



# CHEVAUCHEMENT SPATIAL ET EFFETS POTENTIELS DE L'AQUACULTURE DES BIVALVES SUR LA ZOSTÈRE (*ZOSTERA MARINA*) DANS LE SUD DU GOLFE DU SAINT- LAURENT

## Contexte

La zostère est désignée comme une espèce écologiquement importante dans le sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL). On soupçonne que la population de zostères dans cette région subit actuellement des changements en de nombreux endroits. L'un des facteurs potentiels du déclin de la zostère dans le sGSL est la conchyliculture en suspension. Cependant, les interactions entre les coquillages cultivés et la zostère sont complexes et difficiles à quantifier, et les risques globaux de la conchyliculture pour la zostère dans la région ne sont pas clairs.

Ce processus régional de réponse scientifique découle d'une demande de Gestion de l'aquaculture, Pêches et Océans Canada (MPO) afin d'appuyer le MPO dans son rôle d'évaluation des interactions entre la conchyliculture et les poissons et leurs habitats en vertu de la Loi sur les pêches, ainsi que de fournir des avis scientifiques au programme d'attribution des baux aquacoles de l'Île-du-Prince-Édouard et aux organismes provinciaux de réglementation de l'aquaculture de la Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick.

La demande d'avis vise à mieux comprendre les effets de la conchyliculture en suspension sur les herbiers de zostères. Plus précisément, les interactions spatiales et les effets probables de la conchyliculture sur l'habitat de la zostère dans le sGSL, avec un accent particulier sur l'ombrage causé par les engins d'aquaculture, différenciés par espèce, type d'engin et profondeur.

Bien que la zostère puisse interagir avec la conchyliculture par une variété de voies, ce processus se concentre sur la portée potentielle de l'ombrage sur les habitats importants de la zostère dans la région du Golfe du MPO. Pour ce faire, on a procédé à un examen de la documentation scientifique disponible, à la compilation et à l'analyse spatiale de données représentant la répartition des activités aquacoles en fonction des exigences de profondeur de la zostère, et à des expériences sur le terrain mesurant les effets des engins d'aquaculture sur les conditions de luminosité sous-marines.

La présente réponse des Sciences découle de l'examen par les pairs régional du 30 mars 2023 sur la caractérisation des effets de l'ostréiculture en suspension sur les zostères dans la région du Golfe.

## Renseignements de base

La zostère marine, *Zostera marina* (ci-après appelée zostère), est la principale espèce d'herbier marin que l'on trouve dans les milieux salins du sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL) (Vandermeulen 2005). La zostère est une plante marine enracinée avec des feuilles verticales qui est principalement pérenne ; cependant, des formes de croissance annuelles peuvent apparaître dans des conditions de stress (Robertson et Mann 1984 ; notez que les différences

entre les formes pérennes et annuelles ne sont discutées que lorsque les différences de caractéristiques sont critiques pour le contexte). La couverture de la zostère s'accroît soit par reproduction sexuée au moyen de graines, soit par croissance clonale et extension latérale de tiges souterraines appelées "rhizomes". Les rhizomes d'une plante individuelle de zostère s'étendent à travers les sédiments selon un schéma de ramification (Ochieng *et al.* 2010), avec des racines et des feuilles qui s'étendent à partir du rhizome ; l'extension horizontale des rhizomes se produit à un rythme d'environ 15 cm par an (Olesen et Sand-Jensen 1994). Au-dessus du sol, la zostère produit deux structures : des pousses végétatives et des pousses reproductives, ces dernières produisant des fleurs et des graines par reproduction sexuée (Keddy et Patriquin 1978). Dans le sGSL, la canopée de la zostère peut atteindre des hauteurs de 1,3 m au-dessus du fond marin (van den Heuvel *et al.* 2019).

Dans les zones subtidales peu profondes du sGSL, la croissance de la zostère est probablement limitée à la période sans couvert de glace, généralement entre avril et novembre, avec une biomasse maximale se produisant généralement en juillet (Clausen *et al.* 2014 ; Hitchcock *et al.* 2017 ; van den Heuvel *et al.* 2019). La défoliation des feuilles pendant les mois d'hiver est courante, de nouvelles feuilles émergent des rhizomes au printemps (Wong *et al.* 2013), bien qu'il existe des cas documentés de rétention des feuilles tout au long de l'hiver (McRoy 1969). Ainsi, les caractéristiques des plantes (longueur des feuilles, densité des pousses, floraison) peuvent varier selon les saisons (Clausen *et al.* 2014 ; Blok *et al.* 2018).

Les profondeurs maximales et minimales (c.-à-d. intertidales) occupées par la zostère dépendent des conditions environnementales locales, notamment de la température, de la clarté de l'eau, des courants et de l'affouillement par la glace (Schneider et Mann 1991 ; Oreska *et al.* 2021 ; Krumhansl *et al.* 2021 ; Howarth *et al.* 2022). Par exemple, la zostère a été documentée à des profondeurs > 6 m à Terre-Neuve et sur la côte Atlantique de la Nouvelle-Écosse et peut occuper, au Canada Atlantique, en dehors du sGSL, des zones intertidales qui ne subissent pas d'affouillement par la glace en hiver (Robertson et Mann 1984 ; Warren *et al.* 2010 ; Barrell et Grant 2015 ; Krumhansl *et al.* 2021). Les données décrivant la distribution en profondeur de l'habitat de la zostère dans les baies d'aquaculture du sGSL seront présentées ci-dessous.

Là où ils sont présents, les vastes herbiers de zostères du sGSL fournissent de nombreux services écosystémiques. Principalement, la zostère forme un habitat tridimensionnel essentiel pour une multitude d'espèces dans cette région (Schneider et Mann 1991 ; MPO 2009 ; Coffin *et al.* 2018). De nombreuses espèces de petits poissons, y compris les stades juvéniles d'espèces d'intérêt commercial, récréatif et autochtone (Joseph *et al.* 2006 ; Joseph *et al.* 2013), se réfugient dans les herbiers de zostères du sGSL. En effet, les Mi'kmaq du Canada atlantique associent depuis longtemps le Qata'skwl (zostère) à des endroits où trouver du poisson (CEPI 2006). La zostère fournit également plusieurs services écosystémiques précieux, notamment la production primaire, la séquestration du carbone, la filtration de l'eau, l'atténuation de l'énergie des vagues et la stabilisation des sédiments (Barbier *et al.* 2011 ; Hansen et Reidenbach 2013 ; Orth *et al.* 2020). En raison de ce rôle " d'ingénieur écosystémique ", la zostère a été désignée par le MPO comme une espèce d'importance écologique (EIE) dans le sGSL (MPO 2009).

L'habitat de la zostère est très dynamique, formant des mosaïques d'habitats allant de très fragmentés à des prairies continues couvrant de multiples échelles spatiales (Figure 1). Le paysage de la zostère est structuré par plusieurs processus variables dans l'espace et dans le temps et peut varier considérablement au fil du temps en réponse à l'évolution des conditions environnementales (Robertson et Mann 1984 ; Barrell et Grant 2015 ; van den Heuvel *et al.* 2019). La zostère a besoin de conditions adéquates pour s'établir et persister. En tant que

plante enracinée, elle a besoin d'un substrat mou (c.-à-d. du sable ou de la vase) contenant peu de matière organique (Hargrave *et al.* 2008 ; Coffin *et al.* 2018 ; Oreska *et al.* 2021). En outre, une disponibilité suffisante de lumière et de nutriments pour la photosynthèse est cruciale pour les zostères (Ochieng *et al.* 2010 ; Sandoval-Gil *et al.* 2016). Plusieurs autres facteurs en interaction peuvent affecter la santé et la distribution de la zostère, notamment la température de l'eau, les régimes hydrodynamiques, la fréquence et l'intensité des tempêtes, la dynamique de la glace hivernale, le broutage, les espèces envahissantes et les perturbations anthropiques directes (MPO 2009, 2012 ; Murphy *et al.* 2021 ; Wong et Dowd 2021).

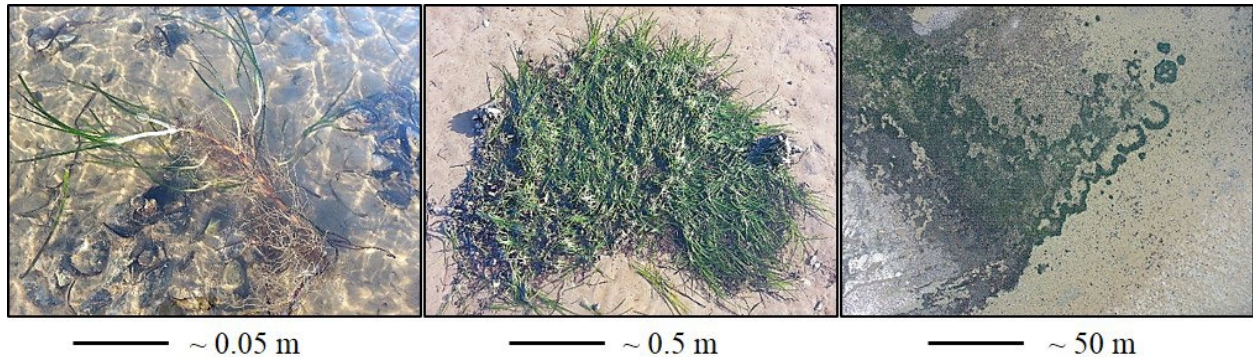


Figure 1. Hiérarchie des échelles spatiales représentées dans un paysage de zostères : (à gauche) plante individuelle avec structures de feuilles et de rhizomes, (au centre) ensemble de plantes formant une parcelle, et (à droite) mosaïque de parcelles mélangées à un récif de moules bleues à l'échelle du paysage. Toutes les photos ont été prises par J. Barrell à Eastern Passage, Nouvelle-Écosse, Canada. Figure reproduite d'après Barrell (2014).

Les caractéristiques de la zostère peuvent réagir à des paramètres localisés, à des conditions environnementales changeantes et au stress causé par des effets cumulatifs (p. ex., température, lumière, nutriments, profondeur, vitesse du courant, etc.) de diverses façons (Skinner *et al.* 2013 ; Sandoval-Gil *et al.* 2016 ; Uhrin et Turner 2018). Par exemple, la lumière peut affecter les paramètres physiologiques de la zostère dans le nord du golfe du Saint-Laurent (Léger-Daigle *et al.* 2022). En effet, la lumière est un facteur primordial pour la longueur des feuilles de la zostère dans le sGSL, la longueur des feuilles augmentant avec la diminution des niveaux de lumière (Schmidt *et al.* 2012 ; van den Heuvel *et al.* 2019). L'augmentation de l'allocation d'énergie pour la croissance des feuilles en cas de faible luminosité réduit la biomasse dans les rhizomes et les réserves de glucides associées nécessaires à la survie pendant l'hiver (Burke *et al.* 1996 ; Ochieng *et al.* 2010 ; Hasler-Sheetal *et al.* 2016). De plus, la diminution de la masse racinaire sous faible lumière couplée à des zones à forte teneur en matière organique sédimentaire réduit encore l'ancrage des longues feuilles par rapport aux structures souterraines plus petites (Wicks *et al.* 2009). De tels changements dans la morphologie et la répartition de la biomasse peuvent influencer les schémas paysagers de la densité des zostères, qui sont liés au niveau d'énergie des vagues (Uhrin et Turner 2018). Les origines génétiques peuvent également influencer la morphologie de la plante, car les densités et la biomasse des populations de zostères de l'Atlantique (distinctes des populations du Pacifique) sont un héritage des événements d'isolement du Pléistocène (Duffy *et al.* 2022). De plus, la zostère a le potentiel de s'acclimater, au moins partiellement, à des conditions de luminosité localisées (Léger-Daigle *et al.* 2022). Cette combinaison de morphologie, d'énergie des vagues, de structure sédimentaire et d'origine génétique aboutit à des mosaïques de paysages de zostères variables dans l'espace (Borum *et al.* 2014 ; Barrell et Grant 2015 ; Duffy *et al.* 2022).

