll., 2004; Short et coll., 2014). Dans les tropiques, l'habitat des herbiers marins est souvent associé aux mangroves, tandis que dans les zones tempérées, on les trouve dans les zones intertidales des marais salés ainsi que dans les marais extracôtiers infralittoraux.

Les herbiers marins sont en déclin et, en Amérique du Nord, il y a eu d'importantes pertes attribuables au développement côtier et aux pressions anthropiques comme la pollution, les changements dans l'occupation du sol et les impacts physiques directs. Il y a néanmoins de vastes zones d'herbiers marins le long des côtes de l'Amérique du Nord, mais bon nombre d'entre elles n'ont pas été cartographiées; compte tenu du manque d'information sur l'étendue et la superficie de ces habitats, les connaissances sur l'ampleur de la séquestration et du stockage du carbone sont incomplètes.

1.1 Répartition des herbiers marins

On trouve de nombreux herbiers marins le long des côtes et dans les estuaires de l'Amérique du Nord, dans des milieux tempérés et tropicaux. Les biorégions d'herbiers marins définies par Short et Moore (2007) servent à diviser l'Amérique du Nord en trois unités, selon les assemblages d'espèces végétales et la géographie : 1) Atlantique Nord tempéré, 2) Pacifique Nord tempéré et 3) Amérique tropicale. La biorégion de l'Atlantique Nord tempéré englobe la côte Est du Canada et des États-Unis, du Labrador jusqu'à presque toute la Caroline du Nord. La biorégion du Pacifique Nord tempéré s'étend du nord de la péninsule Seward, en Alaska, jusqu'à une zone au sud du golfe de Californie. Si cette zone tempérée s'étend aussi loin au sud, c'est que toutes les espèces de plantes des herbiers marins de cette biorégion sont associées au climat tempéré en raison de la remontée des eaux froides du Pacifique. La biorégion de l'Amérique tropicale s'étend de la côte du nord de la Floride, le long du golfe du Mexique, jusqu'à la côte caribéenne du Mexique. Cette biorégion inclut également des herbiers marins longeant la côte pacifique du Mexique jusqu'au sud de Baja vers le nord, et tous ces herbiers marins abritent trois espèces tropicales des Caraïbes.

La carte illustrant la répartition des herbiers marins (figure 1), dont les données les plus récentes remontent à (janvier 2015) inclut trois mesures différentes de la présence d'herbiers marins : la première consiste en des zones qui ont effectivement été mesurées, qu'on appelle des *polygones*; ces zones sont habituellement cartographiées par télédétection (photographies ou satellites); la deuxième montre les longueurs de côtes relevées; c'est ce qu'on appelle les *lignes*, tirées à partir de l'information obtenue lors de levés détaillés faits par hélicoptère volant à basse altitude le long d'une section de la côte, des images vidéo servant à documenter la présence d'herbiers marins; enfin, la troisième consiste en des observations individuelles de la présence d'herbiers marins, appelées des *points*. Les polygones, les lignes et les points correspondent à des types d'information plutôt différents. Les données polygonales sont les seules données spatiales quantitatives et ce sont celles dont on a besoin pour évaluer avec exactitude le carbone bleu. Elles fournissent une mesure directe de l'étendue spatiale, nécessaire à la détermination du stockage de carbone. Les données linéaires n'ont été collectées que le long de la côte ouest de l'Amérique du Nord soit en Oregon, dans l'État de Washington, en Colombie-Britannique et en Alaska. Compte tenu des très grandes distances, des nombreux détails des rivages et du mauvais temps – qui complique les levés par télédétection dans ces sites d'herbiers marins en profondeur – le relevé des lignes a été effectué par hélicoptère. Ces

relevés indiquent l'étendue linéaire des herbiers marins le long d'une section de littoral, mais pas dans toute la zone. Les données ponctuelles indiquent les endroits où on a clairement établi la présence d'herbiers marins, mais aucune mesure quantitative n'est incluse, uniquement la présence d'herbiers marins à un point donné. Sur la carte de la répartition des herbiers marins, chacune de ces trois catégories d'information est illustrée par une couleur. Lorsque les données polygonales sont disponibles, elles remplacent les données linéaires ou ponctuelles et sont affichées en priorité.

L'information sur les zones d'herbiers marins ne s'appuie que sur les données polygonales, étant donné que ni les données linéaires ni les données ponctuelles ne fournissent d'information spatiale (tableau 1). Pour l'ensemble de l'Amérique du Nord, la totalité de la zone d'herbiers marins cartographiée et intégrée à la base de données atteint 24 190 kilomètres carrés (km²), mais il reste encore une grande superficie à cartographier. La plus grande région cartographiée se trouve aux États-Unis et représente 59 % des zones d'herbiers marins du continent. La répartition par biorégion et par espèce est fournie dans le tableau 2. Aux États-Unis, il manque des données polygonales sur les herbiers marins de la côte ouest et de certains secteurs du golfe du Mexique, mais la majorité des zones abritant des herbiers marins a été identifiée au moyen de données ponctuelles et linéaires, mais n'a pas encore été cartographiée. Aucun herbier des climats tropical ou tempéré n'a été observé sur la côte centratlantique des États-Unis entre le sud de la Caroline du Nord et le nord-est de la Floride. Il y a une importante répartition d'herbiers marins en Alaska, et celle-ci est assez bien documentée puisqu'on dispose de données linéaires indiquant la présence d'herbiers marins sur 23 233 km de littoral. Dans le cas du Mexique, 9 193 km² d'herbiers marins ont été cartographiés et des données ponctuelles ont été recueillies sur les deux côtes, mais une grande partie du littoral n'a fait l'objet d'aucun relevé.

Au Canada, il existe des données polygonales pour le sud de la Colombie-Britannique. Dans le nord de cette province, on dispose de données linéaires pour pratiquement toute la côte, qui fournissent la longueur—mais pas l'étendue spatiale—des herbiers marins sur une distance de près de 10 000 km. Il existe une quantité appréciable de données spatiales sur les herbiers marins de la côte est du Canada et de la baie d'Hudson, mais elles n'ont pas été incluses faute de temps. Par ailleurs, la nation crie souhaite participer à la cartographie future des herbiers marins de la baie James et du sud de la baie d'Hudson. À l'heure actuelle, nous n'avons que des données spatiales portant sur 645 km² au Canada (tableau 1). Il existe de nombreuses observations ponctuelles dans les Maritimes; par exemple, dans le sud du golfe du Saint-Laurent, de même que dans des endroits où on ne semble pas avoir effectué de relevés des herbiers marins (figure 1), mais où il y a vraisemblablement de vastes zones renfermant ce type d'écosystème. La base de données contient des observations minimales sur les herbiers marins à Terre-Neuve; il existe des données polygonales, mais elles ont été obtenues trop tard pour être incluses.

Figure 1. Répartition des herbiers marins en Amérique du Nord, 2015

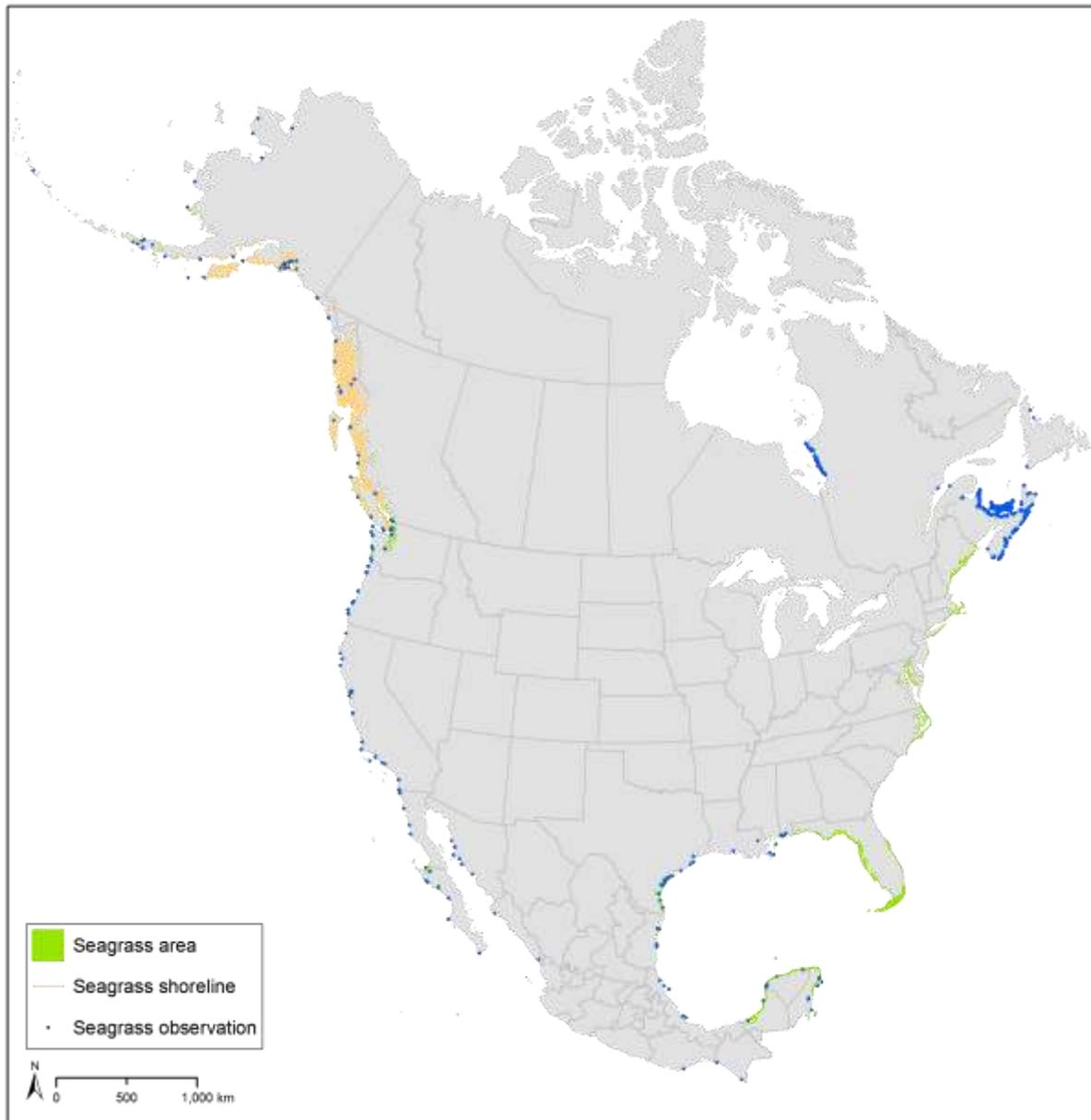


Tableau 1. Données sommaires sur les herbiers marins en Amérique du Nord, 2015

Lieu	N^{bre} de polygones (% du total)	Zone cartographiée (km²) (% du total)	N^{bre} de lignes (% du total)	Longueur (km) (% du total)	N^{bre} de points (% du total)
Amérique du Nord	740 515	24 190	99 940	32 587	665
États-Unis	713 627 (96 %)	14 352 (59 %)	82 473 (83 %)	23 233 (71 %)	112 (17 %)
Mexique	540 (2 %)	9 193 (38 %)	0	0	54 (8 %)
Canada	26 348 (4 %)	645 (3 %)	17 467 (17 %)	9 354 (29 %)	499 (75 %)

Tableau 2. Répartition des herbiers marins par biorégion, pays et espèce végétale, 2007

Biorégion	Lieu	Quantité	Type de couverture	Espèce végétale¹
		N^{bre} de polygones	Superficie (km²)	
Atlantique Nord tempéré	Amérique du Nord	19 811	1094	Zm, Hw, Rm
	É.-U.	18 982	1092	Zm, Hw
	Canada	829	2.0	Zm
Pacifique Nord tempéré	Amérique du Nord	603 582	2195	Zm, Ps, Pr
	É.-U.	578 063	1553	Zm, Ps, Pr, Pt
	Canada	25 519	643	Zm, Ps, Pr
Amérique tropicale	Amérique du Nord	117 122	20,900	Tt, Sf, Hd, Hw
	É.-U.	116 582	11,707	Tt, Sf, Hd, Hw
	Mexique	540	9193	Tt, Sf, Hd, Hw
		N^{bre} de lignes	Longueur (km)	
Pacifique, Nord tempéré	Amérique du Nord	99 940	32 587	Zm, Ps, Pr
	É.-U.	82 473	23 233	Zm, Ps, Pr
	Canada	17 467	9 354	Zm, Ps, Pr
		N^{bre} de points	N^{bre} de sites	
Pacifique Nord tempéré	Canada	487	487	Zm
Pacifique Nord tempéré	Amérique du Nord	121	121	Zm, Ps, Pr, Pt, Hw
	É.-U.	88	88	Zm, Ps, Pr
	Mexique	21	21	Zm, Hw, Pt, Ps
	Canada	12	12	Zm, Ps, Pr
Amérique tropicale	Amérique du Nord	57	57	Tt, Sf, Hd, Hw
	É.-U.	24	24	Tt, Sf, Hw
	Mexique	33	33	Tt, Sf, Hd, Hw

¹Zm = *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 = kilomètre(s) carré(s).

Photo 1. Herbier marin (*Zostera marina*) dans le port de Portsmouth, New Hampshire



Photo : D. Porter.

1.2 Menaces à la répartition des herbiers marins

La quantité de lumière qui atteint le fond marin est le principal facteur qui limite la répartition et la biomasse des herbiers marins sur le continent nord-américain. L'augmentation de l'activité anthropique sur la terre ferme et dans l'eau entraîne une réduction de la clarté des eaux côtières, ce qui réduit la quantité de lumière qui atteint les herbiers marins et constitue par le fait même une menace à ces populations (Orth et coll., 2006b; Grech et coll., 2012). La température est également une menace, car elle affecte les taux métaboliques des herbiers marins; la température de croissance idéale varie d'une espèce à l'autre. Les trois principales menaces aux herbiers marins qui ont été largement observées sont 1) la turbidité de l'eau, 2) la concentration de phytoplancton dans l'eau, et 3) la température de l'eau de la mer. Une forte turbidité et une concentration élevée de phytoplancton réduisent la quantité de lumière qui atteint les herbiers sur le fond marin, tandis que la température influence la croissance des herbiers marins et la répartition des espèces.

Le dragage et remplissage, l'aquaculture, le durcissement des côtes et les charges en éléments nutritifs sont d'autres facteurs d'origine anthropiques qui menacent les herbiers marins. Dans l'ensemble de l'Amérique du Nord, les deux principales menaces qui peuvent être détectées par l'analyse d'images satellites à grande échelle sont la turbidité (total des solides en suspension) et la production primaire (chlorophylle dans la colonne d'eau), qui sont en partie liées aux charges en éléments nutritifs (Halpern et coll., 2008). Ces menaces sont amplifiées par les activités anthropiques qui exacerbent les conditions naturelles qui influent sur les herbiers marins. La température est un autre facteur qu'il importe de prendre en compte : les herbiers marins des climats tempéré et tropical croissent à différents intervalles de température, ce qui limite leur répartition en Amérique du Nord.

1.3 Stresseurs des herbiers marins

Le surenrichissement d'azote est le principal stresser des herbiers marins de l'Amérique du Nord; il entraîne une prolifération des efflorescences de phytoplancton, qui réduisent la clarté de l'eau et empêchent la lumière d'atteindre les bancs d'herbiers marins sur le fond marin. Les denses efflorescences de phytoplanctons dans les eaux des océans sont essentiellement attribuables aux fortes concentrations d'azote, qui stimulent la production primaire de phytoplancton et l'eutrophisation (McGlathery et coll., 2007). Dans les zones riveraines, les quantités excessives d'éléments nutritifs proviennent de sources humaines et favorisent la croissance d'algues compétitives, tant du varech que du phytoplancton. Les charges d'azote provenant d'usines de traitement des eaux usées, les écoulements des bassins versants, l'agriculture et la perte de zones tampons naturelles entraînent une concentration excessive d'éléments nutritifs, qui favorise le phytoplancton et les efflorescences de varech, qui font de l'ombre aux herbiers marins et entraînent leur déclin (Short et Wyllie-Echeverria, 1996).