La zostère est largement distribuée dans l'ensemble du sGSL dans les zones où les conditions environnementales sont adéquates (Schneider et Mann 1991 ; Skinner *et al.* 2013 ; van den Heuvel *et al.* 2019 ; données non publiées du MPO). La couverture spatiale historique de la zostère dans cette région est difficile à déterminer (Karmakar *et al.* 2019 ; van den Heuvel *et al.* 2019). La maladie du dépérissement causée par la moisissure visqueuse *Labyrinthula* spp. a entraîné de graves déclin de la population de zostères sGSL dans les années 1930, avec un rétablissement limité jusqu'aux années 1950 (Cottam et Munro 1954). Des déclin contemporains drastiques de la couverture de zostères ont également été rapportés dans le sGSL, dans certains cas documentant une perte à l'échelle de la baie allant jusqu'à 95 % (Garbary *et al.* 2014 ; van den Heuvel *et al.* 2019 ; Murphy *et al.* 2021). Une analyse préliminaire d'imagerie satellitaire corrobore les rapports récents sur le déclin de la couverture (données non publiées du MPO). Les déclin de la zostère dans le sGSL ont été liés à une multitude de facteurs, y compris les espèces envahissantes, les altérations humaines des bassins hydrographiques, l'eutrophisation et la modification du paysage côtier (Murphy *et al.* 2019 ; Skinner *et al.* 2013 ; Garbary *et al.* 2014 ; van den Heuvel *et al.* 2019). Les températures estivales élevées dans le sGSL peuvent être un facteur critique, car on sait que les zostères subissent un stress physiologique au-dessus de 23 °C et une mortalité accrue au-dessus de 25 °C (Nejrup et Pedersen 2008), ce qui peut se produire en particulier dans les baies et les estuaires peu profonds du sGSL (Sonier *et al.* 2011 ; Coffin *et al.* 2018). Le stress lié à l'eutrophisation a également été identifié comme un facteur critique dans le sGSL et au-delà (Lefcheck *et al.* 2018 ; van den Heuvel *et al.* 2019), et la zostère peut être encore plus affectée par une grande variété de conditions environnementales nuancées et localisées (p. ex., hydrodynamique, salinité, chimie de l'eau interstitielle, type de sédiment, etc. ; Nejrup et Pedersen 2008 ; Borum *et al.* 2014 ; Krumhansl *et al.* 2021 ; Oreska *et al.* 2021).

Un autre facteur potentiel affectant la distribution des zostères dans le sGSL est la conchyliculture en suspension. La conchyliculture peut avoir des effets négatifs, neutres ou positifs sur la santé des zostères (Ferriss *et al.* 2019 ; Howarth *et al.* 2022). L'ombrage causé par les baux aquacoles en suspension est considéré comme le principal facteur ayant une incidence négative sur la santé des zostères à l'intérieur et à proximité des baux de bivalves en suspension (McKindsey *et al.* 2011 ; Skinner *et al.* 2014). Cet ombrage peut entraîner la mortalité des zostères dans l'empreinte des baux aquacoles (McKindsey *et al.* 2011 ; Skinner *et al.* 2014 ; Ferriss *et al.* 2019) ; toutefois, les conditions environnementales locales, le type de conchyliculture et l'empreinte spatiale des activités aquacoles peuvent tous influencer sur l'ampleur de l'impact sur les zostères (Skinner *et al.* 2013 ; Ferriss *et al.* 2019). Les espèces introduites associées à l'aquaculture des bivalves peuvent encore plus ombrager les feuilles de zostères adjacentes (McKindsey *et al.* 2011 ; Carman *et al.* 2019). Les dépôts de matière organique provenant de la conchyliculture peuvent également accroître la toxicité des sulfures et affecter le métabolisme des zostères (Hasler-Sheetal *et al.* 2016), bien que les déchets organiques des huîtres ne s'accumulent pas forcément dans tous les herbiers de zostères (Skinner *et al.* 2013, 2014 ; Comeau *et al.* 2014). Inversement, les bivalves peuvent augmenter la pénétration de la lumière en améliorant la clarté de l'eau par la filtration et peuvent apporter des avantages à la zostère dans certains systèmes dominés par le phytoplancton (Newell et Koch 2004 ; Ibarra *et al.* 2012) ; cependant, il est important de noter que cela n'a pas été explicitement démontré pour la zostère dans le sGSL. Lorsque la disponibilité de la lumière est élevée, les bivalves peuvent également fournir des nutriments qui peuvent stimuler davantage la croissance de la zostère (Castorani *et al.* 2015 ; Sandoval-Gil *et al.* 2016). Par conséquent, les interactions entre les espèces bivalves cultivées dans le sGSL et la zostère sont complexes et difficiles à quantifier.

Bien que des expériences antérieures d'ombrage aient documenté les effets négatifs potentiels sur la zostère dans le sGSL (Skinner *et al.* 2013, 2014), ces expériences ont été menées dans

le contexte de types d'engins maintenant largement dépassés et dans des eaux très peu profondes (0,3-0,6 m). Les types d'engins conchylicoles et les pratiques de culture ont changé ces dernières années, et se déplacent continuellement vers des eaux plus profondes. De plus, bien qu'il existe des expériences mesurant les effets potentiels à l'échelle de la ferme (p. ex., Skinner *et al.* 2013, 2014), une compréhension spatiale actualisée et plus large des impacts de l'aquaculture sur la zostère à l'échelle régionale à travers le sGSL fait défaut. C'est pourquoi l'objectif de ce document est d'examiner les interactions spatiales et les effets probables de la conchyliculture sur l'habitat de la zostère dans le sud du golfe du Saint-Laurent, en mettant l'accent sur l'ombrage causé par les engins d'aquaculture, en fonction des espèces, du type d'engin et de la profondeur (voir le [cadre de référence](#)).

Pour ce faire, nous avons passé en revue la littérature afin de synthétiser les effets probables de la conchyliculture sur la zostère dans le sGSL. Nous avons effectué des expériences de mesure de la lumière sous les cages d'huîtres (le type d'engin le plus courant dans la région ; voir la section intitulée Interactions spatiales entre la conchyliculture et la zostère ci-dessous) dans un bail ostréicole de la baie de Cocagne (Nouveau-Brunswick, N.-B.) afin d'évaluer les effets de l'ostréiculture sur les niveaux de lumière et l'atténuation de la lumière à l'échelle de l'exploitation. Finalement, nous avons compilé des données détaillées représentant les activités conchylicoles dans le sGSL selon les espèces (moules bleues, *Mytilus edulis* ; et huîtres de l'est, *Crassostrea virginica*), la méthode de culture (poches d'huîtres, vs. cages d'huîtres vs. filières de moules), et la profondeur pour estimer le chevauchement potentiel avec l'habitat de la zostère, et finalement déduire les effets potentiels de l'ombrage de l'aquaculture dans la région.

### Limites notables

Il est important de reconnaître explicitement que les données disponibles ne permettent de quantifier que l'empreinte spatiale de la conchyliculture, et non les impacts directs de l'aquaculture sur la présence, la santé ou la productivité des zostères. Les données présentées dans ce document ne concernent que le chevauchement potentiel entre la conchyliculture et l'habitat de la zostère dans le sGSL, et ne représentent pas les effets réels ou observés. Bien que nous discutons des impacts probables de l'ombrage sur la base des connaissances actuelles, nous ne fournissons pas de mesures empiriques des impacts sur les zostères. Ces impacts sont complexes, nuancés et difficiles à quantifier, ne serait-ce qu'en raison des multiples caractéristiques de la zostère qui peuvent être affectées par l'aquaculture (p. ex., couverture spatiale, hauteur de la canopée, biomasse aérienne et souterraine, densité des pousses, physiologie, etc.).

La Direction des sciences du MPO dans la région du Golfe travaille actuellement à la cartographie par satellite de l'habitat de la zostère dans l'ensemble du sGSL, ce qui devrait grandement améliorer les connaissances sur la distribution et la dynamique spatio-temporelle de la zostère dans l'ensemble de la région du Golfe. Les résultats de ces travaux de cartographie devraient avoir d'importantes répercussions sur la gestion des interactions entre l'aquaculture et l'environnement et pourraient nécessiter une réévaluation des avis fournis dans le cadre du processus actuel. Bien que les données dérivées de la cartographie par satellite ne soient pas encore prêtes à être publiées, des informations connexes ont été ajoutées à ce document dans la mesure du possible.

### La conchyliculture dans le sGSL

Dans le sGSL, les huîtres (*Crassostrea virginica*) et les moules (*Mytilus edulis*) sont couramment élevées dans les eaux littorales (Bastien-Daigle *et al.* 2007 ; Filgueira *et al.* 2015). Ces espèces de bivalves consomment du phytoplancton comme source de nourriture et



prospèrent dans des environnements côtiers et estuariens très productifs tels que ceux que l'on trouve dans le sGSL. La plupart des élevages de mollusques dans cette région ont lieu dans des systèmes abrités de type lagunaire qui ont des temps de résidence relativement longs (Filgueira *et al.* 2015 ; Guyondet *et al.* 2013, 2015). Différentes méthodes de culture sont utilisées dans l'industrie conchylicole du sGSL, y compris des méthodes de culture sur le fond, au-dessus du fond et en suspension pour les huîtres, ainsi que des méthodes de culture en suspension pour les moules (Figure 2). La culture d'autres espèces telles que les palourdes et les pétoncles est autorisée dans certains cas, bien que la quantité soit inconnue et considérée comme très faible.

Pour les huîtres, la culture sur le fond a une longue histoire dans la région et consiste à ajouter des huîtres directement au benthos des baux dans les eaux subtidales où les huîtres grandissent jusqu'à atteindre la taille marchande et sont ensuite collectées à l'aide de pinces ou de dragues (Medcof 1961). Dans le cas de la culture au-dessus du fond, les huîtres sont maintenues à une hauteur souhaitée dans la colonne d'eau dans des poches de grossissement fixées sur une structure en forme de table ancrée dans le sédiment à l'aide de tiges métalliques (Bastien-Daigle *et al.* 2007). Ces tables peuvent être fixées au fond de manière permanente ou retirées de manière saisonnière (Bastien-Daigle *et al.* 2007). Bien que la culture sur le fond et au-dessus du fond puissent affecter l'habitat de la zostère, elles ne sont pas l'objet principal de ce processus. La culture sur le fond, bien que répandue dans le sGSL, ne devrait pas causer d'ombrage à la zostère, bien qu'il puisse y avoir des effets significatifs lors de la récolte (voir la section " Perturbations physiques " ci-dessous). Les structures au-dessus du fond (c.-à-d. les tables) peuvent être très dommageables pour la zostère, car leur nature fixe dans l'espace cause un ombrage permanent du fond marin ; cependant, ces structures sont peu communes dans le sGSL et on ne s'attend pas à ce qu'elles représentent un risque important pour la zostère à l'échelle régionale (p. ex., un seul bail au N.-B. contient des structures au-dessus du fond ; voir ci-dessous).