Les changements climatiques ont également un effet néfaste sur la répartition et la santé des herbiers marins— décoloration, tempêtes, stress thermique et migration des espèces (Short et Neckles, 1999). L'élévation du niveau de la mer aura des effets sur les herbiers marins, quoique le taux d'expansion verticale et horizontale des herbiers marins soit supérieur à l'élévation du niveau de la mer de sorte que, au pire, cette élévation entraînera un déplacement des prairies d'herbiers marins. La plus forte concentration de rayons UV-B entraîne le rougissement des feuilles, ce qui ralentit la croissance des plantes et réduira par conséquent la production et le stockage de carbone (Novak et Short, 2011). Les autres stresser sont décrits sommairement dans le tableau 3.

Tableau 3. Stresseurs des herbiers marins d'origine anthropique

Stresseur	Cause
Réduction de la clarté de l'eau (turbidité accrue)	Charge en éléments nutritifs
	Charge en sédiments
	Contaminants
	Impacts cumulatifs
	Structures et méthodes d'aquaculture
Dommages physiques	Dragage et remplissage
	Structures sur l'eau
	Méthodes de pêche
	Mouillages et hélices
	Sillages des navires, traversiers et bateaux
	Durcissement du littoral
	Changement climatique (tempêtes, marées, érosion, UV-B)

1.4 Données manquantes pour la cartographie des herbiers marins

Les herbiers marins sont les aires pour lesquelles il manque le plus de données pour cartographier les habitats stockant du carbone bleu, et leur étendue spatiale est largement sous-représentée dans les données du Canada, du Mexique et des États-Unis. Cette sous-représentation est essentiellement attribuable au fait qu'il est difficile de cartographier les herbiers marins, qui sont habituellement submergés, contrairement aux marais et aux mangroves, dont les végétaux émergents sont visibles même à marée haute. Au Mexique et au Canada, il n'existe aucune donnée cartographique sur l'étendue de grandes zones d'herbiers marins; aux États-Unis, aucune donnée spatiale n'a été obtenue pour l'essentiel de la côte de l'Alaska. Pour finaliser la cartographie des herbiers marins en Amérique du Nord, il faut obtenir les données manquantes et définir des méthodes adaptatives. Plusieurs méthodes permettent de cartographier les herbiers marins en eaux peu profondes ou intertidales, mais la situation se complique dans le cas des herbiers marins en eau profonde. De nombreuses sources indiquent la présence d'herbiers marins, mais ne précisent pas leur étendue spatiale.

Il manque des relevés pour environ la moitié du littoral de l'Amérique du Nord pour avoir un tableau complet de la répartition spatiale des herbiers marins (figure 1). Il existe des données polygonales (spatiales) pour le Canada et le nord du golfe du Mexique, mais elles n'étaient pas disponibles; ces données donneraient une meilleure idée de la couverture si elles étaient incluses. Il faut compléter les cartes dans certaines zones de la région des Maritimes au Canada, du golfe de Californie, de la côte ouest des États-Unis et de la côte pacifique du Mexique, où des données ponctuelles indiquent la présence d'herbiers marins, mais qui n'ont fait l'objet d'aucune cartographie spatiale. Il faut également trouver une nouvelle méthode et utiliser efficacement les données linéaires de la Colombie-Britannique, de l'Oregon et de l'Alaska pour établir des estimations spatiales des herbiers marins stockant du carbone bleu. Dans le cas de l'Oregon, les données ont été collectées récemment (2014) et ne sont pas encore disponibles.

Outre le travail de cartographie à compléter, il manque des données spatiales dans la base de données. Il faut obtenir ces données et les entrer dans les bases de données et les cartes. Les données existent, mais ne sont pas nécessairement disponibles ou utilisables :

- Données qui existent, mais n'ont pas été entrées dans la base de données : Est du Canada (Nouveau-Brunswick, Terre-Neuve, Québec), États-Unis (Texas, Louisiane, Californie).
- Données qui pourraient être accessibles sous réserve des autorisations appropriées : Canada (est de la baie James et certains secteurs de la Nouvelle-Écosse), États-Unis (Californie).
- Données sur la répartition des herbiers marins pour lesquelles nous ne connaissons pas la source des informations spatiales (nous avons vu les cartes, mais pas les données qui ont été utilisées pour les créer) : Canada (golfe du Saint-Laurent), Mexique (certains estuaires de la péninsule de Baja, l'ouest du golfe du Mexique).

1.5 Cartographie des herbiers marins : priorités et recommandations

Les figures 2 (A, B et C) et 3 (A, B et C) illustrent les aires d'herbiers marins à cartographier en priorité. Il faut faire un relevé des herbiers marins dans de nombreux sites sur le continent pour créer de nouvelles cartes polygonales, comme le montrent les données ponctuelles, qui indiquent les endroits où des herbiers marins ont été observés, mais dont l'étendue spatiale n'a pas été cartographiée. L'analyse des données spatiales de la répartition littorale—les données linéaires—du Pacifique nord-ouest (figure 2, A) est la façon la plus rentable d'élargir nos connaissances sur le carbone bleu. Ces données linéaires constituent une vaste banque d'information encore inutilisée sur l'étendue spatiale des herbiers marins qui stockent du carbone bleu. De plus, vers la fin de notre projet, nous avons trouvé des cartes de surface des herbiers marins dans les trois pays; l'obtention de ces données polygonales et leur intégration à la carte des herbiers marins de l'Amérique du Nord constituent une priorité.

Outre la conversion des données linéaires en données spatiales (polygones) pour les États-Unis et le Canada, il faut effectuer d'autres relevés et établir d'autres cartes pour le golfe de Californie, au Mexique (figure 2, C); quelques cartes polygonales ont été préparées, mais de nombreuses observations indiquent la présence de grandes quantités d'herbiers marins qui n'ont pas encore été documentés. Au Canada, l'Île-du-Prince-Édouard abrite de vastes herbiers marins qui sont sérieusement menacés par les écoulements des terres agricoles. Ils constituent une priorité pour la cartographie spatiale étant donné qu'il n'existe pour le moment que des données ponctuelles d'observation (figure 2, B). Il existe également de nombreuses données ponctuelles relatives à la côte de la Californie, aux É.-U., mais seulement quelques relevés de surface. Les cartes de surface des herbiers marins de la Californie illustrent les grands estuaires, mais il y a de nombreux autres herbiers marins le long du littoral et au large, autour des îles (figure 3, A).

La zone qui longe la côte est du sud-est de la péninsule du Yucatan (Mexique), ainsi que la baie d'Hudson et la baie James, au Canada est également des secteurs prioritaires où il faut effectuer des relevés des herbiers marins pour dresser des cartes spatiales du carbone bleu stocké dans ces écosystèmes. Pour ce qui est de la péninsule du Yucatan, de Sian Ka'an vers le sud et autour de l'île de Cozumel, la base de données ne contient que des données ponctuelles sur les herbiers marins (figure 3, C). Au Québec et en Ontario, il y aurait de vastes prairies d'herbiers marins sur les côtes de la baie d'Hudson et de la baie James (figure 3, B) pour lesquelles on ne dispose que de données ponctuelles et qui sont prioritaires pour la nation crie, qui souhaite participer aux nouvelles activités de cartographie de la zostère marine dans la baie James et le sud de la baie d'Hudson.

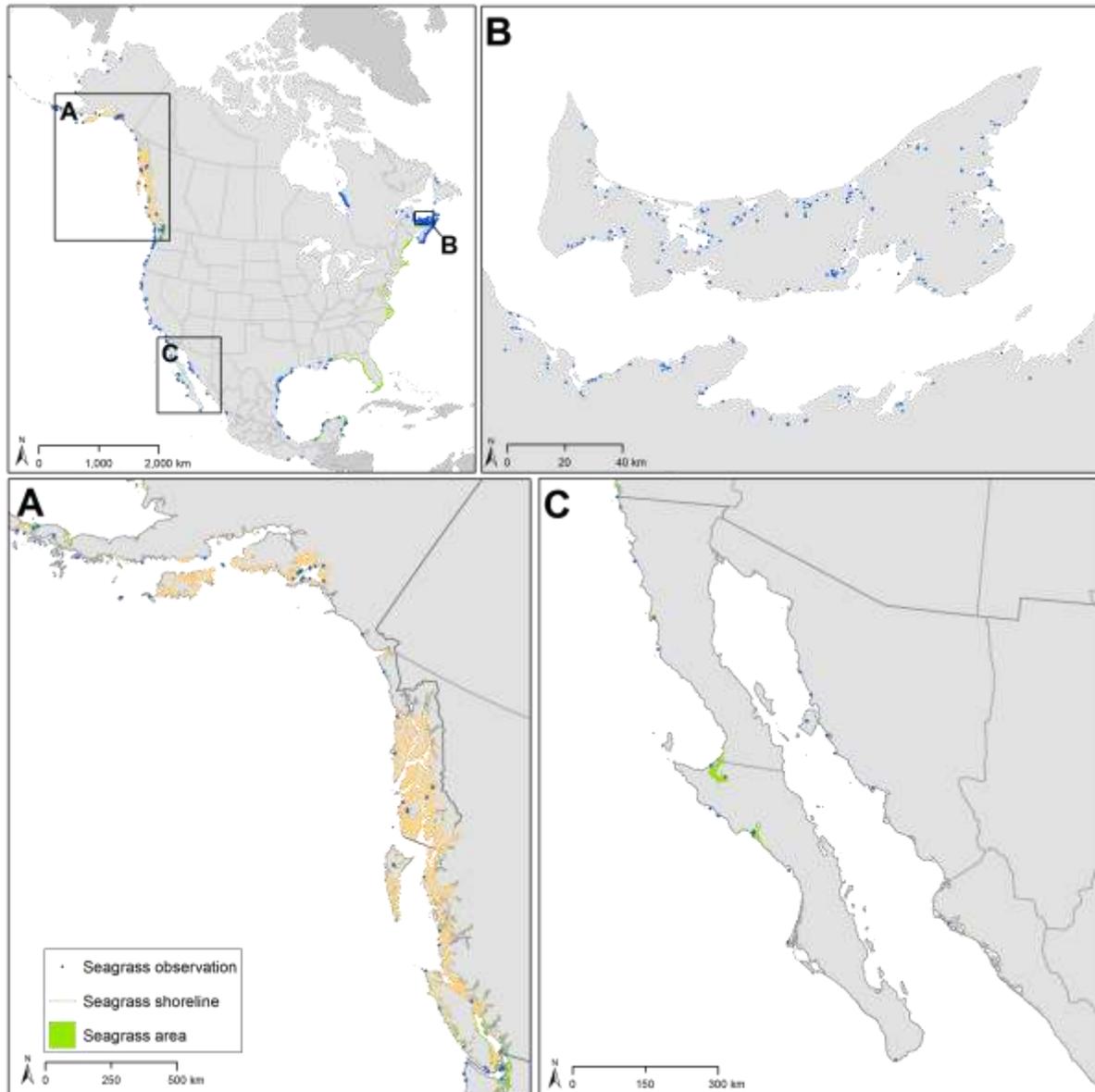
Il y a d'autres priorités à considérer si l'on veut améliorer la qualité et la rentabilité de la base de données sur le carbone bleu stocké dans les herbiers marins. Il faut d'abord établir des règles de cartographie pour l'identification, la documentation et la priorisation des zones d'herbiers marins qui n'ont pas encore été cartographiées ou pour lesquelles on ne dispose que de données anecdotiques sur

le carbone bleu stocké dans ces écosystèmes. Il faut ensuite établir un plan de cartographie à faible coût, une « cartographie citoyenne supervisée » au moyen des images disponibles et avec des bénévoles formés à la réalité du terrain.

En résumé, les priorités pour la cartographie des herbiers marins sont les suivantes :

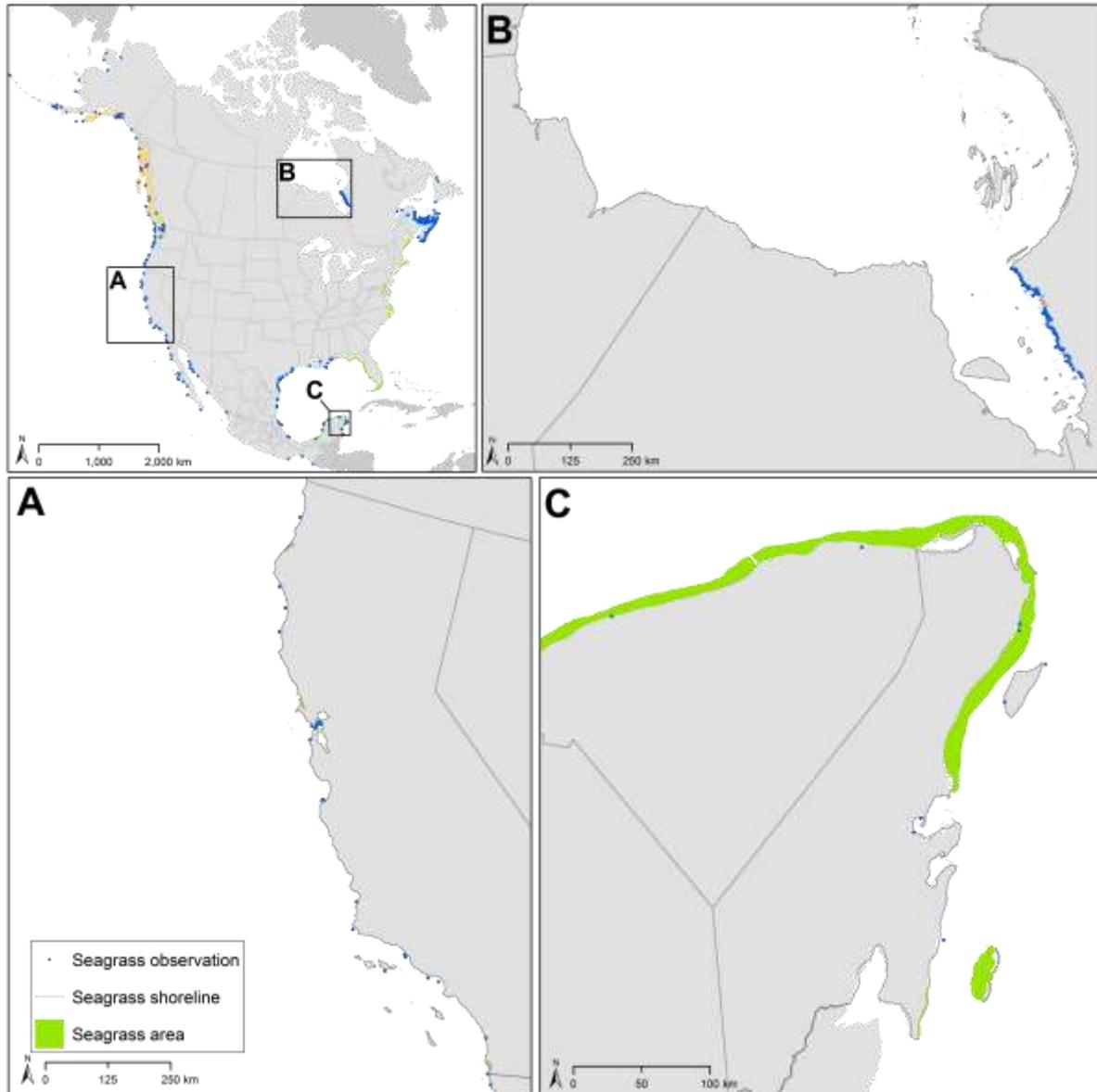
1. Créer des cartes polygonales à partir des données linéaires existantes (figure 2, A) pour la base de données sur le carbone bleu dans les zones suivantes :
 - i. Colombie-Britannique (Canada),
 - ii. Alaska et Oregon (É.-U.).
2. Obtenir, vérifier et ajouter à la base de données les cartes polygonales numériques pour les zones suivantes :
 - i. Terre-Neuve, Nouveau-Brunswick, Québec, certaines régions de la Nouvelle-Écosse (Canada);
 - ii. Texas, Louisiane, Californie (É.-U.);
 - iii. Sonora, Baja California Sur, Sinaloa (Mexique).
3. Faire le relevé des sites où des données ponctuelles indiquent déjà la présence d'herbiers marins, puis dresser des cartes polygonales numériques (figures 2 et 3) pour ces sites aux endroits suivants :
 - i. Île-du-Prince-Édouard (Canada),
 - ii. Golfe de Californie (Sonora et Baja California Sur, Mexique),
 - iii. Baie d'Hudson et baie James (Ontario et Québec, Canada),
 - iv. Côte de la Californie entre Eureka et Santa Barbara (Californie, États-Unis),
 - v. Péninsule du Yucatan, de Sian Ka'an vers le sud (Mexique).
4. Définir des règles de cartographie adaptées à chaque pays et chaque biorégion.
5. Formuler un plan de cartographie à faible coût qui fait appel aux images existantes et à une vérification par les citoyens.

Figure 2. Zones où la cartographie des herbiers marins stockant du carbone bleu est une priorité absolue



Nota : A: Pacifique Nord-Ouest. B: Île-du-Prince-Édouard, Canada. C: Golfe de Californie, Mexique. Les zones non colorées n'ont pour l'essentiel pas fait l'objet d'un relevé.

Figure 3. Zones où la cartographie des herbiers marins stockant du carbone bleu est moins prioritaire



Nota : A. Californie, É.-U. B. Baie d'Hudson et baie James, Canada. C. Péninsule du Yucatan, Mexique. Les zones non colorées n'ont pour l'essentiel pas fait l'objet d'un relevé.

1.6 Séquestration et taux de stockage du carbone dans les herbiers marins

La séquestration du carbone présent dans l'eau de mer se fait par les plantes des herbiers marins qui l'absorbent pour la photosynthèse, l'intégrant dans les tissus de leurs feuilles, racines et rhizomes ainsi que dans les inflorescences. L'essentiel des composantes des feuilles demeure dans la prairie d'herbiers marins; les racines et les rhizomes sont enfouis dans les sédiments (Duarte et coll., 2005). Tous les tissus et une grande partie d'autres matières organiques filtrés par les herbiers marins sont stockés dans les prairies d'herbiers marins. Toutes ces matières organiques, sauf celles qui sont décomposées, deviennent le carbone « bleu » stocké dans les sédiments.

Le carbone stocké dans les feuilles et les racines se décompose partiellement dans les sédiments, faisant augmenter la quantité de carbone organique dans le sol. De plus, les herbiers marins accumulent du carbone organique provenant des milieux environnants durant le processus de filtration de l'eau (Short et Short, 1984), qui équivaut à environ 40 % du carbone qu'ils stockent. Les vastes herbiers marins denses peuvent séquestrer et stocker de grandes quantités de carbone, mais tant la séquestration que le stockage varie considérablement d'une espèce à l'autre et en fonction de la densité de la prairie. Les herbiers marins croissent rapidement lorsque les conditions sont favorables et peuvent stocker de grandes quantités de carbone sur de courtes périodes.

Les herbiers marins constituent la base du réseau trophique des brouteurs et des détritivores, contribuant à la chaîne trophique des écosystèmes côtiers. La consommation des plantes des herbiers marins, de leurs épiphytes et du phytoplancton présent dans les environs par les brouteurs qui sont à leur tour dévorés par leurs prédateurs contribue au processus complexe de capture, de stockage et de séquestration du carbone par les herbiers marins (Lutz et Martin, 2014). La biomasse des herbiers marins se renouvelle selon des périodes allant de quelques semaines à plusieurs années pour la majorité des espèces alors que pour d'autres, les racines et les rhizomes peuvent persister pendant des millénaires, ce qui fait que les herbiers marins jouent un rôle beaucoup plus grand que prévu dans la constitution de stocks de carbone océanique.

On estime que les herbiers marins stockent 15 % de tout le carbone océanique (Kennedy et Bjork, 2009), même s'ils n'occupent que 0,2 % de la surface des océans. Ils enfouissent à long terme 83 grammes de carbone par mètre carré par année ($\text{g C m}^{-2} \text{an}^{-1}$), ce qui correspond à des taux de stockage mondial de 27 à 40 téragrammes de carbone par année (Tg C an^{-1}), ou de 27 et 40 millions de tonnes métriques (superficie mondiale de 300 000 km^2 d'herbiers marins) (Nellemann et coll., 2009; Fourqurean et coll., 2012). Le stockage médian de carbone dans le sol des prairies d'herbiers marins équivaut à 140 mégagrammes de carbone organique par hectare ($\text{Mg C}_{\text{org}} \text{ha}^{-1}$) (Fourqurean et coll., 2012).

Autrement dit, les prairies d'herbiers marins stockent annuellement jusqu'à 83 tonnes métriques de carbone par kilomètre carré—presque trois fois plus que les forêts terrestres—surtout dans les sédiments souterrains. Les racines et rhizomes souterrains ne sont pas broutés outre mesure et se décomposent plus lentement que les feuilles. Les tissus des racines et des rhizomes peuvent représenter entre 15 et 50 % de la production primaire. La morphologie et la biomasse des espèces qui peuplent les herbiers marins varient grandement, ce qui fait que le stockage de carbone dans les dépôts souterrains est aussi très variable.

L'analyse la plus détaillée qui a été faite à ce jour du carbone bleu, incluant celui stocké dans les herbiers marins, est le fruit du travail de Nellemann et coll. (2009). Fourqurean et coll. (2012) donnent des détails techniques et des informations plus récentes sur les taux de séquestration du carbone dans les herbiers marins. Pendleton et coll. (2012) analysent l'aspect économique du carbone bleu, mais précisent que, en ce qui concerne les taux de stockage, la science présente un haut degré d'incertitude. Il faut d'autres études pour améliorer nos estimations des quantités de carbone piégé

dans ces écosystèmes, des quantités qui sont rejetées dans l'atmosphère après conversion et des régions du globe où les pertes de carbone sont le plus rapides.

Le carbone bleu stocké dans les herbiers marins de l'Amérique du Nord est de toute évidence une ressource critique qui subit de nombreux impacts et des pertes rapides. Les disparitions d'herbiers marins signifient qu'il y a moins de carbone bleu dans les sédiments et que le taux de séquestration est plus faible. Malheureusement, les données qui permettent d'évaluer la séquestration et le stockage de carbone bleu sont fondées sur des estimations mondiales et non sur les espèces d'herbiers marins qu'on trouve en Amérique du Nord. Aussi, l'absence d'estimations exactes de l'étendue spatiale des herbiers marins sur le continent complique encore plus l'établissement d'une estimation claire des stocks et puits de carbone bleu en Amérique du Nord. Il serait souhaitable de dresser des cartes pour chaque espèce qui composent les herbiers marins pour faire une évaluation plus juste des stocks de carbone.

1.7 Conservation des stocks de carbone dans les herbiers marins

Les espèces des climats tempérés se rétablissent et se multiplient rapidement si les populations de départ fournissent les semences (Neckles et coll., 2005; Orth et coll., 2006a; McGlathery et coll., 2007). Les espèces climaciques tropicales se régénèrent plutôt lentement, mais les espèces pionnières se développent rapidement et peuvent revégétaliser l'habitat et permettre la restauration du carbone bleu. On estime qu'au cours des 100 dernières années, jusqu'à 50 % des herbiers marins ont disparu le long de la côte est aménagée des États-Unis (Short et Short, 2003) et que la possibilité de régénération de cette zone est faible en raison de la réduction de la clarté de l'eau, des changements importants apportés sur les côtes et de l'utilisation intensive du littoral. Les vastes prairies d'herbiers marins qu'on trouvait autrefois dans la région canadienne des Maritimes soutenaient l'industrie de la collecte de varech sur les plages; on faisait sécher le varech qui était utilisé comme produit d'isolation domiciliaire (Cabot, 1986). L'apparition de la maladie du dépérissement des zostères dans les années 1930 est à l'origine de la disparition de 90 % des zostères des deux côtés de l'Atlantique et l'habitat ne s'est jamais totalement régénéré (Milne et Milne, 1951; Short et Short, 2003), entre autres en raison de la dégradation du littoral. À certains endroits comme Waquoit Bay, au Massachusetts, la totalité des zostères marines a disparu en raison de l'eutrophisation; malgré des décennies de valorisation, les conditions ne sont toujours pas propices à la régénération des herbiers marins.

On note un changement important : Comme la mémoire se perd au sujet de la présence d'herbiers marins et qu'il y a une absence généralisée de sensibilisation à leur importance et à leur répartition, on n'est pas enclins à protéger et à restaurer l'habitat.

Une gestion et une protection rigoureuses des herbiers marins apportent des avantages considérables et, si les conditions favorables à leur croissance et à leur viabilité sont réunies, par exemple la clarté de l'eau, les herbiers marins peuvent être restaurés. À l'heure actuelle, aucun herbier n'est totalement protégé—c'est-à-dire visé par une loi qui le protège contre la dégradation de l'écosystème causée par des stress hydriques ou d'autres éléments. Même les aires marines protégées (AMP), qui sont généralement désignées pour protéger les espèces qu'elles abritent, ne préviennent pas adéquatement les impacts sur les herbiers marins et souvent, le taux de disparition d'herbiers marins y est similaire à celui observé à l'extérieur des AMP.

Les aires prioritaires pour la protection des herbiers marins sont désignées en fonction des stocks de carbone bleu qu'on y trouve, du potentiel de viabilité des herbiers marins s'ils sont protégés et des menaces qui pourraient être atténuées par des mesures de protection. Quelques aires prioritaires :

1. Au Canada, les estuaires de l'Île-du-Prince-Édouard abritent de vastes herbiers marins très productifs qui se dégradent en raison des ruissellements agricoles et de l'aquaculture et

doivent être protégés. Sur la côte pacifique du Canada, les eaux qui entourent l'Île de Vancouver, dans le sud de la Colombie-Britannique, doivent également être protégées.

2. Aux États-Unis, dans les secteurs de la Nouvelle-Angleterre où la clarté de l'eau s'améliore grâce à la réduction de la pollution, il faut protéger les herbiers marins subsistants pour qu'ils puissent se régénérer et croître. Sur la côte ouest de la Floride, il faut protéger les secteurs où les herbiers marins réagissent bien aux mesures d'aménagement pour que les tendances se maintiennent. Le secteur Big Bend de la Floride est gravement menacé, mais il abrite de vastes herbiers marins qu'il faut également protéger.
3. Au Mexique, le golfe de Californie, au climat tempéré, abrite de grandes prairies d'herbiers marins dont un grand nombre n'a pas été cartographié et qui sont menacées par les ruissellements agricoles et l'absence de gestion. Il faut les protéger. Dans la péninsule du Yucatan et sur la côte du golfe du Mexique, un vaste herbier abritant essentiellement des espèces climaciques pouvant stocker de grandes quantités de carbone bleu disparaît rapidement et doit être protégé de toute urgence.

La restauration des herbiers marins est difficile et coûteuse. Elle ne doit être entreprise que dans les endroits où l'eau est suffisamment claire et où les autres conditions (sédiments, température, salinité et courant) sont favorables. Les herbiers marins des zones suivantes pourraient faire l'objet d'une restauration :

1. Au Canada, la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse est un secteur où la restauration des herbiers marins est possible et serait utile. Dans le sud de la Colombie-Britannique, où l'aménagement des terres réduit les menaces à la qualité de l'eau, des mesures de restauration permettraient le rétablissement des herbiers marins.
2. Aux États-Unis, la région mi-côtière du Maine et Morro Bay dans le centre de la Californie sont deux secteurs où l'eau est suffisamment claire pour permettre la restauration des herbiers marins si les menaces locales sont bien gérées.
3. Au Mexique, une meilleure gestion des impacts locaux améliorerait les chances de succès de la restauration des herbiers marins.

Dans tous les cas, il faut une meilleure gestion aux niveaux municipal, étatique, provincial et fédéral si on veut conserver les herbiers marins existants et faire en sorte que les activités de restauration soient plus susceptibles de favoriser le stockage de carbone bleu. Le maintien des stocks actuels de carbone bleu dans les herbiers marins et la prise de mesures permettant le rétablissement des herbiers marins coûtent beaucoup moins cher et sont plus susceptibles de donner des résultats que la restauration d'herbiers marins ou de prairies d'herbiers marins individuels. Les mesures de gestion doivent d'abord porter sur la clarté de l'eau. Toutes les activités terrestres qui ont des impacts sur la clarté de l'eau finissent par affecter les herbiers marins : déforestation, agriculture, surfaces imperméables, élimination de déchets, émissions des véhicules, production d'énergie, charges diffuses d'éléments nutritifs, apport de sédiments, etc. Le défi est certes énorme, mais des mesures de gestion concertée et bénéficiant d'un appui des citoyens peuvent stopper la dégradation du système côtier marin, rétablir les herbiers marins et maintenir et élargir les stocks de carbone bleu dans les eaux côtières.

2. Marais salés

On trouve des marais salés de l'Arctique jusque dans les tropiques, dans des zones côtières protégées des influences directes de la mer—derrière des îles servant de barrières, dans des baies protégées et dans les estuaires des fleuves. Sur presque tout le trait de côte de l'Amérique du Nord, ils sont

peuplés de plantes herbacées, essentiellement des graminées, des carex et des joncs. La végétation des marais émergents aux élévations les plus faibles en zone intertidale est susceptible d'être submergée par la marée une ou deux fois par jour, mais est inondée de façon irrégulière en plus haute altitude—où le stress salin peut être le plus important. La diversité végétale est faible dans les marais salés, car peu d'espèces ont su s'adapter de manière à devenir tolérantes aux inondations et aux sols salins. L'absence de concurrence permet des niveaux de productivité exceptionnels pour les espèces dominantes. Les marais fournissent une diversité de services écosystémiques : nourriture et habitat pour des populations d'oiseaux et de poissons, puits de polluants et première ligne de défense contre la force destructrice des tempêtes. Au cours de la dernière décennie, on a reconnu que leurs sols sont des puits de carbone exceptionnels, contribuant à atténuer les changements climatiques.

Photo 2. Marais salé à marée haute dans le comté d'Antigonish en Nouvelle-Écosse, Canada



Photo : G. Chmura.

Les marais salés se trouvent sur les côtes maritimes de secteurs protégés des influences directes de la mer—derrière des îles, dans des baies et des estuaires protégés. En bordure de l'extrémité littorale la plus basse du marais, il peut y avoir une vase dénuée de toute plante vasculaire, ou un herbier qui s'étend dans la zone infralittorale continuellement inondée, qui peut elle aussi abriter un herbier. Aux élévations les plus faibles en zone intertidale la végétation émergente des marais est susceptible d'être submergée par la marée une ou deux fois par jour, mais dans certaines régions, comme la baie de Fundy, au Canada, les zones les plus élevées peuvent être inondées par la marée seulement quelques fois par année (Byers et Chmura, 2007). Les étangs qui se trouvent dans les marais salés peuvent

abriter de petites populations de plantes aquatiques submergées comme *Ruppia maritima*, qu'on trouve sur la côte nord-est de l'Atlantique.