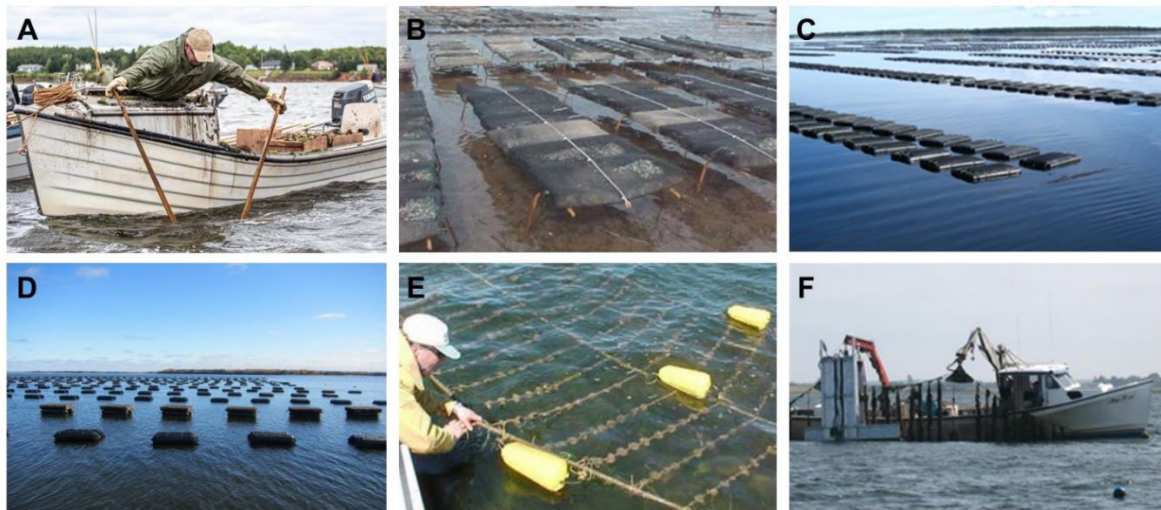


Figure 2. Images\* de diverses méthodes d'élevage de bivalves utilisées dans le sud du golfe du Saint-Laurent, notamment : récolte d'huîtres à l'aide de pinces dans un bail de culture de fond (A) ; tables à huîtres en surélévation (B) ; poches à huîtres en suspension (C) ; cages à huîtres en suspension ; notez les deux orientations, retournée vers le bas pour la croissance, retournée vers le haut pour l'élimination des salissures) (D) ; filières d'huîtres collées (E) ; et mytiliculture en filières (F).

\*Figures tirées de: A. [Luna Farms Inc.](#); B, E. [Reference Manual For Oyster Aquaculturists](#); C, F. [R et D en aquaculture au Canada de 2009](#); D. MPO Golfe

Bien que les méthodes de culture sur le fond et en suspension soient utilisées pour les huîtres, la majorité de l'ostréiculture dans le sGSL utilise des techniques de culture en suspension. Les huîtres sont suspendues à la surface (ou juste en dessous de la surface) dans des structures de rétention, qui consistent typiquement en des poches en maille, des cages, ou une série de cordes (Bastien-Daigle *et al.* 2007 ; Comeau 2013 ; Skinner *et al.* 2014). Les poches flottantes et les cages peuvent également être disposées à différentes profondeurs, bien que cela soit peu courant dans les eaux côtières peu profondes du sGSL (Comeau *et al.* 2009). Les structures de rétention sont attachées à une série de flotteurs, reliées linéairement par une corde, qui est ancrée au fond à chaque extrémité à l'aide de blocs de béton ou d'autres mécanismes d'ancrage (Bastien-Daigle *et al.* 2007 ; Comeau 2013). La conception des structures de maintien en suspension varie, et de nombreux produits sont disponibles auprès de fournisseurs commerciaux. Toutes les cultures en suspension dans la colonne d'eau peuvent se déplacer verticalement et horizontalement en fonction des courants de marée et des changements de profondeur, tandis que les tables de culture au-dessus du fond sont ancrées dans le sédiment et ne se déplacent pas avec la marée (Bastien-Daigle *et al.* 2007). Le fait de laisser du mou dans les lignes suspendues réduit la force exercée sur les lignes et les ancres, ce qui diminue le risque de perdre l'équipement pendant les tempêtes (ce qui peut en soi constituer un risque pour les habitats environnants ; McKindsey *et al.* 2011), et réduit également les effets localisés de l'ombrage et du dépôt biologique en répartissant ces effets sur une plus grande zone spatiale (Transport Canada 2007; Howarth *et al.* 2021).

Les poches suspendues et les cages sont les méthodes d'ostréiculture les plus répandues dans le sGSL. Au Nouveau-Brunswick, des cages ou des poches sont utilisées sur 149 des 150 sites actifs de culture en suspension (voir la section "Interactions spatiales entre la conchyliculture et la zostère" ci-dessous). Ces types d'engins diffèrent à plusieurs égards, mais pour la zostère, les aspects les plus importants sont liés à leur taille et, par extension, à la profondeur de l'eau à laquelle ils sont adaptés. Les poches sont généralement déployées avec des flotteurs intégrés de part et d'autre d'une ligne centrale ancrée. L'espacement entre les poches est minimal, créant ainsi une structure flottante essentiellement continue le long de chaque ligne (Figure 2C et Annexe I). En revanche, les cages sont fabriquées dans différents formats, mais elles contiennent généralement 4 à 6 poches par cage, disposées en 2x2 ou 2x3 avec des flotteurs attachés au-dessus (Figure 2D et Annexe I). Contrairement aux poches, les lignes de cages sont généralement entrecoupées d'espaces d'environ 3 m, ce qui permet probablement à plus de lumière d'atteindre le fond marin. En raison de leur profil bas, les poches peuvent être utilisées dans des eaux moins profondes que les cages ; les cages sont présentées comme nécessitant idéalement 2,5-4,5 m d'eau, tandis que les poches peuvent être utilisées dans des profondeurs d'eau inférieures à 1 m. Les poches et les cages sont généralement descendues au fond de la mer en hiver pour éviter le couvert de glace, ce qui nécessite soit une profondeur suffisante dans le bail, soit des lieux d'hivernage spécifiques.

En plus des méthodes d'ostréiculture décrites ci-dessus, d'autres types d'engins peuvent être en cours d'utilisation ou être amenés à se développer à l'avenir. En particulier, de nouvelles formes de culture en suspension avec des empreintes différentes de celles des poches et cages suspendues typiques sont en cours de développement pour une utilisation dans le sGSL. Ces méthodes devraient affecter la dynamique de la lumière d'une manière similaire que les types d'engins en suspension actuels, bien que l'étendue et l'ampleur ne soient pas connues et nécessiteraient des recherches et des expérimentations supplémentaires.

Contrairement aux huîtres, les moules cultivées dans le sGSL sont entièrement cultivées sur des filières suspendues (Filgueira *et al.* 2015). À l'aide d'une ligne maîtresse ancrée à ses deux extrémités, les moules manchonnées (c.-à-d. les "boudins") sont suspendues dans la colonne

d'eau par une série de bouées pour former des filières de 100-200 m où elles restent pendant 2-3 ans pour atteindre la taille marchande (Filgueira *et al.* 2015). Pour éviter la glace hivernale et les températures estivales élevées à la surface, les lignes sont souvent submergées à la profondeur souhaitée en retirant les flotteurs ou en attachant des poids supplémentaires.

La conchyliculture diffère entre les trois provinces qui composent la région du Golfe : Nouveau-Brunswick (N.-B.), Nouvelle-Écosse (N.-É.) et Île-du-Prince-Édouard (Î.-P.-É.). Bien que semblables à bien des égards, les différences contextuelles en matière de conditions environnementales et d'historique se traduisent par des pratiques aquacoles différentes à l'échelle provinciale. En outre, la gestion des activités aquacoles varie d'une juridiction à l'autre, mais cela dépasse le cadre du processus actuel.

Bien que toutes les formes de culture en suspension dans des eaux peu profondes puissent potentiellement affecter l'habitat de la zostère, il est important de noter que les interactions directes (c.-à-d. ombrage, perturbation physique) avec la zostère dans le sGSL devraient être plus fréquentes avec l'ostréiculture, car la mytiliculture se produit le plus souvent dans des eaux trop profondes pour la zostère. Ceci est principalement dû à la méthode typique de culture sur filière utilisée dans la région du Golfe, qui se pratique principalement dans des zones de plus de 5 m de profondeur (Drapeau 2006 ; A. Ramsay, Ministère des Pêches et des Communautés de l'Î.-P.-É., comm. pers.), alors que la grande majorité de la zostère dans les baies aquacoles du sGSL se trouve à des profondeurs de moins de 3 m (voir la section Interactions spatiales entre la conchyliculture et la zostère plus bas).

### **Effets probables de la conchyliculture sur la zostère dans le sGSL**

La conchyliculture peut avoir des effets positifs, négatifs ou neutres sur la zostère par un certain nombre de voies (Tableau 1). Les façons dont la conchyliculture peut affecter la zostère ont été récemment passées en revue par Howarth *et al.* (2022). En général, l'ombrage, les perturbations physiques directes et les activités de filtration et de biodéposition des bivalves d'élevage peuvent avoir diverses répercussions sur la zostère. Lorsqu'on examine les effets globaux de l'aquaculture sur la zostère, il est donc important de tenir compte des effets nets de ces différents processus, qui dépendront des conditions ambiantes locales. Il est également important de reconnaître que les impacts ne sont pas uniformes pour les différents traits de la zostère ; alors que certains traits peuvent être affectés négativement par l'aquaculture, d'autres peuvent être affectés positivement en même temps. Ainsi, la quantification de "l'impact" de la conchyliculture sur la zostère elle-même est complexe et nuancée. Le processus actuel se concentre sur les altérations du régime lumineux causées par la présence d'engins d'aquaculture. Les informations concernant d'autres voies sont résumées ci-dessous ; pour plus d'informations, veuillez consulter les références citées.

De nombreux effets négatifs de l'aquaculture sur la zostère peuvent être évités ou atténués grâce à diverses approches concernant l'emplacement des baux, les pratiques de culture et la gestion. Bien que ces aspects dépassent le cadre du présent processus, des exemples notables seront cités dans la mesure du possible. Plus important encore, l'évitement spatial de l'habitat de la zostère, dans la mesure du possible, semble être la méthode d'atténuation la plus efficace, et il s'agit d'une approche commune utilisée par les régimes de gestion fédéraux et provinciaux dans l'ensemble de la région du Golfe (p. ex., l'approche du "Cadre de gestion par baie" du N.-B. ; Howarth *et al.* 2021).



*Tableau 1. Voies d'interaction entre la zostère et la conchyliculture dans le sGSL et direction attendue de la réponse (+, positive ; -, négative) des populations de zostères. Rouge = négatif, jaune = dépendant du contexte, vert = positif. Il convient de noter que l'échelle et l'étendue spatiales de chaque interaction sont variables, allant de l'échelle locale (c.-à-d. l'empreinte de la structure d'élevage) à l'échelle du bail et de la baie. L'ampleur de l'effet de chaque interaction particulière n'est pas prise en compte. S/O signifie qui ne s'applique pas ou sans objet.*

<b>Interactions anticipées (échelle)</b>	<b>Ostréiculture benthique</b>	<b>Ostréiculture sur table</b>	<b>Ostréiculture en suspension</b>	<b>Mytiliculture</b>	<b>Lecture complémentaire</b>
Ombrage des structures (échelle locale)	S/O	-	S/O sans chevauchement, - avec chevauchement	S/O sans chevauchement, - avec chevauchement	McKindsey <i>et al.</i> (2011) Skinner <i>et al.</i> (2014) Wong <i>et al.</i> (2021) Howarth <i>et al.</i> (2022)
Dépôt de matière organique (échelle du bail)	+ dans région oligotrophe, dans région eutrophe	+ dans région oligotrophe, dans région eutrophe	+ dans région oligotrophe, dans région eutrophe	+ dans région oligotrophe, - dans région eutrophe	Wicks <i>et al.</i> (2009) Borum <i>et al.</i> (2014) Castorani <i>et al.</i> (2015) Oreska <i>et al.</i> (2021)
Excrétion de nutriments (échelle variable)	+ dans région oligotrophe, dans région eutrophe	+ dans région oligotrophe, dans région eutrophe	+ dans région oligotrophe, dans région eutrophe	+ dans région oligotrophe, dans région eutrophe	Valiela <i>et al.</i> (1997) Alexandre <i>et al.</i> (2015) Castorani <i>et al.</i> (2015) Sandoval-Gil <i>et al.</i> (2016)
Appauvrissement et filtration du phytoplancton (échelle de la baie)	+	+	+	+	Newell et Koch (2004) Ibarra <i>et al.</i> (2012) Guyondet <i>et al.</i> (2013) Smith <i>et al.</i> (2018)
Épifaune invasive (échelle variable)	-	-	-	-	McKindsey <i>et al.</i> (2011) Wong et Vercaemer (2012) Carman <i>et al.</i> (2019) Murphy <i>et al.</i> (2019)
Perturbations mécaniques (de l'échelle locale à l'échelle du bail)	-	-	-	-	MPO (2012) Orth <i>et al.</i> (2017)
Réduction du courant d'eau et atténuation des vagues (échelle variable)	+ mise à l'abri	+ système haute énergie, système de base énergie	+ système haute énergie, système de base énergie	+ système haute énergie, système de base énergie	Newell et Koch (2004) Wicks <i>et al.</i> (2009) McKindsey <i>et al.</i> (2011) Uhrin et Turner (2018)

## **Ombrage**

### **Huîtres**

On pense que l'ombrage est l'un des principaux mécanismes par lesquels l'ostréiculture nuit à la zostère (Skinner *et al.* 2013). Cet ombrage peut être dû à l'engin d'aquaculture lui-même, à la présence d'animaux à l'intérieur de l'engin et/ou à des bioalissures à l'extérieur de l'engin

(Robertson et Mann 1984 ; Wong et Vercaemer 2012 ; Skinner *et al.* 2013). Globalement, on estime que l'ombrage (c'est-à-dire la réduction de la lumière disponible) dû à l'ostréiculture peut avoir un impact négatif sur les zostères, bien que les effets varient en fonction du contexte et de la méthode. Par exemple, une méta-analyse mondiale a révélé que l'ombrage produit par les méthodes d'ostréiculture en suspension et au-dessus du fond (mais pas les méthodes sur le fond) peut avoir un impact négatif sur la densité, la croissance et la reproduction de la zostère (Ferriss *et al.* 2019). Toutes les expériences d'ombrage au Canada Atlantique ont montré des pertes dans la couverture de la zostère (Robertson et Mann 1984 ; Skinner *et al.* 2013 ; 2014). Les études menées dans le sGSL font partie d'une poignée de recherches portant sur l'ombrage des huîtres provenant de cultures en suspension (Skinner *et al.* 2013 , 2014 ; Howarth *et al.* 2022).

La question des interactions entre l'ostréiculture et l'ombrage de la zostère dans le sGSL a été décrite pour la première fois par Skinner et ses collègues. Dans trois baies du nord du N.-B., Skinner *et al.* (2013) ont constaté que la biomasse au-dessus du sol, la densité des pousses et la hauteur du couvert étaient réduites sous les exploitations ostréicoles en suspension, comparativement aux sites de référence situés à 300 m de distance. Une réduction importante de la capacité photosynthétique suggère que l'ombrage peut avoir joué un rôle majeur dans ces effets (Skinner *et al.* 2013). Cette hypothèse a été étayée par des manipulations expérimentales de l'ombrage qui ont réduit de manière significative la densité des pousses de zostères, la biomasse au-dessus du sol et souterraine, la hauteur de la canopée, la taille des feuilles et la capacité photosynthétique après 67 jours à 26 % de l'irradiation de subsurface (Skinner *et al.* 2014). En dehors du sGSL, la faible survie des zostères est une caractéristique commune des études d'ombrage (Eriander *et al.* 2017 ; Wong *et al.* 2021). La survie des semis de zostère dans les parcelles ombragées et non ombragées en N.-É. était respectivement de ~35 % et ~50 % (Robertson et Mann 1984). De même, Sandoval-Gil *et al.* (2016) ont constaté l'absence de zostères dans le cadre de l'élevage flottant d'huîtres du Pacifique.

Bien qu'il ait été démontré que l'ostréiculture a le potentiel d'affecter négativement la zostère dans le sGSL, il y a un certain nombre de complexités qui doivent être prises en compte. Il s'agit notamment de la distance par rapport à un bail donné, de la densité de peuplement, de la profondeur de l'eau, du type d'engin et des méthodes de culture, du potentiel de rétablissement de la zostère et des effets positifs potentiels de la filtration sur la clarté de l'eau. Par exemple, les effets de l'ombrage signalés par Skinner *et al.* (2013) étaient en grande partie limités à un rayon de 25 m de la ferme et les effets se dissipaient rapidement à mesure que la distance par rapport aux baux augmentait. De même, dans cinq baies du N.-B., les comparaisons entre la zostère à l'intérieur des baux ostréicoles de culture en suspension et la zostère à 300 m de distance étaient très variables pour les paramètres de couverture et de productivité ; toutefois, la biomasse au-dessus du sol et la productivité foliaire étaient plus faibles sous les installations. La réponse variable entre les sites indique que les conditions localisées, telles que les charges d'azote (McIver *et al.* 2019), peuvent influencer l'ampleur des effets de l'ostréiculture (Skinner *et al.* 2013). Skinner *et al.* (2014) n'ont pas trouvé d'effet significatif de la densité de stockage des huîtres sur la lumière, ce qui suggère que l'ombrage est entièrement causé par l'engin et n'est pas affecté par la quantité ou la biomasse des huîtres cultivées présentes. Pour les remettre dans un contexte plus large, ces études ont également été menées sur l'ostréiculture en poches suspendues dans des eaux très peu profondes (0,3-0,6 m), ce qui représente probablement le pire scénario en termes d'ombrage, comme nous le verrons en détail dans les sections ci-dessous.

Différentes méthodes d'ostréiculture en suspension peuvent également influencer la quantité relative d'ombrage de la zostère dans le sGSL. Skinner *et al.* (2014) ont expérimentalement

suspendu des coquilles d'huîtres au-dessus d'un herbier de zostère existant dans la baie Saint-Simon, au N.-B., en utilisant deux méthodes de culture : 1) des cordes d'huîtres collées ; et 2) des poches d'huîtres flottantes avec et sans écran supplémentaire captant la lumière pour simuler une densité d'élevage accrue. Ils ont ensuite suivi la lumière et la productivité de la zostère pendant environ un an pour les comparer à un site témoin sans huîtres en suspension. Les herbiers de contrôle sans huîtres en suspension ont reçu 60 % de l'irradiation de subsurface, tandis qu'ils en ont reçu 43 % sous les cordes et 26 % sous les poches. Il est évident que les taux de photosynthèse diminuaient avec l'augmentation de l'ombrage. Après 67 jours, il n'y avait pas de différence dans la hauteur de la canopée entre les traitements, et seules la densité des pousses et la biomasse au-dessus du sol étaient réduites dans le traitement d'ombrage le plus extrême. Cependant, à la fin de l'expérience, tous les critères d'évaluation de la zostère sous les deux traitements de poches suspendues étaient significativement plus bas que le contrôle ; les cordes d'huîtres n'ont montré aucune réduction de la couverture, de la hauteur ou de la biomasse (Skinner *et al.* 2014).

Le rétablissement de la zostère après l'enlèvement du matériel d'ostréiculture peut également être influencé par l'ombrage. Les effets à long terme du dépérissement des tiges ont été étudiés dans le cadre d'un certain nombre d'études sur l'ombrage en ostréiculture (Skinner *et al.* 2013 ; 2014). Les réserves d'hydrates de carbone constituées pendant la saison de croissance permettent à la zostère de survivre pendant l'hiver (Burke *et al.* 1996). L'essentiel de la productivité de la zostère ne s'étend généralement pas au-delà du mois de juillet dans le sGSL ; ainsi, l'ombrage pendant cette période de croissance est probablement préjudiciable au stockage d'énergie car la photosynthèse est altérée (Burke *et al.* 1996 ; Ochieng *et al.* 2010 ; Clausen *et al.* 2014). Le rétablissement par croissance clonale est également relativement lent, avec des taux de croissance des rhizomes pérennes atteignant en moyenne 15 cm par an dans les études menées aux États-Unis (par exemple, Olesen et Sand-Jensen 1994), bien que les plantes annuelles puissent se rétablir rapidement (Robertson et Mann 1984).

Bien que l'ombrage direct puisse avoir des effets négatifs sur les zostères, il est important de noter ici que la capacité de filtration des bivalves peut avoir un effet positif sur les zostères. Il est bien connu que l'activité de filtration des bivalves peut améliorer la clarté de l'eau et éliminer l'excès de nutriments des eaux côtières. Il a été démontré que l'augmentation de l'abondance des filtreurs améliore la clarté de l'eau dans les systèmes côtiers (Meeuwig *et al.* 1998 ; Lefcheck *et al.* 2018). En effet, il a été démontré que la filtration associée à l'aquaculture des bivalves (moules) diminue les niveaux de seston dans les eaux de surface côtières du sGSL (Meeuwig *et al.* 1998 ; Comeau *et al.* 2015 ; Guyondet *et al.* 2015), bien que des études portant explicitement sur les huîtres fassent défaut. En outre, la récolte de bivalves peut aider à éliminer les excès de nutriments dans les eaux côtières du sGSL (Clements & Comeau 2019), bien que l'effet net et l'étendue de cette récolte sur les niveaux de nutriments et l'eutrophisation dépendent des conditions à l'échelle de la baie et restent spéculatifs. Des études suggèrent également que l'augmentation de la filtration associée à l'aquaculture des bivalves peut aider à réduire les épiphytes (Smith *et al.* 2018) qui peuvent avoir un effet négatif sur la zostère (Coffin *et al.* 2018 ; MPO 2021).

### Moules

La mytiliculture dans le sGSL ne devrait pas faire directement de l'ombre à la zostère en raison des différences dans les limites de profondeur des deux systèmes de production, tel que mentionné précédemment. L'ombrage produit par les structures aquacoles (lignes à moules et flotteurs/bouées) dans l'environnement aquatique dépend de la proximité et de l'angle de la structure qui capte la lumière. Cependant, on ne dispose pas de distances exactes enregistrées entre les filières mytilicoles et les herbiers de zostères. Ni van den Heuvel *et al.* (2019) ni

Murphy *et al.* (2019) n'ont fait de différence entre les moules ou les huîtres en ce qui concerne les liens entre l'aquaculture des bivalves et les zostères dans le sGSL. D'autres aspects de la production mytilicole peuvent également affecter indirectement la dynamique de la lumière (p. ex., filtration, sédimentation/biodéposition).

Le matériel de mytiliculture ou d'ostréiculture peut se retrouver involontairement dans les herbiers de zostères. Par exemple, on estime que le matériel de mytiliculture dans la baie de Tracadie (Î.-P.-É.) comprend 60 000 ancras et bouées à moules et 150 km de cordes (McKindsey *et al.* 2011). Comme tout matériau qui absorbe la lumière peut faire de l'ombre à la zostère, les déchets d'aquaculture peuvent être une source supplémentaire d'ombrage pour la zostère. Les effets d'ombrage des déchets peuvent être aggravés par l'accumulation d'espèces biofoules. En effet, les engins d'aquaculture de bivalves sont un substrat connu pour les biofoules telles que les tuniciers envahissants (Wong et Vercaemer 2012 ; Murphy *et al.* 2019) ; ces espèces ont également le potentiel d'adhérer directement à la zostère (Carman *et al.* 2019). Cependant, les estimations quantitatives des déchets aquacoles et de tout effet d'ombrage associé ne sont pas disponibles dans le sGSL.

### **Perturbations physiques directes**

Outre les effets indirects de l'ombrage, objet principal de la présente étude, la conchyliculture peut affecter l'habitat de la zostère par des perturbations physiques directes. Celles-ci peuvent se produire par de multiples voies et à différents stades, et peuvent être modérées ou exacerbées par des conditions environnementales telles que la profondeur et l'amplitude des marées. Le contact physique direct avec les engins d'aquaculture ou les structures connexes peut potentiellement endommager les feuilles et les composantes souterraines de la zostère, et les effets peuvent aller de transitoires à semi-permanents.