Les plantes des marais se distinguent de celles des herbiers marins du fait qu'elles doivent habituellement être exposées à l'air pour les processus de photosynthèse et de respiration. La submersion par l'eau de mer et le fait que le sol est saturé d'eau salée sont des facteurs de stress pour la physiologie des végétaux. Les sols inondés limitent l'absorption d'éléments nutritifs et peuvent entraîner l'accumulation de phytotoxines (Mitsch et Gosselink, 2007). Les espèces qui vivent dans les marais salés sont dotées de mécanismes d'adaptation qui les aident à supporter le stress osmotique causé par les sols salins : elles produisent des osmolytes, qui concentrent les sels dans des organites (caractéristiques de certaines plantes grasses), ou évacuent le sel par des glandes spéciales. Bon nombre d'entre elles ont un aérenchyme, un tissu qui transporte les gaz de l'atmosphère dans le sol pour oxygéner la zone racinaire. Certaines espèces peuvent respirer en anaérobiose, mais le coût énergétique élevé que cela suppose limite la période pendant laquelle les plantes peuvent tolérer l'inondation. Peu d'espèces de végétaux ont des mécanismes d'adaptation leur permettant de tolérer les sols inondés et salins. Par conséquent, la végétation des marais salés n'est pas diversifiée et le nombre d'espèces augmente avec la diminution de la salinité. Le long de presque toute la côte de l'Amérique du Nord, les marais sont dominés par une végétation herbacée (graminées, carex, joncs et herbe non graminéenne), une bordure d'arbustes délimitant la partie supérieure des marées. À des taux de salinité inférieurs, en amont dans les estuaires, la végétation des marais salés est remplacée par d'autres espèces qui ne tolèrent pas le stress des sols salins, mais sont de meilleurs compétiteurs. Les essais de transplantation ont démontré que, lorsqu'elle est protégée des compétiteurs, la végétation des marais salés pousse mieux dans l'eau douce, mais les espèces qu'on a déplacées dans des zones à plus forte salinité ne survivent pas (p. ex., Chapman, 1960; Bertness, 1991).

2.1 Répartition des marais salés

De nombreux marais en haute altitude sont sur des littoraux sujets au relèvement isostatique, où les marais peuvent se retrouver dans des habitats d'eau douce ou terrestres lorsqu'ils ne se trouvent plus dans la zone des marées (Pendea et Chmura, 2012b). À la latitude la plus basse, on peut observer des marais parsemés dans les mangroves (McKee, 2012).

La compilation des données disponibles sur la répartition montre que les marais salés couvrent une superficie d'environ 13 474 km² en Amérique du Nord, un chiffre sous-estimé pour diverses raisons (figure 4). Par exemple, l'étendue des marais salés du Mexique est probablement sous-estimée parce que la Conabio (Commission nationale pour la connaissance et l'utilisation de la biodiversité) n'a commencé que récemment à les cartographier. La plus grande contribution vient des États-Unis, qui comptent environ 12 775 km² de marais salés, dont une grande partie dans la biorégion Atlantique tropical. La Louisiane en abrite deux fois plus que tout autre État. Au Canada, la zone de marais salés stockant du carbone bleu est beaucoup moins étendue, soit environ 546 km², mais n'inclut pas certaines parties des baies d'Hudson et James et des régions du Québec, comme la rive nord du Saint-Laurent.

Dans les marais salés, le modèle de domination d'espèces est plus complexe que dans les herbiers marins ou les zones des écorégions marines. De l'estuaire du fleuve Saint-Laurent jusqu'à la baie Chesapeake au sud, *Spartina alterniflora* domine à faible altitude et *Spartina patens* à haute altitude. L'abondance relative d'herbes non graminéennes comme *Plantago maritima* et *Triglochin maritima*, et d'autres graminées augmente avec la latitude (Chmura et coll., 1997; Wigand et coll., 2014; Desroches et coll., 2013), et les herbes non graminéennes peuvent dominer dans les marais de haute latitude comme ceux qui se trouvent sur la côte de la baie James (Pendea et Chmura, 2012a). Avec la diminution de la latitude, à partir de la baie Chesapeake vers le sud, *Juncus roemerianus* est plus présent (Baldwin et coll., 2012), et le long de la côte atlantique sud des États-Unis, cette espèce

domine dans les marais de haute altitude (Pennings, 2012). Les taux élevés d'évapotranspiration en basse latitude provoquent une forte salinité de l'eau interstitielle du sol dans le marais central, une zone qui se trouve au-dessus de la portée des inondations de marée régulières et loin des sources d'eau douce dans les terres. La plus grande salinité du sol crée un bassin de sel non végétalisé entre les marais de haute et de basse altitude.

Le long de la côte nord-est du golfe du Mexique, *J. roemerianus* est l'espèce dominante, mais *S. alterniflora* et *S. patens* sont également présentes dans certaines zones limitées (Battaglia et coll., 2012). La portion occidentale du nord du golfe du Mexique est sujette à une aridité de plus en plus marquée et, dans les secteurs où l'apport d'eau douce est limité, *Salicornia bigelovii* et *Batis maritimus*, deux espèces de plantes grasses, dominent. Le delta du Mississippi se trouve entre les marais de la portion Est et ceux de la portion Ouest du golfe du Mexique. L'émissaire du fleuve Mississippi réduit la salinité des eaux côtières dans cette région, mais on y trouve tout de même bon nombre des espèces qui peuplent les marais salins. *Spartina alterniflora* se pousse dans les marais de la plaine du delta qui se trouvent le plus proche du littoral marin. La zone de l'arrière-pays abrite un mélange de *S. alterniflora*, de *S. patens* et de *Distichlis spicata* (Visser et coll., 2013).

Dans les régions subtropicales et tropicales, il peut y avoir des marais salés du côté continental des mangroves, aux endroits où la canopée est ouverte, ou en bandes étroites du côté littoral de la mangrove (McKee, 2012). Dans des conditions où l'apport d'eau douce est faible et l'évapotranspiration est importante, les sols sont hypersalins et les herbes non graminées grasses comme *Batis maritima*, *Sesuvium portulacastrum* et *Salicornia virginica*, de même que les graminées comme *D. spicata*, *Sporobolus virginicus*, *S. alterniflora* et *Spartina spartinae* sont les espèces dominantes (McKee, 2012). Dans les zones où la salinité est moins grande, la végétation est composée de plus de carex et de jonc.

Les différences sur le plan de la biogéographie se traduisent par la disponibilité d'espèces grandement différentes dans les marais salés de la côte pacifique de l'Amérique du Nord—en fait, *S. alterniflora* est considérée comme une espèce envahissante dans cette région. Les marais de la côte du Pacifique ont été classés selon cinq groupes géographiques par Macdonald (1977) : arctique (71–60°N), subarctique (60–54°N), tempéré (54–35°N), méditerranéen sec (35–32°N), et aride (35–32°N). Sur la côte arctique de l'Alaska, la glace marine perturbe la végétation et les marais abritent diverses espèces de *Puccinellia* et de *Carex*. On observe une plus grande diversité vers le sud, dans les marais subarctiques, où on trouve des espèces de *Glaux*, de *Sarcocornia*, de *Spergularia* et de *Suaeda* et où *Carex lyngbyei*, *Deschampsia caespitosa*, *Plantago maritima*, *Potentilla pacifica* et *Triglochin maritima* sont présentes en quantités importantes. Le groupe « tempéré » perd quelques espèces arctiques qui sont remplacées par d'autres. Avec le temps plus chaud et plus sec en été, la végétation doit composer avec des sols plus salins durant la période de croissance; les hautes plaines marécageuses de la Californie sont donc dominées par *Sarcocornia pacifica*, plante grasse très tolérante au sel, tandis que *Spartina foliosa* tend à dominer dans les marais de plus faible altitude. D'autres espèces peuvent être présentes dans les marais ou sur les berges des criques où l'apport d'eau douce réduit la salinité : *D. spicata*, *Schoenoplectus americanus*, *Schoenoplectus californicus*, *Bolboschoenus maritimus*, *Jaumea carnosa*, *Frankenia salina* et *Limonium californicum*, entre autres (Callaway et coll., 2012). On observe la plus grande diversité dans les marais salés du groupe méditerranéen sec; cette diversité diminue grandement dans le groupe aride de Baja California.

Dans de nombreuses zones, on peut évaluer la qualité des cartes en superposant les polygones aux images de Google Earth. C'est ce qui a été fait pour une partie de la côte du Nouveau-Brunswick, au Canada, et qui a permis de découvrir que certains marais et des sections d'autres marais ne sont pas cartographiés. Cela peut également être le cas ailleurs, mais la révision complète de chaque polygone dépasse le cadre de ce projet.

Figure 4. Répartition des marais salés en Amérique du Nord, 2015



2.2 Menaces à la répartition des marais salés

Les menaces à la répartition des marais salés sont les suivantes :

- aménagement des terres;
- absence de sédiments en suspension (faible turbidité);
- apport excessif d'éléments nutritifs;
- constriction côtière.

Les marais des côtes atlantique et pacifique du Canada sont peu menacés, l'apport en sédiments étant le principal obstacle à la productivité. Cet apport n'est toutefois pas le plus grave problème dans les régions où de grandes parties de marais ont disparu à la suite de travaux d'endiguement. Le coût de plus en plus élevé de l'aménagement de digues pour faire face à l'élévation du niveau de la mer et les gains économiques potentiels associés à la vente de crédits sur le marché du carbone pourraient être de bons incitatifs pour la restauration future de ces puits de carbone bleu. Il faudra faire une étude des taux de rendement des stocks de carbone.

Aux États-Unis, un examen de l'ensemble de la superficie menacée montre que les concentrations d'éléments nutritifs sont la principale menace dans la biorégion atlantique tropicale, vers le sud à partir de la Caroline du Nord et vers l'ouest jusqu'aux États qui bordent le golfe du Mexique. Globalement, les marais de cette région sont moins menacés par l'aménagement des terres environnantes, le faible apport de sédiments en suspension (faible turbidité) et la constriction côtière. La réduction des niveaux d'éléments nutritifs pourrait faire une différence notable dans la viabilité de ces marais. La réduction des niveaux d'éléments nutritifs dans les eaux côtières nécessitera des modifications de la gestion agricole par des acteurs qui pourraient se trouver à une certaine distance des terres humides côtières et n'être donc pas considérés comme des parties prenantes. Pour réduire les charges d'éléments nutritifs, il faudra diminuer les quantités d'engrais utilisés ou améliorer la gestion des terres agricoles. Puisque ces mesures aideraient à protéger les puits de carbone bleu, cela pourrait ouvrir la possibilité de donner des crédits de carbone aux agriculteurs qui réduisent les « échappées » d'éléments nutritifs de leurs champs.

L'urbanisation et l'absence de sédiment constituent de graves menaces pour les marais des côtes urbanisées du New Hampshire, du Massachusetts, du Rhode Island et du Connecticut. Deux facteurs peuvent contribuer à l'absence de sédiments : des barrages ont été construits sur bon nombre des rivières de la région, ce qui limite l'apport de sédiments sur la côte (Weston, 2014). À certains endroits, les barrages ont été démantelés et on prévoit en retirer d'autres, mais comme on cherche souvent à rétablir les populations de poissons, plutôt que d'éliminer les barrages, on construit des échelles à poissons ou on améliore les échelles existantes—qui n'empêchent pas le piégeage des sédiments derrière les barrages. La prise en compte des impacts possibles du démantèlement de barrages sur l'apport en sédiments et la viabilité des puits de carbone pourrait faire pencher la balance du côté de l'enlèvement des barrages plutôt que de la construction d'échelles à poissons.

En ce qui concerne le Mexique, les menaces ne sont pas bien documentées.

2.3 Manque de données pour la cartographie des marais salés

On connaît assez bien l'étendue des marais salés au Canada (à l'exception de Terre-Neuve) et aux États-Unis, mais il existe peu d'information sur les marais salés du Mexique. Au Canada, on a ciblé des lacunes locales qui pourraient être comblées par l'établissement d'autres cartes; la cartographie des marais salés n'est pas uniforme d'un endroit à l'autre.

2.4 Séquestration et taux de stockage du carbone dans les marais salés

Les marais salés peuvent piéger les particules de matières organiques transportées par les eaux de crue des marées, mais on reconnaît généralement que la végétation qu'ils abritent est la principale source de stockage de carbone (carbone indigène). Les plantes vasculaires des marais absorbent le dioxyde de carbone présent dans l'atmosphère et le transforment en matière organique lors de la photosynthèse. En respirant, les plantes émettent du dioxyde de carbone, mais une plante en pleine croissance séquestre une plus grande quantité de carbone dans ses tissus. D'autres organismes photosynthétiques, comme la microflore benthique (biofilm à la surface du sol) et les macroalgues

(qui croissent parmi les tiges d'herbe), sont courants dans les marais salés et fournissent du carbone au sol, mais leur contribution au puits de carbone des marais salés n'a pas été étudiée.

L'existence d'un marais salé dépend de l'accumulation de carbone dans le sol. Le carbone est stocké tant dans les tissus exposés (feuilles et tiges) que dans ceux qui se trouvent dans le sol (racines et rhizomes) des végétaux. Si les marais sont d'efficaces puits de carbone, c'est notamment parce qu'ils transfèrent de grandes quantités de carbone vers les tissus souterrains, où il se mêle au sol. En fait, le taux de production de biomasse souterraine peut être plus de quatre fois supérieur à la production de biomasse aérienne (Roman et Daiber, 1984). Si la biomasse aérienne peut être consommée par des herbivores ou exportée dans les eaux des estuaires, la biomasse souterraine est généralement protégée contre ces pertes. La biomasse aérienne qui n'est pas consommée, exportée ou décomposée sera enfouie dans le sol du marais, mais peu d'études ont cherché à déterminer dans quelle mesure elle contribuait au puits de carbone. Ce qu'on sait, c'est que la végétation aérienne contribue au piégeage de sédiments présents dans les crues de marée—un processus qui contribue à l'élévation des marais (p. ex., Li et Yang, 2009). La décomposition du carbone stocké dans le sol produira des émissions de dioxyde de carbone ou un lixiviat de carbone organique dissous dans les eaux de marée (p. ex., Tzortziou et coll., 2011). Or, la décomposition dans le sol saturé est considérablement plus lente que la décomposition aérobie qui se produit au-dessus du sol. Malgré ces deux types de perte, on constate généralement un stockage net de carbone dans le sol, une augmentation du volume de sol et, donc, une élévation de celui-ci. Depuis les 10 000 dernières années, environ, le niveau de la mer augmente le long de la majorité des côtes. Et, au cours des derniers millénaires, on a observé une accumulation et une saturation des sols des marais salés; la surface du marais reste dans la zone des marées, est sujette à des inondations régulières et stocke une quantité croissante de carbone.

Comme le stockage du carbone dépend de la croissance des plantes, on peut logiquement supposer que les facteurs qui perturbent cette croissance entraîneront en une diminution du stockage du carbone. La perte de végétation entraînera une réduction du stockage du carbone et du volume de sol, et l'abaissement du sol à un niveau sous lequel la végétation des marais salés ne peut survivre aux longues crues de marées qui se produiront. Cependant, un faible stress peut causer un transfert des stocks de carbone dans le sol. Par exemple, l'eau des sols salins cause un stress physiologique et, chez certaines espèces, une plus grande salinité augmente la demande d'azote. Cette demande accrue peut augmenter la production de racines de manière à obtenir l'élément nutritif limitant. Un apport excessif en éléments nutritifs peut avoir l'effet contraire, mais les résultats des essais sur le terrain ne sont pas concluants. Lors d'un de ces essais mené sur la côte du Massachusetts, la fertilisation a causé une diminution de la biomasse souterraine (Deegan et coll., 2012), mais un autre essai de fertilisation sur la côte du Connecticut n'a révélé aucun changement (Anisfeld et Hill, 2012).