L'habitat de la zostère peut être endommagé plus directement par l'installation de certaines structures d'élevage, telles que les ancras utilisés pour fixer les lignes suspendues. Ces ancras sont généralement constitués de blocs de béton ou d'ancras métalliques vissés à chaque extrémité de chaque ligne d'élevage. Bien que l'étendue de cette interaction soit limitée, l'installation de ces structures peut entraîner un déplacement de la végétation, qui peut persister si l'engin reste en place. Pour atténuer ces effets lorsqu'il n'est pas possible de les éviter, les meilleures pratiques consistent à dimensionner correctement les ancras en fonction des conditions locales et des pratiques d'élevage, et à les installer pendant les mois d'hiver lorsque cela est possible (Transports Canada 2007). On peut s'attendre à ce que les structures d'élevage au-dessus du fond (par exemple, les tables) causent des dommages similaires à ceux d'autres structures ancrées dans une position fixe.

La perturbation directe des zostères peut également résulter du contact des structures flottantes avec le fond marin ou le couvert végétal. La probabilité et la gravité de ce type de perturbation dépendent de facteurs tels que la profondeur de l'eau, l'amplitude de la marée, la flottaison de l'engin, la durée de l'impact et le degré de relâchement des lignes suspendues. Le contact avec le fond marin est généralement évité dans la mesure du possible en raison des effets négatifs sur les coquillages eux-mêmes (par exemple, remise en suspension des sédiments, exposition aux prédateurs benthiques), mais il peut se produire en particulier dans les zones très peu profondes et à marée très basse. Le contact peut être particulièrement dommageable si les lignes suspendues permettent un mouvement à proximité du fond marin, entraînant un effet d'affouillement qui peut déloger les rhizomes ; cela peut se produire à la fois à partir des engins eux-mêmes (par exemple, les poches ou les cages) ainsi que des lignes de suspension et des bouées, ce qui augmenterait l'étendue de l'impact potentiel. Enfin, les poches ou les cages d'huîtres posées sur le sédiment pendant l'hivernage peuvent avoir un impact potentiel sur la

zostère là où elle est présente, par des perturbations directes ainsi que par le compactage et l'étouffement des sédiments (Bastien-Daigle *et al.* 2007).

Outre les perturbations physiques directes causées par les engins d'aquaculture, l'habitat de la zostère peut être affecté par le contact direct associé aux pratiques de récolte. Bien que ce ne soit pas l'objet du présent processus, cela peut être particulièrement pertinent pour la culture sur le fond réalisée sans structures d'élevage, étant donné que la récolte des mollusques est généralement effectuée à l'aide de pinces, de dragues ou d'autres technologies basées sur l'aspiration ou la pression qui peuvent perturber considérablement le benthos (Ferriss *et al.* 2019). Pour la culture en suspension, les perturbations physiques associées à la récolte se produisent lorsque les bateaux utilisés par les aquaculteurs entrent en contact avec le fond marin ou le couvert végétal, soit avec la coque du navire, soit avec l'hélice (Orth *et al.* 2017). Des impacts peuvent également se produire lorsque les engins sont déplacés vers le rivage pour être traités, soit manuellement (piétinement), soit mécaniquement à l'aide de VTT ou de tracteurs. Les cicatrices causées par les hélices dans les herbiers de zostères sont facilement visibles dans les eaux peu profondes de la région du Golfe, tant à l'intérieur qu'à l'extérieur des zones d'aquaculture (MPO Golfe, données non publiées) ; il est à noter que ce type de perturbation n'est pas limité aux embarcations aquacoles.

### Activité des bivalves - biodéposition et filtration

L'ombrage des plantes vasculaires aquatiques par les algues est courant en raison des niveaux élevés de nutriments (généralement l'azote) qui induisent des états dominés par les macroalgues ou le phytoplancton dans les eaux côtières (Valiela *et al.* 1997 ; MPO 2021). Ainsi, les processus biologiques associés à l'élevage de bivalves, tels que la biodéposition et la filtration, qui stimulent et/ou éliminent le phytoplancton et autre seston des eaux côtières, peuvent contribuer à l'impact sur les zostères. Les bivalves excrètent de l'ammonium et de la matière organique particulaire sous forme de fèces et de pseudofèces, qui contribuent tous deux aux bassins de nutriments côtiers (Guyondet *et al.* 2010 ; Jansen *et al.* 2018). Cette libération de nutriments peut stimuler la production de phytoplancton, mais les zostères peuvent également utiliser ces nutriments (Reusch *et al.* 1994 ; Sandoval-Gil *et al.* 2016 ; Jansen *et al.* 2018). Les bivalves libèrent de l'ammonium, la forme d'azote préférée pour la croissance des zostères (Reusch *et al.* 1994 ; Alexandre *et al.* 2015). En tant que tels, les bivalves ont le potentiel de stimuler la production de zostères dans certaines conditions ; cependant, l'augmentation du phytoplancton associée à l'excrétion de nutriments peut avoir l'effet inverse. Les herbiers de zostères adjacents à la culture des huîtres du Pacifique au-dessus du fond ont tendance à avoir des feuilles plus grandes et des taux de croissance plus rapides que dans les zones de référence ; cependant, ces herbiers de zostères plus grands et à croissance plus rapide avaient des densités plus faibles que les zones de référence, et les zostères étaient complètement absentes sous les structures ostréicoles (Sandoval-Gil *et al.* 2016).

La biodéposition par les coquillages ajoute directement de la matière organique aux sédiments et peut avoir des effets néfastes sur les zostères, notamment sous la forme d'un stress sulfuré (Hargrave *et al.* 2008 ; Hasler-Sheetal *et al.* 2016). Ces effets ne se produisent que dans les zones de dépôt où la matière organique peut s'accumuler, ce qui dépend des conditions hydrodynamiques. Par exemple, lorsque l'azote n'est pas limitant pour la croissance de la zostère, les dépôts de mytiliculture peuvent augmenter la demande globale en oxygène des sédiments, ce qui entraîne une augmentation de l'incursion de sulfure dans les tissus et une réduction des réserves d'hydrates de carbone de la zostère (Castorani *et al.* 2015 ; Hasler-Sheetal *et al.* 2016). Dans le sGSL, des niveaux élevés de matière organique peuvent s'accumuler sous les lignes de moules et augmenter les concentrations de sulfure dans l'eau



interstitielle (Callier *et al.* 2007 ; Hargrave *et al.* 2008). Sous les baux de moules dans la baie de Tracadie (Î.-P.-É.), la matière organique des sédiments peut varier de 3,4 à 18,3 %, tandis que les herbiers de zostères de la même baie affichent des taux de matière organique de 0,6 à 2,8 % (Hargrave *et al.* 2008). Skinner *et al.* (2013) n'ont trouvé aucune différence dans la matière organique des sédiments dans les baux d'huîtres avec zostères par rapport aux sites de zostères situés à 300 m de distance. La zostère peut exister dans des sédiments contenant jusqu'à 17 % de matière organique dans le sGSL ; cependant, le stress des plantes augmente au-delà de 4 % (Wicks *et al.* 2009 ; Coffin *et al.* 2018). Alors que les bivalves réaffectent les nutriments de la colonne d'eau à la croissance des zostères, les dépôts excessifs sont potentiellement préjudiciables à la survie des zostères à proximité immédiate des structures aquacoles, en particulier dans les zones de déposition (Castorani *et al.* 2015 ; Sandoval-Gil *et al.* 2016 ; Jansen *et al.* 2018).

Il est important de noter que les contributions nettes de la biodéposition et de la filtration des bivalves doivent être prises en compte lors de l'examen des impacts sur les zostères. Par exemple, la disponibilité de la lumière peut contribuer à atténuer de nombreux effets négatifs d'un excès de matière organique (p. ex., Castorani *et al.* 2015) et la filtration de l'eau turbide peut inversement équilibrer la disponibilité de la lumière (Newell et Koch 2004 ; Ibarra *et al.* 2012). Comme ces deux processus ont tendance à avoir des effets contrastés sur les zostères, il est important de tenir compte de l'ampleur de l'impact relatif de la déposition et de la filtration lors de l'évaluation des impacts sur les zostères.

### **Effets de l'aquaculture en suspension sur l'éclairement (expérience)**

L'effet sur les conditions de luminosité sous-marine des cages d'élevage d'huîtres a été testé lors de deux expériences sur le terrain dans la baie de Cocagne (N.-B.) à la fin de l'été et à l'automne 2021. Les deux expériences ont été menées sur le même site (utilisant des cages d'huîtres suspendues) et ont comparé la disponibilité de la lumière dans la ferme et dans une station de référence située à 100 m au nord où il n'y avait pas d'aquaculture. La raison d'être de ces expériences était de fournir des données sur la pénétration de la lumière sous un bail ostréicole plus représentatif des pratiques actuelles (c.-à-d. utilisant des cages), par rapport aux études antérieures axées sur la culture en poches suspendues dans des eaux très peu profondes (Skinner *et al.* 2013, 2014).

La première expérience a comparé les niveaux d'éclairement sur le fond de la baie à l'intérieur et à l'extérieur de la ferme, en utilisant 11 capteurs de rayonnement photosynthétiquement actif (RPA) disposés en croix pour couvrir à la fois des zones sous et entre les lignes de cages, et une station de référence au fond, équipée de deux des mêmes capteurs RPA. Un capteur RPA a également été déployé immédiatement sous la surface de l'eau à la station de référence afin de permettre la mesure de l'atténuation de la lumière à travers la colonne d'eau. Au cours de cette première expérience, les conditions lumineuses de toutes les stations ont été mesurées pendant 7 jours. La deuxième expérience visait à mesurer la disponibilité de la lumière à différentes profondeurs directement sous les structures de la ferme. La même configuration de station de référence a été répétée afin de contrôler les conditions lumineuses et l'atténuation. Dans la ferme, sur trois lignes différentes, des capteurs RPA ont été suspendus directement sous le centre des cages d'huîtres individuelles à trois distances (environ 0,1, 0,5 et 1 m) pour mesurer la disponibilité de la lumière en fonction de la distance. Pour cette deuxième expérience, les capteurs ont été laissés en place pendant 24 heures afin d'éviter l'encrassement et tout biais lié à la biodéposition ainsi que le risque d'endommager les capteurs suspendus sous les cages. Pour plus de détails sur la méthodologie, veuillez-vous référer à l'Annexe II.

Les mesures d'éclairement sous les cages d'huîtres standard ont indiqué que la lumière est fortement réduite immédiatement sous les cages jusqu'à des distances d'environ 1 m (Figure 3). Cette constatation appuie celle de Skinner *et al.* (2014), qui ont mesuré un éclairement d'environ 26 % de l'intensité de subsurface au niveau de la canopée d'un herbier sous des poches d'huîtres à une profondeur d'eau de 0,6 m (par rapport au zéro des cartes). Bien que les niveaux d'éclairement sous les cages à huîtres aux profondeurs les plus importantes que nous ayons mesurées (2,5 m) étaient inférieurs aux niveaux des parcelles témoins, nous avons constaté que les différences d'éclairement intégré quotidien (c.-à-d. RPA cumulatif sur 24 h) sous les cages et dans les parcelles témoins n'étaient pas radicalement différentes après des profondeurs d'environ 2 m. Cela suggère que si les cages à huîtres sont placées dans des zones où la distance à la canopée de la zostère est d'au moins 2 m, les cages ne devraient pas avoir un impact substantiel sur la zostère en ce qui a trait à la lumière. Cependant, les cages placées dans des eaux moins profondes peuvent encore avoir des effets d'ombrage importants.