Les taux de stockage du carbone dans un marais salé dépendent d'un équilibre entre l'apport et la décomposition du carbone souterrain. L'accélération de la décomposition de la matière organique contenue dans le sol des marais, qu'on a observée lorsque les températures augmentent, indique que les stocks de carbone dans le sol des marais de faible altitude pourraient diminuer avec le réchauffement climatique (Kirwan et Blum, 2011). Par contre, dans les hautes latitudes, les températures plus élevées peuvent accroître la productivité des plantes de marais, contrant la perte de carbone par une plus grande décomposition (Kirwan et coll., 2014).

Les mesures de la densité de carbone (% de carbone dans le sol fois la densité de sol sec en vrac) et des taux d'accumulation de carbone dans le sol varient grandement, comme le révèle la compilation 2013 dressée par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) (Kennedy et coll., 2013). Elles peuvent être aussi grandes dans les marais des climats froids et des hautes latitudes que dans ceux des climats chauds de faible latitude (Chmura et coll., 2003). À ce jour, aucune étude n'explique la variabilité dans la densité de carbone et les taux d'accumulation, mais Chmura et coll. (2003) ont établi un lien entre la densité de carbone dans le sol et la moyenne annuelle des températures atmosphériques dans les marais salés de l'est de l'Amérique du Nord. La

variabilité peut être attribuable à une absence de contrôle quant à l'emplacement des marais échantillonnés dans le cadre de diverses études indépendantes. Sur le plan spatial, la végétation des marais salés varie, tout comme l'élévation du sol et les conditions d'inondation du sol; par conséquent, l'emplacement d'un site échantillonné pourrait biaiser les résultats—cet élément n'est pris en compte dans aucune étude empirique.

Depuis la compilation publiée en 2013 par le GIEC, peu de rapports ont été produits sur le stockage de carbone dans les marais salés en Amérique du Nord et tous les stocks se trouvent dans les fourchettes indiquées dans le tableau 4. De nombreuses estimations du stockage de carbone dans les marais, comme celle du GIEC (Kennedy et coll., 2013), sont basées sur l'hypothèse selon laquelle la tourbe des marais fait un mètre (m) de profondeur, mais de rares études ont examiné les stocks de carbone au-delà d'une profondeur de 50 centimètres (cm). Des études géomorphologiques de marais individuels révèlent que les dépôts de tourbe varient considérablement à l'intérieur d'un marais et qu'ils peuvent atteindre une profondeur de 4 m dans la baie Chesapeake aux États-Unis (Tibert, 2012) et de 7 m dans la baie de Fundy au Canada (Shaw et Ceman, 1999).

Tableau 4. Moyenne mondiale des stocks de carbone dans les marais et taux de stockage du carbone

Type de sol	Stock (tonnes ha ⁻¹)	Fourchette des stocks (tonnes ha ⁻¹)	n	Taux de stockage (tonnes ha ⁻¹ an ⁻¹)	Fourchette des taux de stockage (tonnes ha ⁻¹ an ⁻¹)	n
Organique	340	221–579	35			
Minéral	226	15,6–623	82			
Tous les types	255	15,6–623	117	0,91	0,05–4,65	66

Nota : On suppose une profondeur d'un mètre pour les stocks de carbone.
 m = mètre; n = nombre d'échantillons; ha⁻¹ = par hectare; an⁻¹ = par année.
Source : Adapté de Kennedy et coll., 2013, tableaux 4.11 et 4.12.

2.6 Conservation des stocks de carbone dans les marais

Avec l'élévation du niveau de la mer (qui se produit sur la majorité des côtes), il est essentiel de maintenir le volume de tourbe, qui contrôle l'élévation du sol, pour assurer la viabilité des marais. Sur la plupart des côtes, les sédiments minéraux contribuent également au volume du sol des marais. Pourtant, l'existence de dépôts de sol organique d'une épaisseur de 2 m dans la rivière Palmer sur la côte du Rhode Island (É.-U.) (Chmura, 1982) indique que les marais pourraient résister à une élévation du niveau des océans d'une ampleur déjà enregistré même sans recevoir de dépôts minéraux.

Morris et coll. (1990) ont montré que la production de *S. alterniflora* varie selon le niveau moyen de la mer. Ce niveau fluctue annuellement et selon un cycle de 18,6 ans, et la végétation des marais persiste. Si le niveau de la mer se maintient sous un certain seuil, la végétation des marais survivra, accumulera du carbone et maintiendra l'élévation du marais. On a attribué la disparition de marais dans des endroits comme le delta du Mississippi et la baie Chesapeake (p. ex., Kirwan et Guntenspergen, 2012) à l'incapacité pour la production souterraine de maintenir l'élévation des marais par rapport aux augmentations relatives du niveau de la mer. Cette perte d'élévation est due entre autres, à la forte élévation locale du niveau de la mer, mais les modifications anthropiques ont eu des impacts marqués sur la production et la survie des végétaux. Les modifications hydrologiques

comme les ponceaux ou les bermes peuvent entraver l'écoulement des eaux de crue, causant un stress accru à la végétation. Une charge excessive d'éléments nutritifs peut causer une réduction de la croissance souterraine.

Au cours des derniers siècles, les stocks de carbone dans les marais ont été étonnamment résilients, compte tenu des perturbations directes causées par l'humain. Le long de la côte est de l'Amérique du Nord, la végétation indigène des marais a été récoltée pour en faire du foin, et des vestiges de cette activité demeurent évidents dans les marais—mais aucune étude n'a encore évalué directement l'impact de la fenaison. Par contre, une étude des impacts du broutage sur le carbone stocké dans le sol d'un marais salé du fleuve Saint-Laurent (Québec, Canada), a révélé que les stocks de carbone dans le sol de surface étaient plus grands que dans le marais non brouté (Yu et Chmura, 2010).

Il est probable que, si l'augmentation du niveau de la mer atteint les valeurs apocalyptiques prédites par un grand nombre de personnes (p. ex., Vermeer et Rahmstorf, 2009), la production végétale des marais, l'accumulation de carbone et l'élévation des marais, qui dépend de l'accumulation de carbone, ne se feront pas au même rythme et les dépôts non végétalisés seront soumis à l'érosion. La présence de tourbe des marais submergée sur le plateau continental de la côte est de l'Amérique du Nord (Emery et coll., 1965) donne à entendre qu'une partie des stocks de carbone submergé persistera, mais aucune étude ne porte directement sur le sort de ces stocks.

3. Mangroves

Photo 3. Mangrove à Marismas Nacionales, Nayarit, Mexique



Photo : P. Fajardo.

Les marais à mangrove se trouvent le long des côtes marines et estuariennes dans les régions tropicales et subtropicales, parfois en cohabitation avec de petits marais salés. Le terme mangrove s'applique à la végétation arboricole qui pousse dans les régions intertidales de cette zone climatique. Ce sont des arbres, des palmiers et même des fougères, comme *Acrostichum aureum*, qui peuvent atteindre une hauteur de trois mètres et poussent sur la côte ouest des États-Unis (Spalding et coll., 2010). La désignation « mangrove » n'exige aucun lien phylogénétique entre les espèces; elle s'applique à toutes les espèces qui tolèrent la salinité sur les côtes des baies et des estuaires.

En raison des inondations de crues, les mangroves sont soumises aux mêmes stress pédologiques que la végétation des marais salés. Comme cette dernière, la végétation des mangroves est dotée d'un aerenchyme, un tissu qui facilite le transport de l'oxygène dans les sols inondés et réduit le stress. Les mangroves ont toutefois d'autres mécanismes d'adaptation qui les aide à survivre dans les sols inondés, comme des lenticelles (voies d'aération) sur leur écorce, et de nombreuses espèces ont des semis vivipares qui germent sur l'arbre parental, évitant ainsi une forte salinité et des conditions d'inondation qui pourraient nuire à la germination lorsque les graines sont enfouies dans le sol. La croissance des racines contribue grandement au stock de carbone dans le sol des mangroves. Les marais à mangroves sont des habitats essentiels pour les poissons et contribuent donc de façon indirecte au succès de la pêche hauturière. Le bois dense du palétuvier (*Rhizophora*) est très prisé pour la construction de bateaux et d'engins de pêche ainsi que pour le charbon de bois—activités strictement réglementées en Amérique du Nord. Les mangroves jouent un rôle important dans l'atténuation de l'effet des vagues et protègent mieux des tempêtes que les marais salés, mais ce rôle peut avoir des conséquences néfastes sur les peuplements. Au Mexique comme ailleurs dans le monde, des populations locales dépendent des mangroves pour leur subsistance.

3.1 Répartition des mangroves

Les mangroves peuvent s'établir dans des sols où la salinité est plus élevée que dans l'eau de la mer (mais les arbres sont alors souvent rabougris ou nains) et s'étendre sur des portions du littoral baignées d'eau douce. La végétation peut se développer dans des sols saturés d'eau douce, mais dans ces zones, elle ne peut concurrencer d'autres espèces.

La répartition cartographiée des mangroves en Amérique du Nord est illustrée à la figure 5. Les régions de mangrove au Mexique sont décrites dans le tableau 5. Pour le Mexique, les polygones proviennent d'une seule source, à savoir la Conabio. Les données sur la répartition des mangroves aux États-Unis sont celles de l'US Geological Survey obtenues auprès du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE). Les deux organismes ont utilisé la télédétection pour déterminer la répartition.

Les cartes disponibles illustrent une superficie de 10 094 km² occupée par les mangroves en Amérique du Nord, dont plus de 76 % sur la côte mexicaine. On trouve des mangroves sur la côte de tous les États côtiers du Mexique. Les trois États de la région du Yucatán abritent la plus grande superficie de mangroves, qui correspond à quelque 55 % de leur superficie totale au Mexique (figure 6).

La côte atlantique du Texas, de la Louisiane et de la Floride, aux États-Unis, est la zone la plus nordique où on trouve des mangroves en Amérique du Nord. Dans la portion nord du territoire abritant des mangroves, la survie de ces écosystèmes est limitée par l'occurrence de gel (Mitsch et Gosselink, 2007). Trois des sept espèces qui peuplent les mangroves de l'Amérique du Nord sont dominantes et très répandues : *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* et *Rhizophora mangle*. *Avicennia germinans* sont les espèces dont le territoire s'étend le plus au nord et qui sont le moins sensibles au gel. Plus au sud, on trouve *R. mangle* et *L. racemosa*, plus sensibles au gel. On a observé une expansion des peuplements de mangroves dans ces États, probablement en raison du climat plus doux (p. ex., Bianchi et coll., 2013; Henry et Twilley, 2013). Sur la côte du Pacifique, l'État mexicain

de Baja California Nord est l'endroit le plus nordique où on observe la présence de mangroves. Sur cette côte, *R. mangle* est l'espèce qui s'étend le plus au nord, suivi de *L. racemosa* vers le sud. Dans l'État du Chiapas, sur la côte pacifique du Mexique, on trouve aussi deux autres espèces (Spalding et coll., 2010; Rodríguez-Zúñiga et coll. 2013) : *Rhizophora Harrisonii*, hybride naturel de *R. mangle* et *R. racemosa* (Cornejo, 2013), et *Avicennia bicolor*. Certains considèrent *Conocarpus erectus*, qui pousse du côté continental de ces mangroves sur les deux côtes, comme un palétuvier, tandis que d'autres le qualifient de « parent » du palétuvier.

Figure 5. Répartition des mangroves en Amérique du Nord, 2015



Tableau 5. Répartition régionale des mangroves (en hectares) au Mexique en 1981 et en 2005

Région	1981		2005		Variation nette
	Superficie	% de la région	Superficie	% de la région	Superficie
Golfe du Mexique	89 581	10,5	87 470	11,3	-2 111
Péninsule du Yucatán	452 962	52,9	421 399	54,5	-31 563
Pacifique Nord	197 798	23,1	186 444	24,1	-11 354
Pacifique Centre	16 475 66	1,9	6 987	0,9	-9 489
Pacifique Sud	98 750	11,5	71 555	9,3	-27 195
Total	855 566		773 854		-81 712

3.2 Menaces à la répartition des mangroves

La majorité des mangroves de l'Amérique du Nord se trouvent sur des côtes sujettes à de micro-marées et sont donc très sensibles à d'autres menaces, les faibles niveaux de sédiments en suspension (faible turbidité) et l'apport important en éléments nutritifs étant les deux plus importantes. Les faibles niveaux de sédiments en suspension constituent une grave menace pour toutes les mangroves des régions mexicaines du Pacifique Sud et du Pacifique Centre. Ils sont également une menace importante pour les mangroves de certains secteurs du Pacifique Nord et du golfe du Mexique. La menace que présente l'apport élevé en éléments nutritifs est la plus prévalente dans les mangroves du golfe du Mexique, mais elle est également présente dans toutes les mangroves de l'Amérique du Nord.

Au Mexique, les principaux facteurs de la disparition de mangroves sont les changements dans l'aménagement du territoire associés à la culture de crevettes et de poissons, à l'agriculture, aux infrastructures portuaires, au tourisme et à l'urbanisme, mais également aux ouragans. Une analyse des menaces montre que la plupart des mangroves du Mexique sont très menacées en raison des charges élevées en éléments nutritifs et de la faible turbidité, mais également par la constriction côtière, comme dans les États de Jalisco, de Colima, de Quintana Roo et du Yucatán. Malgré l'existence de lois protégeant les mangroves, plusieurs portions de mangroves relevant des États sont à haut risque de subir des pertes irréversibles en raison du développement côtier, notamment dans les États de Jalisco, Colima, Nayarit, Michoacán, Guerrero, Baja California Sur, Quintana Roo et du Yucatán. L'infrastructure existante dans ces États favorise le maintien voire l'expansion de l'infrastructure urbaine, touristique et énergétique (électricité) et, dans certains secteurs, de nouveaux projets de développement (p. ex., Baja California Sur). Les mangroves du golfe du Mexique sont grandement menacées par les déversements de pétrole ainsi que par l'extraction du pétrole et du gaz naturel. Celles du Pacifique Nord sont également menacées par l'expansion possible de l'aquaculture, qui a causé la destruction et la dégradation d'importantes zones de mangroves.

Valderrama et coll. (2014) montrent que la perte de mangroves est surtout attribuable à la conversion des terres en terres humides ou pour la végétation terrestre. La transformation des terres à des fins agricoles et anthropiques compte pour 80 % des pertes de mangroves. De même, selon une évaluation nationale de l'évolution des mangroves au Mexique (figures 7, 8 et 9), les pertes enregistrées ces dernières années sont attribuées à l'utilisation des terres abritant des mangroves à des fins agricoles. Dans certaines régions, la transformation des mangroves en terres agricoles suppose l'ouverture d'une

brèche dans la canopée et la semence d'herbes pour les animaux brouteurs. Ces sites demeurent assujettis aux inondations de crue. Ce type d'activité agricole peut entraîner une faible perte de carbone bleu ou même un gain de carbone dans le sol (p. ex., Yu et Chmura, 2010), mais il faut évaluer l'impact sur le puits de carbone bleu. Ce type d'utilisation agricole peut nécessiter d'autres services écosystémiques, du moins en partie. Dans la mesure où l'utilisation des terres pour le broutage n'entraîne pas de modification intensive, comme c'est le cas de la culture de crevettes, le carbone peut être conservé, tout comme le potentiel de restauration des mangroves, de séquestration du carbone et de son stockage.

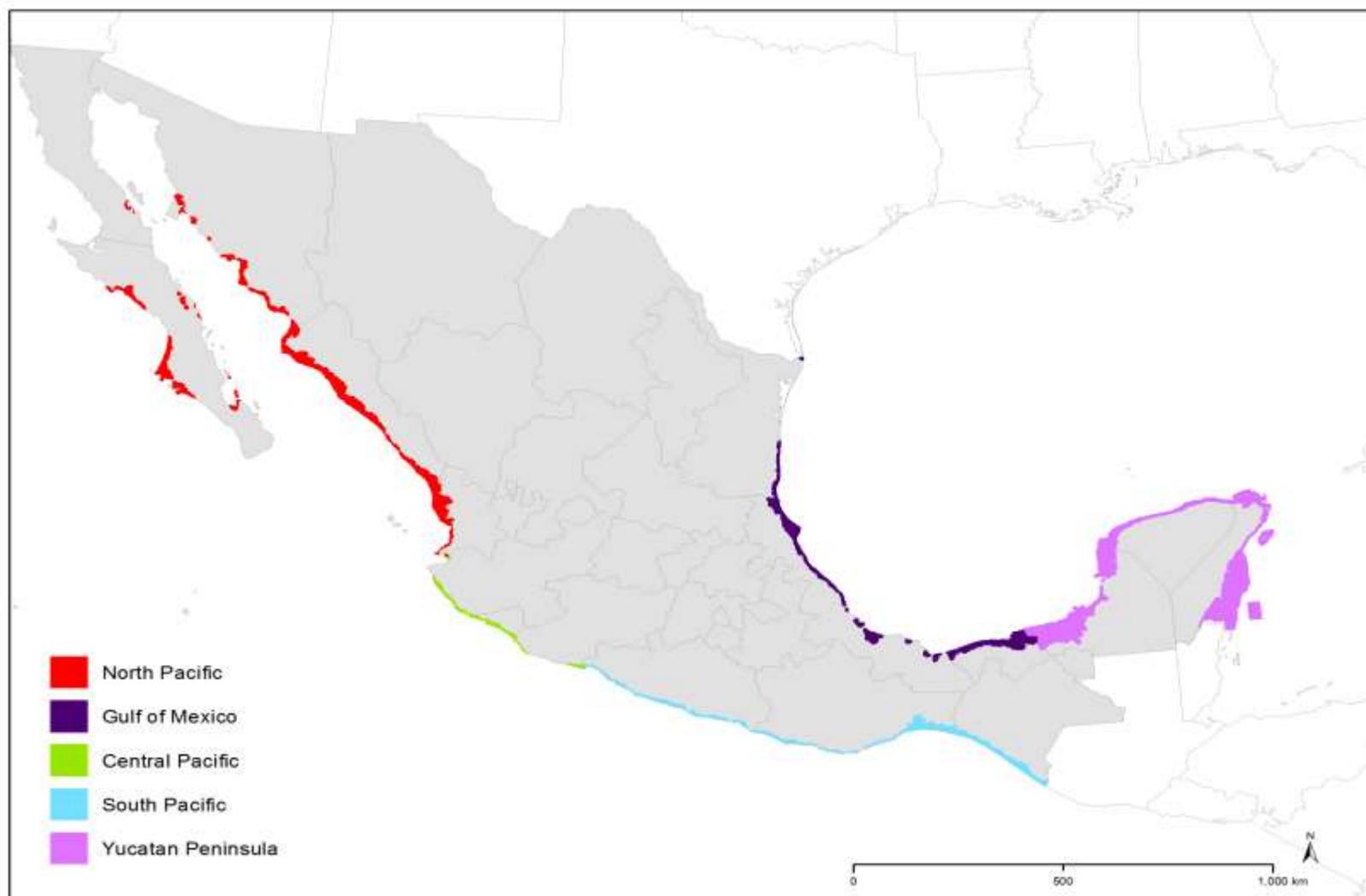
Si on les compare aux marais salés de la côte nord-est des États-Unis, les mangroves du Mexique sont généralement moins menacées par l'aménagement des terres et la constriction côtière. Par contre, les États de Jalisco, Colima, Michoacán et Guerrero, qui abritent de petites zones de mangroves (figure 6), sont proportionnellement plus menacés par la constriction côtière.

Avec le réchauffement du climat, on prévoit que le territoire des mangroves s'étendra vers les pôles, où les mangroves envahiront les marais salés. Des chercheurs ont commencé à examiner l'impact de l'expansion des mangroves sur le carbone stocké dans le sol. Bianchi et coll. (2013) ont examiné le sol dans les endroits où les mangroves ont envahi les marais de *S. alterniflora* sur la côte du Texas et ont constaté que, là où il y a eu invasion, les taux d'accumulation de carbone dans le sol étaient deux fois plus élevés que dans les marais environnants où il n'y a pas de mangrove (2,7 tonnes c. 1,0 tonne par hectare par année), mais qu'ils se maintenaient dans la fourchette normale de stockage de carbone dans les marais.

Restauration

La Commission nationale pour la connaissance et l'utilisation de la biodiversité du Mexique (Conabio, 2013) a dressé une liste de 81 sites pertinents sur le plan biologique où qui nécessitent une restauration, dont 27 dans le golfe du Mexique et 10 dans le Pacifique Nord (figure 10). Les mesures de restauration sont déjà en cours dans bon nombre de ces sites.

Figure 6. Régions du Mexique abritant des forêts de mangroves, 2013



Source : Adapté de Conabio, 2013.

Figure 7. Répartition des mangroves au Mexique en 1970



Source : Adapté de Conabio, 2013.

Figure 8. Répartition des mangroves au Mexique en 2005



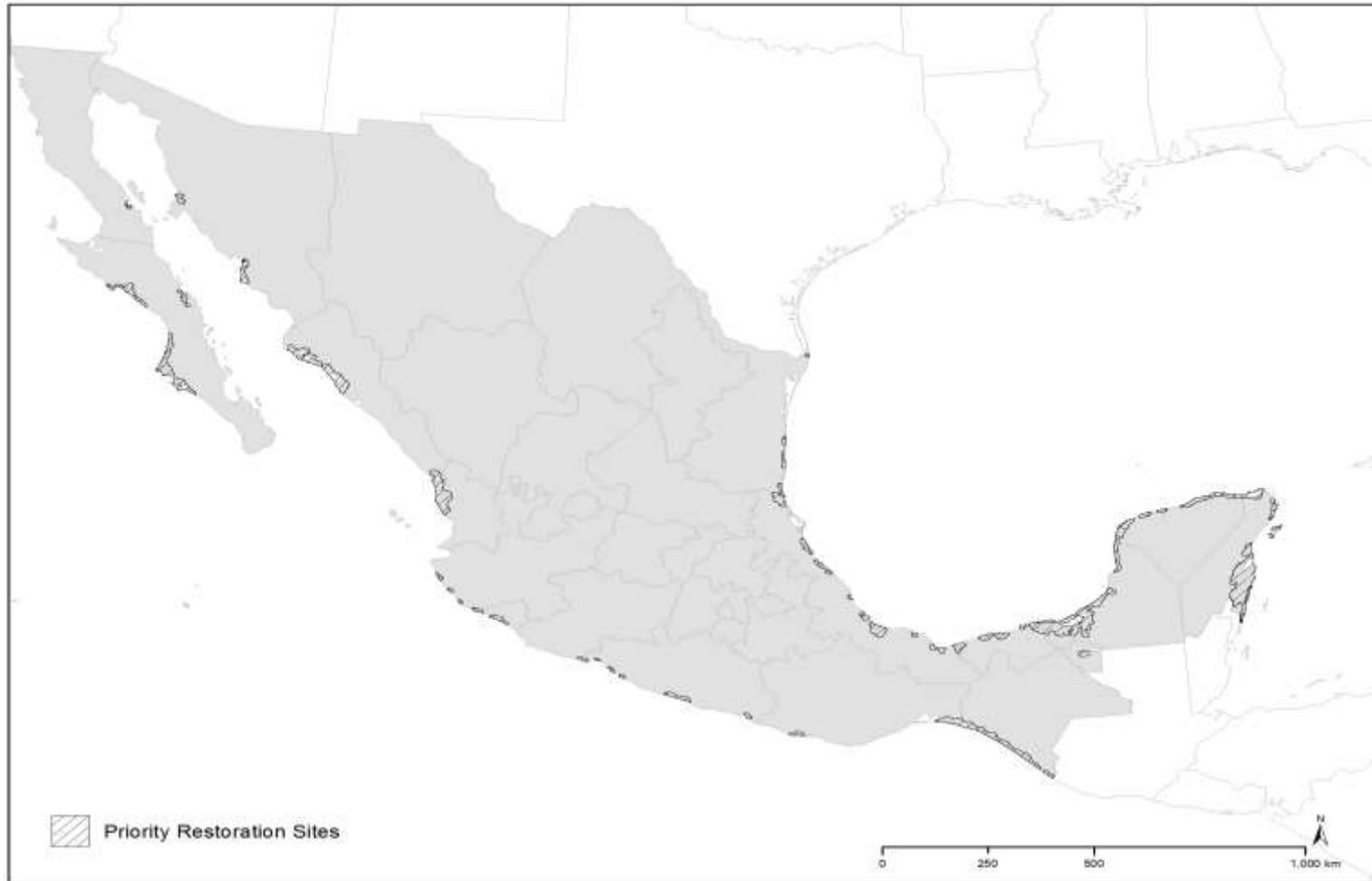
Source : Adapté du Conabio, 2013.

Figure 9. Répartition des mangroves au Mexique en 2010



Source : Adapté de Conabio, 2013.

Figure 10. Sites de mangrove prioritaires présentant une pertinence biologique et nécessitant une restauration écologique immédiate, 2013



Source : Adapté de Conabio, 2013.

3.3 Données manquantes pour la cartographie des mangroves

Des trois habitats stockant du carbone bleu en Amérique du Nord, ce sont les mangroves qui font l'objet de la cartographie la plus complète. L'établissement de cartes successives a permis de constituer une série temporelle illustrant les changements récents.

3.4 Séquestration et taux de stockage du carbone dans les mangroves

Comme les arbres des forêts, les palétuviers piègent, stockent et rejettent du dioxyde de carbone par la photosynthèse et la respiration, et ils stockent des quantités considérables de carbone dans leur bois (tableau 6), tandis que la biomasse aérienne d'autres habitats stockant du carbone est considérée comme négligeable en ce qui a trait aux stocks de carbone (Kennedy et coll., 2013).

Tableau 6. Moyenne mondiale des stocks de carbone aériens dans les mangroves

Climat	Stock de carbone moyen (tonnes ha ⁻¹)	Fourchette des stocks de carbone (tonnes ha ⁻¹)	n
Tropical humide	86,6	3,9–173,6	49
Tropical sec	41,5	1,4–91,1	13
Subtropical	33,8	1,8–58,6	10

Nota : On suppose une profondeur d'un mètre pour les stocks de carbone. ha⁻¹ = par hectare; n = nombre d'échantillons.

Source : Adapté de Kennedy et coll., 2013, tableau 4.3.

Les sols des mangroves se trouvent souvent dans des conditions anoxiques (Twilley et coll., 1992), ce qui fait que les matières organiques se dégradent très lentement et sont stockées en grandes quantités comparativement aux forêts terrestres (McCleod et coll., 2011). Le carbone organique stocké dans le sol des mangroves provient de sources tant locales qu'externes (p. ex., Bouillon et coll., 2004). Les sources locales sont surtout les racines et la litière sur le sol, de même que le microphytobenthos (microflore) et les macroalgues (Bouillon et coll., 2004; Kristensen et coll., 2008). On suppose que la production de racines contribue grandement à l'apport de carbone organique dans le sol, mais il faut faire des études empiriques pour évaluer son importance par rapport à d'autres sources locales. Les éléments fournis par l'eau de crue incluent le phytoplancton, des matières provenant d'herbiers marins (Bouillon et coll., 2004), et des sédiments organiques d'origine riveraine et marine.

La profondeur du sol des mangroves varie et peut atteindre plusieurs mètres; les sols sont donc le principal « réservoir » de carbone dans ces écosystèmes, où le carbone organique est stocké pendant des millénaires. Le stockage du carbone dans le sol des mangroves est influencé par divers facteurs, comme l'équilibre entre le taux de production et la vitesse de décomposition des matières organiques, qui dépend de l'activité microbienne, le flux net de carbone au-delà des limites des mangroves (Twilley et coll. 1992), et la géomorphologie. Dans les marais à mangrove, la matière organique aérienne (notamment les feuilles) qui n'est pas décomposée peut être enfouie en permanence dans le sol, mais elle peut aussi être transportée par la marée vers les écosystèmes environnants (Kristensen et coll., 2008). Dans le sol, la décomposition de la matière organique produit du carbone organique dissous qui peut être lessivé à la surface—processus qui dépend de la circulation de l'eau dans l'écosystème et de processus hydrologiques externes dans les bassins hydrographiques. Dans les mangroves, les processus de sédimentation sont extrêmement importants, car ils déterminent un grand nombre des processus écologiques de l'écosystème, comme l'enfouissement du carbone et des

éléments nutritifs et la productivité primaire, mais d'autres études sont nécessaires à cet égard. L'accumulation de carbone joue un rôle essentiel dans le maintien de l'élévation du sol compte tenu de l'augmentation du niveau de la mer et, par conséquent, dans la viabilité de l'écosystème des mangroves. Au cours de ce processus, les mangroves piègent la boue pour créer leur propre environnement.

L'importance relative des écosystèmes des mangroves comme puits ou sources de carbone peut varier selon la région géographique et les processus écologiques, qui sont très sensibles aux influences naturelles et anthropiques. L'excavation du sol des mangroves peut entraîner l'oxydation des matières organiques qui y sont enfouies depuis des millénaires. Nous devons connaître l'état des stocks de carbone dans les mangroves pour être en mesure de déterminer les zones prioritaires pour les mesures de conservation des mangroves. Or, aucune étude ne fait état de la profondeur du sol des mangroves de l'Amérique du Nord.

Au cours des cinq dernières années, la reconnaissance des mangroves comme puits de carbone a attiré l'attention d'organismes gouvernementaux et non gouvernementaux et de scientifiques aux échelons local, national et international, vu la nécessité d'obtenir des données sur les stocks de carbone et les taux de séquestration pour justifier l'inclusion des mangroves dans les programmes d'incitatifs relativement au carbone. La compilation 2013 des stocks de carbone et des taux d'accumulation du carbone dans les mangroves (Kennedy et coll., 2013) montre que la fourchette de stockage est plus étendue et à des niveaux plus grands que celle qui s'applique aux stocks dans les sols des marais salés—en supposant une profondeur d'un mètre (tableau 7).

Tableau- 7. Moyenne mondiale des stocks de carbone dans le sol des mangroves

Type de sol	Stock de carbone moyen (tonnes ha ⁻¹)	Fourchette des stocks de carbone (tonnes ha ⁻¹)	n
Organique	471	216–945	43
Minéral	286	16–623	82
Tous	386	55–1376	119

Nota : On suppose une profondeur d'un mètre pour les stocks de carbone. ha⁻¹ = par hectare; n = nombre d'échantillons.

Source : Kennedy et coll., 2013, tableau 4.11.

Depuis la publication du document du GIEC, de nouvelles données ont été publiées sur les stocks de carbone dans les mangroves de l'Amérique du Nord. Des études ont notamment été menées dans la réserve Sian Ka'an (Adame et coll., 2013) et la Laguna de Términos (Guerra-Santos et coll., 2014) au Mexique, ainsi que dans les Everglades de la Floride, aux États-Unis (Breithaupt et coll., 2014). Les stocks de carbone et les taux d'accumulation rapportés se trouvent tous dans les fourchettes indiquées dans le tableau 7.