Étant donné que la majorité de la conchyliculture dans le sGSL a lieu à des profondeurs > 2 m (voir la section "interactions spatiales" ci-dessous), nos résultats suggèrent un impact d'ombrage limité à l'échelle régionale. Il est important de reconnaître que notre expérience a été menée dans une seule baie, dans une seule ferme ostréicole, avec un seul type d'engin d'ostréiculture. Bien que ces résultats appuient généralement nos conclusions, d'autres expériences répétant notre approche avec une plus grande résolution en profondeur dans différentes baies et sous différents types d'engins d'aquaculture permettraient d'obtenir une compréhension plus précise et holistique des effets de l'aquaculture en suspension sur l'atténuation de la lumière et, par extension, sur la zostère.

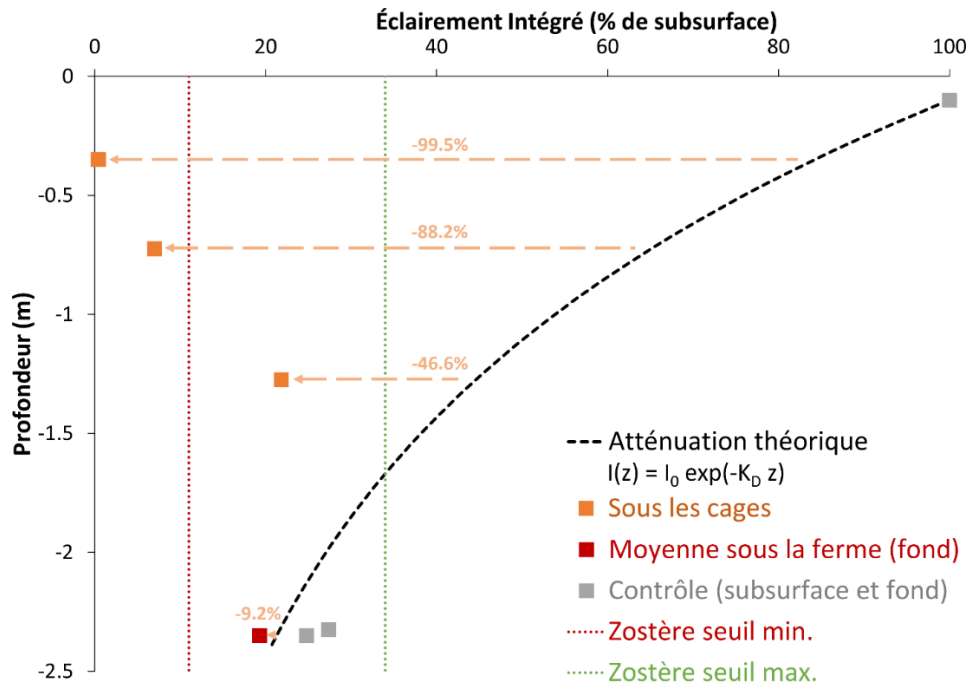


Figure 3. Éclairement intégré sous les cages d'huîtres et sur le fond aux stations d'élevage et de contrôle, exprimé en pourcentage de l'éclairement de subsurface. La loi de Beer-Lambert pour le coefficient d'atténuation diffuse ( $K_D$ ) mesuré empiriquement est également représentée, ainsi que les seuils d'éclairement pour la zostère rapportés dans la littérature : 11 % comme la valeur la plus basse pouvant supporter la zostère (Olesen et Sand-Jensen 1993) et 34 % où la zostère peut être limitée par la lumière (Ochieng et al. 2010).

## Interactions spatiales entre la conchyliculture et la zostère

Pour estimer l'ampleur potentielle des effets d'ombrage de la conchyliculture en suspension sur l'habitat de la zostère, des analyses spatiales ont été réalisées à l'aide de systèmes d'information géographique (SIG) afin de déterminer le chevauchement entre les baux aquacoles et l'habitat potentiel de la zostère. Les efforts pour comprendre l'empreinte spatiale du chevauchement entre la conchyliculture et l'habitat de la zostère sont entravés par la disponibilité des données représentant à la fois les opérations d'aquaculture et la distribution de la zostère dans le sGSL. Pour le présent rapport, les meilleures données disponibles sur les baux aquacoles et leur utilisation ont été recueillies auprès des ministères provinciaux (N.-B., N.-É.) et fédéraux (Î.-P.-É.) responsables de l'aquaculture dans leurs juridictions respectives (Tableau 2). La spécificité, l'âge et la qualité des données varient d'une province à l'autre et à l'intérieur d'une même province, ce qui reflète l'état de développement variable de la conchyliculture dans la région. En général, les données reçues comprenaient des renseignements non exhaustifs sur l'emplacement et la taille des baux, le type de culture (c.-à-d. sur le fond, au-dessus du fond, en suspension) et le taux d'occupation escompté. Dans certains cas, des comptages de la présence d'engins (nombre de lignes, nombre d'unités de culture, etc.) étaient disponibles. D'autres estimations du taux d'occupation et du type d'engins ont été fournies à partir de plans d'aménagement de sites accessibles au public ainsi que d'images satellitaires et d'orthophotos présentes dans les bases de données du MPO-Sciences. Les descriptions des jeux de données utilisés dans les analyses ci-dessous sont présentées dans le Tableau 2.

Tableau 2. Jeux de données et sources utilisés pour les analyses SIG de la conchyliculture.

Province	Jeu de données	Source	Niveau de détails
NB	Baux de conchyliculture en SIG pour 2023	<a href="#">Ministère de l'Agriculture, de l'Aquaculture et des Pêches du N.-B.</a> (voir aussi <a href="#">PCSAM</a> )	Contours (loué, vacant, en cours d'examen, refusé, hivernage)
NB	Données sur les baux en suspension en SIG pour 2022	<a href="#">Ministère de l'Agriculture, de l'Aquaculture et des Pêches du N.-B.</a>	Contours, équivalents en poches pour tous les baux actifs (comptés 2022)
NE	Baux en SIG pour 2019	Ministère des Pêches et de l'Aquaculture de la N.-É.	Contours, type de culture, espèces
NE	Baux en SIG pour 2023	<a href="#">Ministère des Pêches et de l'Aquaculture de la N.-É.</a> (voir aussi <a href="#">NS Site Mapping Tool</a> )	Contours, espèces
NE	Tableau du nombre maximum de cages	Ministère des Pêches et de l'Aquaculture de la N.-É.	Nombre maximal de cages par comté
IPE	Baux en SIG pour 2022	Division des baux d'aquaculture de l'Î.-P.-É.	Contours, espèces
IPE	Plans d'aménagement du site en SIG (polygone)	MPO-IPE Division des délivrance des permis	Portions de baux, pour certains baux - lignes maximales, poches, cages, râteau, naissains
IPE	Tableau du nombre de poches en 2021	MPO-IPE Division des délivrance des permis	Nombre de poches (en supposant des cages de 6 poches, sauf si d'autres données disponibles)

Pour la distribution de la zostère, il n'existe pas actuellement de cartes complètes à l'échelle de la région du Golfe, bien que des efforts soient en cours pour développer des cartes de la zostère en utilisant l'imagerie satellitaire à travers le sGSL (Monica Boudreau, MPO-CPM, comm. pers.). Le développement de solides capacités de cartographie et de surveillance est reconnu comme un besoin critique pour la gestion des activités côtières qui peuvent affecter l'habitat de la zostère (Barrell *et al.* 2015). Notamment, l'examen continu de l'imagerie satellitaire a permis de détecter des changements interannuels à grande échelle dans l'habitat de la zostère qui étaient auparavant inconnus dans plusieurs baies de la région, ce qui indique que la dynamique de la zostère pourrait subir des changements qui pourraient grandement influencer sur les avis fournis dans le cadre de ce processus. Il est nécessaire de faire plus d'efforts pour détecter et comprendre les changements dans la distribution de la zostère afin de fournir des avis de qualité à la direction sur les interactions entre l'aquaculture et la zostère. En l'absence de données détaillées sur l'habitat de la zostère, l'analyse de chevauchement ci-dessous est présentée en termes d'interactions potentielles avec l'habitat de la zostère, plutôt que de quantifier les interactions réelles se produisant dans les herbiers de zostères connus.

Les données complémentaires comprennent des cartes bathymétriques des zones d'aquaculture dérivées des données acoustiques recueillies par le Secteur des sciences du MPO en collaboration avec le Secteur de la conservation et planification marine (CPM) du MPO. Ces ensembles de données acoustiques sont également utilisés pour cartographier la répartition de la zostère (p. ex., Barrell et Grant 2013) et ont permis de déterminer les limites de profondeur maximale de la présence de la zostère dans des douzaines de baies aquacoles de la région du Golfe.

La littérature publiée suggère que la proportion d'habitats de zostère disponible qui chevauche directement la conchyliculture dans les estuaires du sGSL est relativement faible. Par exemple, van den Heuvel *et al.* (2019) ont trouvé en utilisant un sonar embarqué que la zone d'habitat de zostère disponible occupée par la conchyliculture variait de 0,03 % à 6,28 % de l'habitat de zostère disponible dans 16 estuaires du sGSL. L'ostréiculture est la principale pratique dans le sGSL qui peut chevaucher la zostère, car elle peut être pratiquée dans moins de 3 m d'eau ; alors que les moules sont typiquement cultivées à des profondeurs de 5 m ou plus (Drapeau 2006 ; A. Ramsay, Ministère des Pêches et des Communautés de l'I-P-É, comm. pers.). Ainsi, l'ostréiculture dans le sGSL est plus susceptible d'interagir directement avec la zostère par des mécanismes comme l'ombrage (Skinner *et al.* 2013 ; Boudreau et Landry 2016 (PARR-2015-G-04)). Par conséquent, l'ostréiculture sera l'objet principal de l'analyse ci-dessous.

### La conchyliculture dans le sGSL

Les données relatives aux baux conchylicoles et à leur utilisation varient selon les juridictions présentes dans le sGSL. Il existe de nombreuses inconnues, ce qui nécessite plusieurs hypothèses pour l'analyse ci-dessous. En particulier, les baux en suspension dans les trois provinces sont généralement autorisés pour de multiples espèces (en particulier les huîtres et les moules), et les niveaux de production de chacune à l'échelle du bail ne sont pas connus. Des renseignements détaillés sur les espèces ou les engins présents seront intégrés dans la mesure du possible ; sinon, des déductions ont été faites concernant les espèces cultivées en fonction du contexte physique et de ce que l'on sait des opérations par province. La proportion de baux actuellement actifs n'était connue que pour le N.-B.; par conséquent, les renseignements présentés ci-dessous au sujet du N.-B. représentent les baux actifs, tandis que l'I.-P.-É. et la N.-É. reflètent tous les baux. Dans tous les cas, les données les plus récentes et les plus fiables ont été utilisées dans la mesure du possible (Tableau 2).

Il existe des différences notables dans la terminologie utilisée pour les différentes méthodes de culture entre les juridictions du sGSL. L'Île-du-Prince-Édouard classe ses baux comme suit : fond (c.-à-d. sans engins, principalement des huîtres), hors fond ou surface. Les baux hors fond représentent les baux ostréicoles en suspension, tandis que les baux de surface représentent des baux ostréicoles ou mytilicoles en suspension. À notre connaissance, aucune structure fixe de type table n'est utilisée à l'Î.-P.-É. Au Nouveau-Brunswick, les baux sont classés comme suit : fond, hivernage ou suspension. Les baux d'hivernage représentent des zones où les engins sont immergés pour éviter la glace hivernale, ce qui fait que les engins restent sur le fond pendant les mois d'hiver. Les baux en suspension représentent tous les autres types de culture, y compris un bail utilisant des tables fixes. En Nouvelle-Écosse, les baux sont classés comme suit : fond sans engins, fond avec engins ou culture en suspension.

La quantité et le type (c.-à-d. les espèces, les engins) de conchyliculture varient dans le sGSL et entre les trois provinces qui composent la zone d'étude :

### **Île-du-Prince-Édouard**

L'Île-du-Prince-Édouard compte le plus grand nombre de baux de surface (323) et de baux hors fond (356), ainsi que la plus grande superficie louée (5641,2 hectares, ha), auxquels s'ajoutent 788 baux de fond sans engin. Tous les baux hors fond sont autorisés pour l'ostréiculture, et 88 des 323 baux de surface autorisent également l'ostréiculture, soit un total de 444 baux ostréicoles. En somme, la superficie totale des baux autorisés pour l'ostréiculture à l'Î.-P.-É. couvre 2 065,2 ha. Le reste, qui constitue la majorité de la superficie louée à l'Î.-P.-É., est consacré à la mytiliculture. L'information sur le type d'engin provenant des dénombrements effectués en 2021 et des plans d'aménagement des sites était disponible pour un sous-ensemble de 261 baux (58,8 % des 444 baux ostréicoles autorisés). Ces données ont permis d'identifier le principal engin utilisé ainsi que des types d'engins supplémentaires pour les baux comportant plusieurs types d'engins. Sur les 261 baux, 198 (75,9 %) utilisaient principalement des cages à 6 poches, 43 (16,5 %) des cages à 4 poches, 17 (6,5 %) des poches flottantes simples et 10 (3,8 %) des cages à 2 poches. Les informations disponibles indiquent également que 17 baux ont utilisé plusieurs types d'engins : 12 ont utilisé un mélange de poches et de cages, et 5 ont utilisé plusieurs tailles de cages. Pour les baux qui disposaient de données sur les poches mais qui n'indiquaient pas le type de culture (par exemple, poche simple, taille de la cage), on a supposé une cage à 6 poches afin d'obtenir une zone potentielle maximale de couverture des cages.

### **Nouvelle-Écosse**

La Nouvelle-Écosse a comparativement peu de baux en suspension dans le sGSL ; selon les données de 2019 avec détails sur le type de culture, le sGSL N.-É. contenait 15 baux en suspension autorisés pour l'ostréiculture (349,3 ha), 28 baux de fond sans engins (351,8 ha), et 3 baux de fond avec engins (36,7 ha). Bien que l'ostréiculture dans le sGSL N.-É. utilise parfois des cages à 4 poches, ce sont généralement des cages à 6 poches qui sont utilisées. Les données fournies par le ministère des Pêches et de l'Aquaculture de la N.-É. présument l'utilisation de cages à 6 poches pour tous les sites. D'autres méthodes peuvent être utilisées dans de petites zones, et on peut s'attendre à ce que leur prévalence augmente ; par exemple, plusieurs sites qui utiliseraient une conception de cage différente sont actuellement proposés (MPA N.-É., comm. pers.).

### **Nouveau-Brunswick**

Au Nouveau-Brunswick, 276 des 782 baux conchylicoles du sGSL sont autorisés pour la culture en suspension, le reste représentant la culture sur le fond. Selon les dénombrements d'engins



effectués à la fin de l'été 2022, 150 de ces sites contenaient des engins et 126 étaient considérés comme inactifs. La grande majorité des sites de culture en suspension au N.-B. produisent des huîtres, et très peu (< 5) produisent des moules, ce qui représente une production faible ou nulle (Joseph Labelle, Province du N.-B., comm. pers.). Au Nouveau-Brunswick, les huîtres sont surtout cultivées à l'aide de cages ou de poches suspendues, parfois avec les deux méthodes dans un même bail (Tableau 3). Une troisième méthode impliquant des huîtres collées individuellement à des cordes est également utilisée en conjonction avec d'autres méthodes de suspension dans un nombre limité de baux (16/150 sites actifs). Enfin, un bail utilise des tables hors fond. Comme les huîtres collées et les tables ne représentent qu'une petite fraction des sites actifs, ces méthodes ne seront pas au centre de l'analyse de l'ombrage ci-dessous. Notamment, les expériences menées par Skinner *et al.* (2014) ont montré que la méthode des huîtres collées n'avait pas d'impact négatif sur les paramètres de productivité de la zostère.

Tableau 3. Baux en suspension actifs au Nouveau-Brunswick par type d'engin avec les quantités d'engins en termes d'équivalents en poches ; d'après l'enquête sur les engins de pêche de l'été 2022. Source : Province du Nouveau-Brunswick : Province du Nouveau-Brunswick.

Méthode	Nombre de baux	Équivalence en Poches	Pourcentage du total en équivalence en poches
Cages	83	464 392	76,27
Poches	44	73 538	12,08
Poches & Collées	15	52 839	8,68
Cages & Poches	6	13 042	2,14
Tables	1	4 494	0,74
Cages, Poches & Collées	1	600	0,10
<b>Total</b>	<b>150</b>	<b>608 905</b>	<b>100</b>

La quantité totale d'engins suspendus déployés au N.-B. a été fournie en termes "d'équivalents-poches", qui ont été quantifiés sur la base de la taille standard des poches d'huîtres ; les cages d'huîtres contiennent généralement de 4 à 6 poches. Aux fins des calculs ci-dessous, on a supposé que les baux comportant des cages utilisaient le format commun de 6 poches, ce qui signifie que six équivalents-poches correspondent à une cage. Pour les huîtres collées, 150 huîtres ont été considérées comme équivalentes à une poche dans le jeu de données de base fourni par la province du N.-B. Cette information a été résumée sur les polygones des zones de gestion aquacole (ZGA) fournis par la province du N.-B. afin d'assurer la confidentialité des renseignements fournis par les producteurs. Chaque ZGA équivaut à peu près à une unité de baie en termes d'étendue. Des engins de conchyliculture en suspension étaient présents dans 11 ZGA le long de la côte du sGSL du N.-B. Au total, les baux en suspension actifs couvraient 866,8 ha, soit 2,8 % de la superficie des ZGA dans lesquelles ils

se trouvaient. Ces baux actifs contenaient un total de 608 905 équivalents-poches, dont la majorité dans des cages (Tableau 3).

### **Chevauchement avec l'habitat potentiel de la zostère**

Pour les besoins de cette analyse, l'habitat potentiel de la zostère a été défini strictement par la profondeur, avec un seuil maximum de 3 m sous la marée moyenne, tel que déterminé par la cartographie acoustique à travers le sGSL (Tableau 4). La cartographie acoustique de plusieurs sites a révélé qu'en moyenne 98,01 % des zostères de chaque baie se trouvaient à des profondeurs inférieures à 3 m, à l'exception notable de Merigomish (NS) où 86,3 % se trouvaient en dessous de ce seuil. Cette valeur est cohérente avec d'autres études publiées dans le sGSL (p. ex., van den Heuvel *et al.* 2019). Le pourcentage moyen de zostères se trouvant à moins de 2 m de profondeur a été calculé à 81,94 %, ce qui implique que si la plupart des zostères se trouvent dans des eaux très peu profondes, la zone de 2 à 3 m est néanmoins un habitat approprié pour les zostères dans la plupart des baies.

*Tableau 4. Distribution de la zostère par profondeur dans une sélection de baies du sGSL, telle que déterminée par la cartographie acoustique menée par le MPO et ses partenaires.*

Site	Province	Année	% Zostère < 3 m	% Zostère < 2 m
Bouctouche	NB	2020	99,7 %	82,5 %
Boughton	IPE	2018	90,8 %	72,6 %
Cocagne	NB	2019	99,9 %	86,8 %
Foxley/Trout	IPE	2020	100,0 %	98,3 %
Merigomish	NE	2016	86,3 %	41,6 %
St-Simon	NB	2021	96,7 %	65,0 %
Richibucto	NB	2020	99,9 %	92,5 %
Pugwash	NE	2019	97,3 %	95,2 %
Kouchibouguacis	NB	2019	99,8 %	99,3 %
Tabusintac	NB	2020	99,8 %	99,0 %
Covehead	IPE	2018	99,7 %	85,3 %
Hunter River	IPE	2019	99,5 %	93,7 %
Grande Digue	NB	2020	100,0 %	98,1 %
Grande Digue	NB	2021	100,0 %	60,2 %
Dunk	IPE	2019	99,8 %	66,6 %
Southwest River	IPE	2018	99,0 %	74,3 %
<b>Moyenne</b>			<b>98,01 %</b>	<b>81,94 %</b>

Certaines zones du sGSL d'une profondeur inférieure à 3 m ne conviendront pas à la zostère, en particulier à cause de la glace (p. ex., van den Huevel *et al.* 2019), et certaines zostères se trouveront dans des zones d'une profondeur supérieure à 3 m, bien que les données disponibles suggèrent que cela est rare dans les baies d'aquaculture du sGSL (Tableau 4). En conséquence, les estimations qui suivent doivent être considérées comme proches du maximum possible de chevauchement, en supposant que la zostère est présente dans toutes les zones avec des profondeurs appropriées.

En ce qui concerne les unités de culture, des estimations précises de l'empreinte de l'ombrage n'ont pu être fournies que pour les zones disposant de données sur le taux d'occupation et le type d'engins. Dans la pratique, ces informations représentent un instantané des engins présents à un moment donné. Elles peuvent ou non être représentatives de l'utilisation réelle tout au long de l'année et, de même, elles peuvent ou non refléter les pratiques de culture au cours d'une année "typique". En tant que telles, ces données ne peuvent être considérées que comme des estimations approximatives.

L'ombrage causé par les unités de culture est complexe et nécessite plusieurs hypothèses et considérations. Certains de ces éléments sont abordés dans l'expérience sur l'éclaircissement mentionnée ci-dessus. En général, la quantité de lumière qui atteint le fond marin (ou la canopée de la zostère) est principalement fonction de l'insolation (c'est-à-dire la quantité de rayonnement solaire incident par unité de surface et de temps) et des interactions avec l'interface air-eau et la colonne d'eau, y compris toute obstruction telle que les engins d'aquaculture. Tous ces facteurs sont variables dans le temps et dans l'espace, et l'estimation et la modélisation précises de ces caractéristiques dépassent le cadre du processus actuel. L'approche adoptée ici a consisté à quantifier la zone horizontale de l'engin susceptible de causer de l'ombrage afin de dimensionner correctement les résultats potentiels.

Pour réaliser cette analyse, les dimensions spatiales des poches et des cages de culture courantes ont été estimées à partir de Comeau (2013). Les poches d'huîtres typiques (c.-à-d. Figure 2C et Annexe I) ont été estimées à 45,7 cm x 88,9 cm (0,41 m<sup>2</sup>) et les cages à huîtres à 6 poches à 147,3 cm x 91,4 cm (1,35 m<sup>2</sup>). Pour les cages d'autres tailles, on a supposé que les cages à 3 poches avaient la même empreinte horizontale que les cages à 6 poches, étant donné qu'elles sont disposées selon un format 3x1. On a supposé que les cages à 4 et 2 poches (c'est-à-dire les dispositions 2x2 et 2x1) avaient des empreintes horizontales de la même largeur et de  $\frac{2}{3}$  de la longueur que les unités à 6 poches (Tableau 5). Il convient de noter que, dans la pratique, la taille de certaines unités de culture peut varier, par exemple en raison de la taille des flotteurs utilisés avec les poches à huîtres, et que l'on ne sait pas dans quelle mesure des cages et des poches de taille non standard sont utilisées. En outre, l'empreinte d'ombrage des collecteurs de naissain n'a pas été étudiée.