3.5 Conservation des stocks de carbone dans les mangroves

Les mangroves étant des écosystèmes interstitiels, leur préservation à long terme nécessite des taux d'accrétion verticale équivalents ou supérieurs à l'élévation du niveau de la mer. Si les mangroves ne s'adaptent pas à ces changements rapides par l'apport de sédiments et la production de racines souterraines, elles deviendront vulnérables et pourraient rejeter d'importantes quantités de carbone dans l'atmosphère. Les changements climatiques ont également pour conséquence une augmentation de la fréquence des tempêtes tropicales et des ouragans, qui peuvent affecter les conditions

biogéochimiques du sol des mangroves en raison du dépôt de quantités excessives de sédiments. En outre, les activités humaines (p. ex., la construction de barrages et la modification des conditions hydrologiques) pourraient influencer le rôle de puits de carbone que jouent les mangroves, en raison de l'interruption de l'apport de sédiments qui augmentent la capacité des mangroves à suivre l'élévation du niveau de la mer.

4. Aires marines protégées (AMP), aires terrestres protégées (ATP) et habitats stockant du carbone bleu

Les zones cartographiées d'herbiers marins, de marais salés et de mangroves qui se trouvent dans des AMP et des ATP sont indiquées dans le tableau 8. Dans certains cas, l'habitat du carbone bleu se trouve dans une ATP, mais dans une AMP, comme c'est le cas de Baja California (figures 11 et 12). Ailleurs, de grandes portions de l'habitat du carbone bleu sont à la fois dans une AMP et une ATP; c'est le cas des mangroves de l'État de Campeche, au Mexique. À l'inverse, une très petite partie des marais salés de la Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick, au Canada, se trouvent dans une AMP ou une ATP. Certains herbiers marins se trouvent à la fois dans une AMP et une ATP. Pour ce qui est des marais salés et des mangroves, la couverture des cartes varie : près de 100 % de la superficie est cartographiée en Caroline du Nord, aux États-Unis à moins de 12 % à d'autres endroits. Dans certaines régions, une AMP peut chevaucher une ATP (figure 11), mais l'importance de ce chevauchement n'a pas été calculée. Il arrive aussi que des AMP se chevauchent, celles-ci étant créées pour atteindre des objectifs différents—par exemple, pour réglementer les prises d'une espèce donnée ou à des fins de protection générale, avec la création d'un parc national.

Pour l'ensemble de l'Amérique du Nord, les données polygonales, linéaires et ponctuelles correspondant aux herbiers marins qui se trouvent dans une AMP montrent que 58 % des polygones, 47 % des lignes et 10 % des points pourraient être protégés. Ces pourcentages ne représentent qu'une petite partie des herbiers marins existants; par ailleurs, comme nous l'avons déjà mentionné, les herbiers marins qui se trouvent dans une AMP ne sont que minimalement protégés. Les données linéaires—qui représentent la longueur de la côte où il y a des herbiers marins—ne concernent que le Pacifique Nord-Ouest, et la quasi-totalité de ces lignes qui se trouvent dans une AMP concerne la forêt nationale Tongass, dans le sud-est de l'Alaska. Ce statut ne confère cependant aucune protection aux eaux marines, et, en fait, les coupes à blanc sont autorisées dans la forêt, ce qui contribue à l'érosion des hautes terres et à la diminution de la clarté des eaux côtières.

Nous avons constaté avec surprise que pratiquement aucune AMP n'offre une réelle protection aux herbiers marins (Spalding et coll., 2003). En réalité, les AMP sont souvent désignées dans des zones où les herbiers marins sont en déclin, et la désignation d'une zone comme AMP n'a aucun impact sur les menaces qui pèsent sur ces plantes submergées.

Dans l'état actuel des choses, ni les AMP ni les ATP ne sont susceptibles de procurer la protection nécessaire au maintien des habitats du carbone bleu. Malgré les lois adoptées au Canada, au Mexique et aux États-Unis pour prévenir la perte de terres humides, les herbiers marins sont en déclin dans de nombreuses AMP et ATP, les écoulements des bassins hydrographiques et les charges d'éléments nutritifs qui en résultent étant rarement inclus dans les mesures visant les aires protégées. Quoiqu'il en soit, des études sur les terres humides des marais et des mangroves montrent un déclin récent du taux de perte, comparativement à d'importantes pertes historiques dues à l'urbanisation, à la construction d'infrastructure de transport et à l'agriculture. L'accélération prévue de l'élévation du niveau de la mer ramènera vraisemblablement les taux élevés de pertes, surtout si on ne gère pas les menaces indirectes pour les mangroves et les marais salés. Et ces menaces ne sont habituellement pas incluses dans la désignation ou la gestion d'une AMP ou d'une ATP.

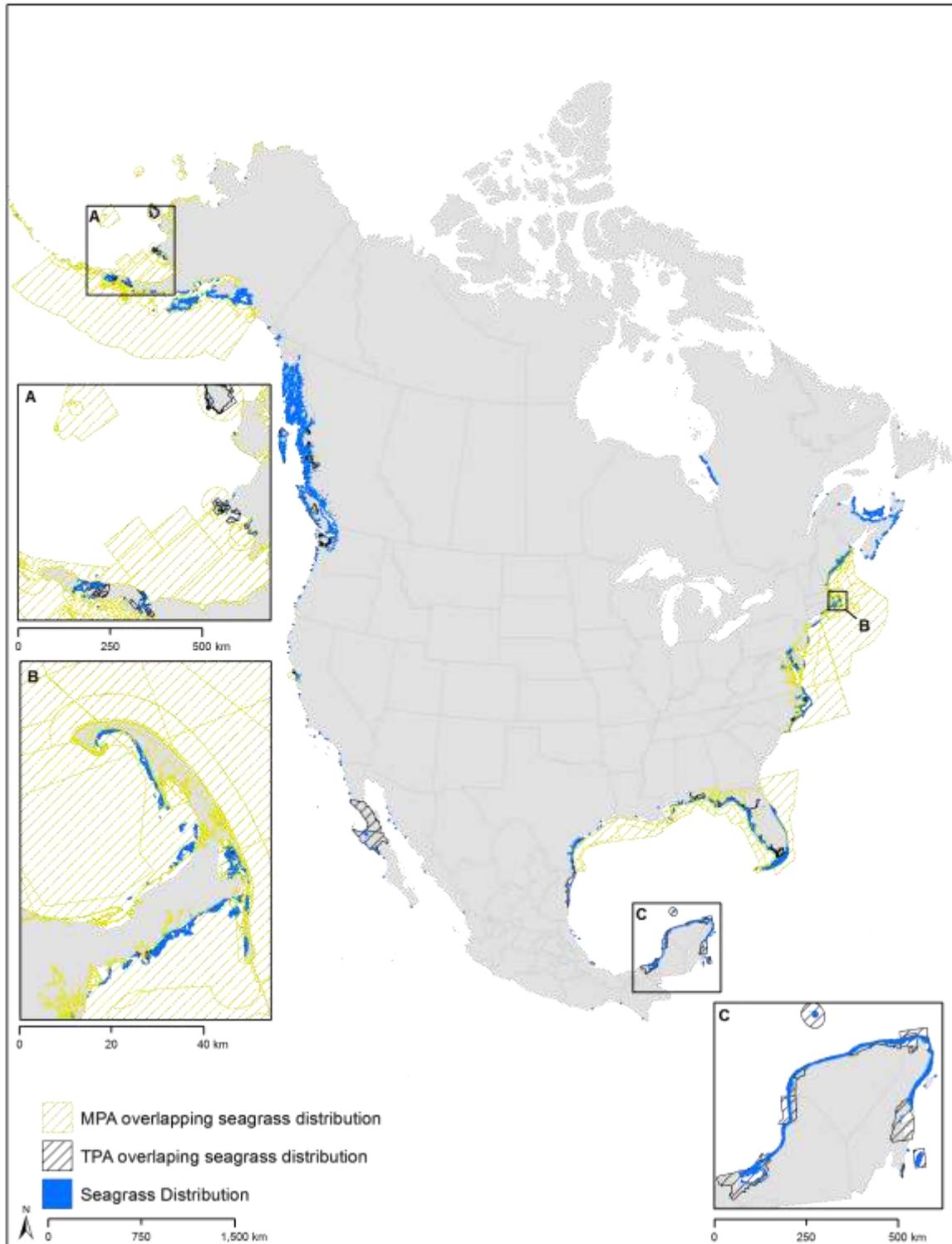
Tableau 8. Superficie des habitats de mangroves, d'herbiers marins et de marais salés dans les aires marines protégées (AMP) et les aires terrestres protégées (ATP), 2014

Pays	État/Province	Mangrove			Herbier			Marais salé		
		Tous les habitats (km ²)	AMP (km ²)	ATP (km ²)	Tous les habitats (km ²)	AMP (km ²)	ATP (km ²)	Tous les habitats (km ²)	AMP (km ²)	ATP (km ²)
Canada	Colombie-Britannique	0	0	0	643	196	13	111	19	3
	Nouveau-Brunswick	0	0	0	0	0	0	128	1	4
	Nouvelle-Écosse	0	0	0	0	0	0	158	6	3
	Île-du-Prince-Édouard	0	0	0	0	0	0	70	0,3	4
	Québec	0	0	0	2	2	0	79	55	11
Mexique	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
É.-U.	Alaska	0	0	0	405	361	316	948	284	330
	Alabama	0	0	0	4	0,02	0,10	129	33	26
	Californie	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
	Floride	2 303	1 755	1 853	10 739	8 268	137	1 300	799	800
	Georgie	0	0	0	0	0	0	1 281	158	274
	Louisiane	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
	Mississippi	0	0	0	1	1	0	226	166	145
	Caroline du Nord	0	0	0	559	553	5	767	357	289
	New Hampshire	0	0	0	7	7	0	22	5	0,69
	New Jersey	0	0	0	53	52	0,09	608	366	232
New York	0	0	0	82	78	16	87	45	19	
Oregon	0	0	0	5	0	0,00	33	6	16	

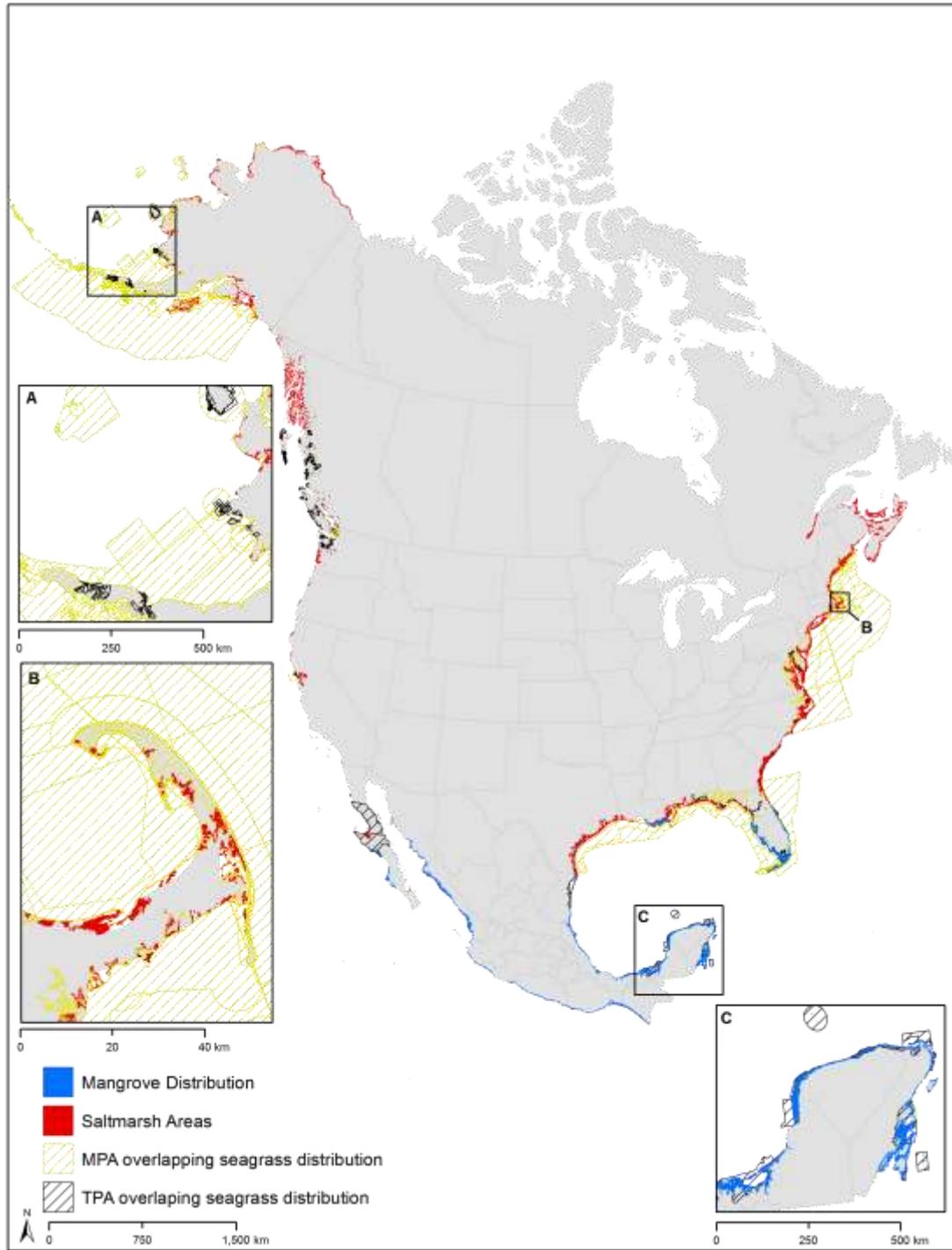
	Rhode Island	0	0	0	4	4	0,00	5	4	0.1
	Caroline du Sud	0	0	0	0	0	0,00	1 304	299	371
	Texas	19	6	3	897	106	14	1 393	298	227
	Virginie	0	0	0	2	1	0,49	501	215	225
	Washington	0	0	0	632	82	34	49	2	6

Figure 11. Répartition des herbiers marins dans les AMP et les ATP du Mexique



Nota : AMP = aire marine protégée; ATP = aire terrestre protégée; A = Bristol Bay, Alaska, É.-U.; B = eaux entourant Cape Cod, Massachusetts, É.-U.; C = péninsule du Yucatan, Mexique.

Figure 12. Répartition des marais salés et des mangroves dans les AMP et les ATP du Mexique



Nota : AMP = aires marines protégées; TPA = aire terrestre protégée; A = Bristol Bay, Alaska, É.-U.; B = eaux entourant Cape Cod, Massachusetts, É.-U.; C = péninsule du Yucatan, Mexique.

5. Bibliographie

- Adame, M.F., J.B. Kauffman, I. Medina, J.N. Gamboa, O. Torres, J.P. Caamal, J.A. Herrera-Silveira. Carbon stocks of tropical coastal wetlands within the Karstic landscape of the Mexican Caribbean. *Plos One* vol. 8(2), 1, 2013.
- Anisfeld, S.C., T.D. Hill. Carbon balance in a Long Island Sound tidal marsh. *Estuaries and Coasts* vol. 35, p 201–211, 2012.
- Baldwin A.H., P.J. Kangas, J.P. Megonigal, M.C. Perry, D.F. Whigham. Chapter 3: Coastal wetlands of Chesapeake Bay. In: *Wetland habitats of North America: Ecology and conservation concerns* 29–44. Batzer, D.P. et A.H. Baldwin, eds. Berkeley, CA, USA: University of California Press, 2012.
- Battaglia L.L., J.W. Jr. Day, M.W. Hester, G.P. Shaffer, M.J. Visser. Chapter 5: Mississippi River Delta wetlands. In *Wetland Habitats of North America: Ecology and Conservation Concerns* 63–74. Batzer, D.P., and A.H. Baldwin, eds. Berkeley, CA, USA: University of California Press, 2012.
- Bertness, M.D. Zonation of *Spartina patens* and *Spartina alterniflora* in a New England salt marsh. *Ecology* vol. 7, p. 138–148, 1991.
- Bianchi, T.S., M.A. Allison, J. Zhao, X. Li, R.S. Comeaux, R.A. Feagin, R.W. Kulawardhana. Historical reconstruction of mangrove expansion in the Gulf of Mexico: Linking climate change with carbon sequestration in coastal wetlands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* vol. 119, p. 7–16, 2013.
- Björk, M., F.T. Short, E. Mcleod, S. Beer. *Managing seagrasses for resilience to climate change*. Gland, Suisse : UICN. 56 p., 2008
- Bouillon, S., T. Moens et F. Dehairs. Carbon sources supporting benthic mineralization in mangrove and adjacent seagrass sediments (Gazi Bay, Kenya). *Biogeosciences* vol. 1(1), p. 71–78, 2004.
- Breithaupt, J.L., J.M. Smoak, T.J. Smith et C.J. Sanders. 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. *Journal of Geophysical Research–Biogeosciences* vol. 119, p. 2032–2048, 2014.
- Byers, S.E. et G.L. Chmura. Salt marsh vegetation recovery on the Bay of Fundy. *Estuaries and Coasts* vol. 30, p. 869–877, 2007.
- Cabot, S. Memories of the Cabot's Quilt. *Yankee Magazine* vol. 50(11), p. 116–122, 1986.
- Callaway, J.C., A.B. Borde, H.L. Diefenderfer, V.T. Parker, J.M. Rybczyk et R.M. Thom. *Pacific Coast tidal wetlands*. Batzer, D.P. et A.H. Baldwin, eds. Berkeley, CA, USA: University of California Press, 2012.
- Chapman, V.J. *Salt marshes and salt deserts of the world*. 1^{re} éd. Londres : Leonard Hill. 392 p., 1960
- Chmura, G.L. Morphological, physical and chemical characteristics of a ditched and unditched tidal salt marsh soil. Mémoire de maîtrise non publié, University of Rhode Island, 1982.
- Chmura, G.L., S. Anisfeld, D. Cahoon et J. Lynch. Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biogeochemical Cycles* vol. 17, p. 1–12, 2003.
- Chmura, G.L., P. Chase et J. Bercovitch. Climatic controls on the middle marsh zone in Fundy saltmarshes. *Estuaries* vol. 20, p. 689–699, 1997.

- Conabio. *Manglares de México: Extensión y Distribución*. 2^e éd. Mexique: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, 2009.
- Conabio. Mapa de uso del suelo y vegetación de la zona costera asociada a los manglares, Region Golfo de México. 1981. Escala: 1:50000. In: *Los manglares de México: Estado actual y establecimiento de un programa de monitoreo a largo plazo: 2da y 3era etapas*. Edición: 1. México, DF: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Proyecto: GQ004, 2013.
- Cornejo, X. Lectotypification and a new status for *Rhizophora X harrisonii* (Rhizophoraceae), a natural hybrid between *R. mangle* and *R. racemosa*. *Harvard Papers in Botany* vol. 18, p. 37, 2013.
- Deegan, L.A., D.S. Johnson, R.S. Warren, B.J. Peterson et J.W. Fleeger. Coastal eutrophication as a driver of salt marsh loss. *Nature* vol. 490, p. 388–92, 2012.
- Desroches, M.B., M. Lavoie et C. Lavoie. Establishing the value of a salt marsh as a potential benchmark: Vegetation surveys and paleoecological analyses as assessment tools. *Botany* vol. 91, p. 774–785, 2013.
- Duarte, C. M., J. J. Middelburg, N. Caraco. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences* vol. 2, p. 1–8, 2005.
- Emery, K.O., R.L. Wigley et M. Rubin. A submerged peat deposit off the Atlantic Coast of the United States. *Limnology and Oceanography* vol. 10, 97–102, 1965.
- 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 et O. Serrano. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience* 5 (7), 2012.
- Grech, A., K. Chartrand-Miller, P. Erftemeijer, M. Fonseca, L. McKenzie, M. Rasheed, H. Taylor, R. Coles. A comparison of threats, vulnerabilities and management approaches in global seagrass bioregions. *Eviron Res Lett* 7: 024006 (8pp), doi:10.1088/1748-9326/7/2/024006, 2012.
- Guerra-Santos, J.J., R.M. Ceron-Breton, J.G. Ceron-Breton, D.L. Damian-Hernandez, R.C. Sanchez-Junco et E.D.G. Carrio. Estimation of the carbon pool in soil and above-ground biomass within mangrove forests in Southeast Mexico using allometric equations. *Journal of Forestry Research* vol. 25, p. 129–134, 2014.
- Halpern, B.S., S. Walbridge, K.A. Selkoe, C.V. Kappel et F. Micheli. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319(5865), p. 948–952, 2008.
- Hemminga, M.A. et C.M. Duarte. *Seagrass ecology*. Cambridge, R.-U.; Cambridge University Press. 298 p., 2000.
- Henry, K.M. et R.R. Twilley. Soil development in a coastal Louisiana wetland during a climate-induced vegetation shift from salt marsh to mangrove. *Journal of Coastal Research* vol. 29, p. 1273–1283, 2013.
- Kennedy, H. et M. Björk. Seagrasses. In: *The management of natural coastal carbon sinks in coastal ecosystems: Investigating and realising the potential* 23–30. D. d’A Laffoley et G. Grimsditch, éd. Gland, Suisse; UICN, 2009.
- Kennedy, H.A., D.M. Alongi, A. Karim, G. Chen, G.L. Chmura, S. Crooks, J.G. Kairo, B. Liao et G. Lin. Chapter 4: Coastal wetlands. Dans : *Supplement to the 2006 IPCC guidelines on national greenhouse gas inventories: Wetlands*, 2013.

- Kirwan, M.L. et L.K. Blum. Enhanced decomposition offsets enhanced productivity and soil carbon accumulation in coastal wetlands responding to climate change. *Biogeosciences*, vol. 8, p. 987–993, 2011.
- Kirwan, M.L. et G.R. Guntenspergen. Feedbacks between inundation, root production, and shoot growth in a rapidly submerging brackish marsh. *J Ecol* vol. 100, p. 764–770, 2012.
- Kirwan, M.L., and J.P. Megonigal. Tidal wetland stability in the face of human impacts and sea-level rise. *Nature* vol. 504(7478): p. 53–60, 2013.
- Kirwan, M.L., G.R. Guntenspergen et J.A. Langley. Temperature sensitivity of organic-matter decay in tidal marshes. *Biogeosciences* vol. 11, p. 4801–4808, 2014.
- Kristensen, E., S. Bouillon, T. Dittmar et C. Marchand. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: A review. *Aquatic Botany* vol. 89(2), p. 201–219, 2008.
- Lee, K.S., F.T. Short et D.M. Burdick. Development of a nutrient pollution indicator using the seagrass, *Zostera marina*, along nutrient gradients in three New England estuaries. *Aquatic Botany* vol. 78, p. 197–216, 2004.
- Li, H. et S.L. Yang. Trapping effect of tidal marsh vegetation on suspended sediment, Yangtze Delta. *Journal of Coastal Research* vol. 254, p. 915–924, 2009.
- Lutz, S.J., Nd A.H. Martin. *Fish carbon: Exploring marine vertebrate carbon services*. Arendal, Norvège: GRID-Arendal, 2014.
- Macdonald, K.B. Chapter 8: Plant and animal communities of Pacific North American salt marshes. Dans : *Wet coastal ecosystems*, p. 167–191. Chapman, V.J., éd. Amsterdam: Elsevier, 1977.
- McLeod, E., G.L. Chmura, M. Björk, S. Bouillon, C.M. Duarte, C. Lovelock, R. Salm, W. Schlesinger et B. Silliman. A blueprint for blue carbon: Towards an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment* vol. 9(10), p. 552–560, 2011.
- McGlathery, K.J., K. Sundback et I.C. Anderson. Eutrophication in shallow coastal bays and lagoons: The role of plants in the coastal filter. *Marine Ecology Progress Series* vol. 348, p. 1–18, 2007.
- McKee, L.K. Chapter 7: Neotropical coastal wetlands in wetland habitats of North America: Ecology and conservation concerns. Dans : *Wetland habitats of Amérique du Nord: Ecology and conservation concerns* 89–102. Batzer, D.P. et A.H. Baldwin, éd. Berkeley, CA, É.-U.; University of California Press, 2012.
- Milne, L.J. et M.J. Milne. The eelgrass catastrophe. *Scientific American* vol. 184, p. 52–55, 1951.
- Mitsch, W.J., and J.G. Gosselink. *Wetlands*, 4^e édition. John Wiley & Sons, Inc., 2007.
- Morris, J.T., B. Kjerfve et J.M. Dean. Dependence of estuarine productivity on anomalies in mean sea level. *Limnology and Oceanography* vol. 35, p. 926–930, 1990.
- Neckles, H.A., F.T. Short, S. Barker et B.S. Kopp. Disturbance of eelgrass (*Zostera marina* L.) by commercial mussel (*Mytilus edulis*) harvesting in Maine: Dragging impacts and habitat recovery. *Marine Ecology Progress Series* vol. 285(5), p. 7–73, 2005.
- Nellemann, C., E. Corcoran, C.M. Duarte, L. Valdés, C. De Young, L. Fonseca et G. Grimsditch (eds). *Blue Carbon: A Rapid Response Assessment*. United Nations Environment Programme: GRID-Arendal Disponible à l'adresse <www.grida.no>, 2009.
- Novak, A.B. et F.T. Short. UV-b induces leaf reddening and supports photosynthesis in the seagrass *Thalassia testudinum*. *J. Exper. Mar. Biol. Ecol.* Vol. 409, p. 136–142, 2011.

- 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 et S.L. Williams. A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience* vol. 56, p. 987–996, 2006a.
- Orth, R.J., M.L. Luckenbach, S.R. Marion, K.A. Moore et D.J. Wilcox. Seagrass recovery in the Delmarva Coastal Bays, USA. *Aquatic Botany* vol. 84, p. 26–36, 2006b
- Pendea, I.F. et G.L. Chmura. Calibration of pollen assemblages and carbon nitrogen ratios to discriminate boreal wetland types. *Review of Palaeobotany and Palynology* vol. 174, p. 48–56, 2012a.
- Pendea, I.F. et G.L. Chmura. High resolution record of carbon accumulation rates during boreal peatland initiation. *Biogeosciences* vol. 9, p. 2711–2717, 2012b.
- Pendleton L, D.C. Donato, B.C. Murray, S. Crooks, W.A. Jenkins et coll. Estimating global ‘‘Blue Carbon’’ emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PLoS ONE* 7(9): e43542. doi:10.1371/journal.pone.0043542, 2012.
- Pennings, S.C. Ecology: The big picture of marsh loss. *Nature* vol. 490(7420), p. 352–353, 2012.
- 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 et C. Galindo-Leal. *Manglares de México/ Extensión, distribución y monitoreo*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México DF. 128 p., 2013 (en espagnol).
- Roman, C.T. et F.C. Daiber. Aboveground and belowground primary production dynamics of two Delaware Bay tidal marshes. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* vol. 111, p. 34–41, 1984.
- Shaw, J. et J. Ceman. Salt-marsh aggradation in response to late-Holocene sea-level rise at Amherst Point, Nova Scotia, Canada. *The Holocene* vol. 9, p. 439–451, 1999.
- Short, F.T. Eelgrass répartition in the Great Bay estuary for 2013. Rapport de l’University of New Hampshire au Piscataqua Region Estuaries Partnership, 23 août 2013. 8 p., 2014
- Short, F.T., R. Coles, M.D. Fortes, S. Victor, M. Salek, I. Isnain, J. Andrew A. Seno. Monitoring the Western Pacific Region shows evidence of seagrass decline in line with global trends. *Marine Pollution Bulletin* vol. 83(2), p. 408–416, 2014.
- Short, F.T. et G. Moore. *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*. Rapport à la nation crie de Chisasibi. Durham, NH, États-Unis: University of New Hampshire. 47 p., 2017
- Short, F.T. et H. Neckles. The effects of global climate change on seagrasses. *Aquatic Botany* vol. 63, p. 169–196, 1999.
- Short, F.T. et C.A. Short. The seagrass filter: Purification of coastal water. In: *The Estuary as a Filter* 395–413. V.S. Kennedy, éd. Academic Press, 1984.
- Short, F.T. et C.A. Short. Seagrasses of the western North Atlantic. Dans : *World atlas of seagrasses: Present status and future conservation* 225–233. E.P. Green et F.T. Short, éd. Berkeley, CA, É.-U., University of California Press, 2003.
- Short, F.T. et S. Wyllie-Echeverria. 1996. Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environmental Conservation* vol. 23(1), p. 17–27, 1996.

- Spalding, M., M. Taylor, C. Ravilious, F. Short et E. Green. Global overview: the répartition and status of seagrasses. In: *World atlas of Seagrasses: Present status and future conservation* 5–26. E.P. Green et F.T. Short, éd. Berkeley, CA, USA: University of California Press, 2003.
- Spalding, M., M. Kainuma et L. Collins. *World atlas of mangroves*. Londres, Washington, DC; Earthscan. 319 p., 2010.
- Tibert, , N.E. Anthropogenic sediment loading & centennial climate change in the Virginia tidewaters of Chesapeake Bay. In *Geological Society of America Abstracts with Programs*, vol. 44, n° 2, p. 75, 2012.
- Twilley, R. R., R.H. Chen et T. Hargis. Carbon sinks in mangroves and their implications to carbon budget of tropical coastal ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution* 64(1-2), p. 265–288, 1992.
- Tzortziou, M., P.J. Neale, J.P. Megonigal, C.L. Pow et M. Butterworth. Spatial gradients in dissolved carbon due to tidal marsh outwelling into a Chesapeake Bay estuary. *Marine Ecology Progress Series* 426, p. 41–56, 2011.
- Valderrama, L., C. Troche, M.T. Rodriguez, D. Marquez et B. Vázquez. Evaluation of mangrove cover changes in Mexique during the 1970–2005 period. *Wetlands* 34(4), p. 747–758, 2014.
- Vermeer, M. et S. Rahmstorf. Global sea level linked to global temperature. *Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)* 106, p. 21527–21532, 2009.
- Visser, J.M., S.M. Duke-Sylvester, J. Carter et W.P. Broussard III. A computer model to forecast wetland vegetation changes resulting from restoration and protection in coastal Louisiana. *Journal of Coastal Research* 67 (sp1), p. 51–59, 2013.
- 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 et S.L. Williams. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)* 106, p. 12377–12381, 2009.
- Weston, N.B. Declining sediments and rising seas: An unfortunate convergence for tidal wetlands. *Estuaries and Coasts* 37, p. 1–23, 2014.
- Wigand, C., C.T. Roman, E. Davey, M. Stolt, R. Johnson, A. Hanson et E.B. Watson. 2014. Below the disappearing marshes of an urban estuary: Historic nitrogen trends and soil structure. *Ecological Applications* 24 (4), p. 633–649, 2014.
- Yu, O. et G.L. Chmura. Soil carbon is maintained under grazing in a St. Lawrence Estuary tidal marsh. *Environmental Conservation* 36(4), p. 312–320, 2010.