*Tableau 5. Dimensions des unités de culture ostréicoles typiques utilisées pour déterminer l'empreinte spatiale de l'ombrage ; adapté de Comeau (2013).*

<b>Engin</b>	<b>Longueur (cm)</b>	<b>Largeur (cm)</b>	<b>Surface (m<sup>2</sup>)</b>
Poche	88,9	45,7	0,41
Cage de 6- et 3-poches	147,3	91,4	1,35
Cage de 4- et 2-poches	98,2	91,4	0,898

### Autres considérations relatives à l'ombrage

L'analyse présentée ci-dessous n'a pas pris en compte les effets d'autres aspects de la conchyliculture sur la dynamique de l'ombrage. En particulier, l'agrégation des unités de culture a des implications importantes pour l'ombrage. Les poches suspendues sont généralement déployées de part et d'autre d'une ligne centrale (Figure 2C et Annexe I), ce qui devrait créer une empreinte d'ombrage plus importante que si la même quantité d'unités de culture était dispersée. En revanche, les cages sont généralement espacées d'environ 3 m le long de la ligne centrale, ce qui permet théoriquement à plus de lumière de passer autour des unités de culture. Pour les deux méthodes, une distance suffisante est laissée entre les lignes pour permettre l'accès, généralement de 5 à 9 m (Comeau 2013). La quantité totale de mollusques cultivés par bail est limitée par la capacité de charge de la production ; toute modification de la capacité de charge pourrait se traduire par une augmentation ou une diminution correspondante du nombre d'huîtres, avec des implications potentielles pour l'ombrage.

#### Île-du-Prince-Édouard

Des données détaillées sur les types et les quantités d'engins de culture à l'Î.-P.-É. ont été examinées pour quatre baies aquacoles (Boughton, Covehead, Hunter River et Foxley-Trout River). Le dénombrement des engins dans ces baies a été utilisé pour estimer les types et les densités d'engins dans l'ensemble des baies aquacoles de l'Î.-P.-É. En supposant que tous les baux en suspension et hors fond de la province où l'huître figure parmi les espèces élevées (2 065,2 ha au total) contiennent la même distribution de types d'engins que les baies étudiées en détail, le pourcentage moyen de couverture d'engins à l'intérieur des baux a été estimé à 3,31 % d'après les dénombrements de poches de 2021. La couverture des engins et l'ombrage (quelle que soit la profondeur) sont donc d'environ 68,4 ha pour l'Î.-P.-É.

D'après les données sur la profondeur obtenues par acoustique dans ces quatre baies aquacoles, il y avait en moyenne 1,5 % de la superficie des baux en suspension dans la zone de moins de 3 m définie comme habitat potentiel de la zostère. Si l'on suppose une distribution moyenne des profondeurs similaire pour le reste des baux de l'Î.-P.-É. (2 065,2 ha, dont 3,31 % sont directement ombragés), on obtient environ 1,03 ha d'ombrage potentiel pour la zostère en raison de l'ostréiculture en suspension à l'Î.-P.-É.

Ces chiffres ne peuvent être considérés que comme des estimations approximatives en raison des hypothèses nécessaires pour extrapoler les données de quatre baies à l'ensemble de la province, et de l'incertitude quant aux espèces cultivées dans les baux de surface autorisés pour les huîtres et les moules. L'industrie mytilicole de l'Î.-P.-É. est bien développée et profite des eaux plus profondes qui sont plus courantes à l'Î.-P.-É. que dans le reste du sGSL au N.-B. et en N.-É. Comme de nombreux baux en suspension changent actuellement de la mytiliculture à l'ostréiculture (Clements et Comeau 2019), la distribution de l'ostréiculture à l'Î.-P.-É. couvre des zones plus profondes que dans les autres provinces du sGSL, ce qui entraîne un chevauchement relativement faible avec l'habitat potentiel de la zostère, malgré la taille et l'étendue spatiale de l'industrie.

#### Nouveau-Brunswick

L'empreinte de l'ombrage causé par les engins aquacoles au N.-B. est répartie entre des baux en suspension couvrant un total de 866,8 ha. La prise en compte de la variabilité des types d'engins a nécessité plusieurs hypothèses. En particulier, 22 des 150 baux actifs ont été enregistrés comme utilisant des méthodes multiples (Tableau 3). Pour les 15 baux utilisant des poches et des huîtres collées, toutes les informations d'équivalent-poches ont été converties en poches afin d'estimer la couverture et l'ombrage. De même, les 6 baux utilisant à la fois des

cages et des poches ont été considérés comme utilisant uniquement des poches, et le bail unique utilisant des cages, des poches et des huîtres collées a également été converti en poches. Le bail unique utilisant des tables a également été traité comme des poches, puisque les dimensions de ces tables sont inconnues. L'effet net de ces décisions a été de produire une surestimation de l'ombrage effectif dans ces baux, qui représentent 11,66 % de la culture en équivalent-poche pratiquée dans la province. Selon les hypothèses ci-dessus, la couverture totale des engins au N.-B. s'élève à 16,4 ha, soit 1,89 % de la superficie louée active dans la province. De cette superficie, 5,9 ha se trouvaient dans des sites utilisant des poches, et les 10,5 ha restants dans des sites utilisant des cages.

Des données détaillées sur la profondeur de cinq baies (Bouctouche, Cocagne, Richibucto, Saint-Simon Nord, Tabusintac) ont été utilisées pour déterminer le chevauchement avec l'habitat potentiel de la zostère. Ces cinq baies représentent 90,3 % de toute la culture en équivalent-poche au N.-B. Des données complètes sur la profondeur étaient disponibles pour tous les baux de Cocagne et de Tabusintac ; pour les autres sites, la proportion de chevauchement a été estimée uniquement à partir des baux pour lesquels on disposait de données sur la profondeur, puis extrapolée au reste des baux de chaque baie. À Cocagne, la majorité des baux et des engins se trouvaient dans des eaux d'une profondeur inférieure à 3 m ; en ce qui concerne la zone de couverture des engins, 3,2 des 3,23 ha (99 %) se trouvaient au-dessus de l'habitat potentiel de la zostère. Une tendance similaire a été détectée à Tabusintac, avec 3,4 des 3,5 ha (97,1 %) de la zone d'engins se trouvant sur l'habitat potentiel de la zostère. L'analyse de sous-ensembles de baux comportant des données sur la profondeur dans les autres baies a révélé que la proportion de la zone couverte par les engins se trouvait dans l'habitat potentiel de la zostère à 97,7 % à Richibucto, à 97,1 % à Saint-Simon Nord et à 85,2 % à Bouctouche.

Pour calculer le chevauchement avec l'habitat potentiel de la zostère dans les autres ZGA, on a utilisé le pourcentage moyen des cinq baies pour lesquelles on disposait de renseignements détaillés sur la profondeur (95,2 %). En somme, on a estimé que 15,5 hectares d'habitat potentiel de zostère étaient directement ombragés par des engins d'aquaculture.

### **Nouvelle-Écosse**

Les données représentant l'aquaculture pour le sGSL en N.-É. comprenaient des couches SIG accessibles au public en date de 2019 représentant des informations sur les baux. Aussi, la province a fourni des estimations de nombre d'engins maximales qui ont été dérivées des plans de gestion aquacole développés pour les applications de bail. Les quantités d'engins ont été fournies en termes de cages de 6 poches, ventilées par comté. Il y a un écart dans la superficie totale louée entre les données sur les baux de 2019 (349,3 ha) et les renseignements fournis par la province (263,61 ha) ; cela peut être dû à la prise en compte des baux expérimentaux ou inactifs, ainsi qu'aux changements survenus entre 2019 et la date à laquelle cette analyse a été effectuée, en 2023. Les deux ensembles de chiffres seront utilisés pour fournir des estimations hautes et basses, la valeur moyenne de 306,5 ha étant utilisée pour l'estimation à l'échelle du sGSL.

L'information fournie par la province pour les comtés de Pictou et de Colchester combinés représentait 6 baux de culture en suspension (183,11 ha) avec 43 920 engins de culture. Cela représente 5,93 ha d'engins (3,2 % de la zone louée). Le comté d'Inverness comptait 7 baux en suspension (41,07 ha) avec 6 532 engins couvrant 0,882 ha (2,15 % de la zone louée). Le comté d'Antigonish comptait 4 baux en suspension (39,43 ha) avec 6 110 engins couvrant 0,825 ha (2,1 % de la zone louée). En résumé, la couverture estimée des engins à partir de ce jeu de données couvre 7,64 ha (2,9 % de la zone louée). En extrapolant au nombre de baux du



jeu de données de 2019, en supposant que tous les baux en suspension où l'huître figure comme espèce d'élevage (349,3 ha) contiennent des cages à 6 poches et que le pourcentage moyen de couverture par les engins est de 2,9 % (sur la base du jeu de données fourni par la province de N.-É. ci-dessus), la couverture par les engins, quelle que soit la profondeur, a été calculée comme étant de 10,13 ha. Par conséquent, la couverture des engins en N.-É. variait de 7,64 à 10,13 hectares (moyenne de 8,89 ha).

Des données détaillées sur la profondeur à Merigomish (comté de Pictou) ont été utilisées pour déterminer la proportion des baux tombant dans l'habitat potentiel de la zostère. Environ 29,2 % des baux en suspension à Merigomish se trouvaient dans la zone de < 3 m définie comme habitat potentiel de la zostère. En supposant une distribution de profondeur similaire pour tous les baux en suspension en N.-É. dans le sGSL, la superficie de l'habitat potentiel de la zostère couverte par les baux en suspension varie de 77,2 à 102,3 ha pour les ensembles de données fournis par la province et ceux de 2019 respectivement. L'application de la couverture moyenne des engins à l'hectare (2,9 %) donne un ombrage direct de l'habitat potentiel de la zostère allant de 2,2 à 3,0 ha (moyenne de 2,6 ha) pour tous les baux en suspension en N.-É. dans le sGSL.

### Implications pour la conchyliculture

Il est à noter que pour les valeurs présentées ci-dessous, les chiffres pour la N.-É. représentent la moyenne de la fourchette d'estimations. En somme, la superficie totale des engins de culture des huîtres en suspension dans les trois provinces, sans égard à la profondeur, a été estimée à 93,7 ha (Î.-P.-É. : 68,4 ha ; N.-B. : 16,4 ha ; N.-É. : 8,89 ha ; Tableau 6). La superficie louée (incluant seulement les baux actifs au N.-B.) pour l'ostréiculture en suspension dans les trois provinces était de 3 238,5 hectares (Î.-P.-É. : 2 065,2 ha ; N.-B. : 866,8 ha ; N.-É. : 306,5 ha). Dans l'ensemble du sGSL, les engins ostréicoles en suspension couvraient 2,89 % de ces baux (Î.-P.-É. : 3,31 % ; N.-B. : 1,89 % ; N.-É. : 2,9 %).

En tenant compte de la profondeur, l'ombrage potentiel de la zostère a été estimé à 19,13 ha (Î.-P.-É. : 1,03 ha ; N.-B. : 15,5 ha ; N.-É. : 2,6 ha). Bien que la quantité et la distribution réelles de la zostère dans l'ensemble du sGSL ne soient pas connues, il ne fait aucun doute que cela représente une proportion infime de l'habitat existant. À titre de comparaison, un récent exercice de cartographie par satellite à Tracadie, au N.-B., a permis de mesurer une superficie de zostère de 1259,9 ha (voir la Figure 5 ci-dessous ; données non publiées du MPO) ; l'estimation de 19,13 ha d'ombrage ne représente que 1,5 % de l'habitat de zostère présent dans cette seule baie. Extrapolé sur les douzaines de systèmes aquacoles du sGSL, cet ombrage affecte de manière conservatrice moins de 0,1 % de l'habitat de la zostère présent dans la région. Dans ce contexte, le risque d'ombrage des engins suspendus sur l'habitat de la zostère à l'échelle régionale devrait être faible, et d'autres facteurs de stress (p. ex., MPO 2012, ceux discutés ci-dessus) sont susceptibles de constituer des menaces plus importantes pour la distribution et la santé de l'habitat de la zostère dans le sGSL.

Tableau 6. Résumé des estimations représentant l'ombrage potentiel de l'habitat de la zostère par l'ostréiculture en suspension dans les trois provinces du sGSL. \* Les valeurs pour la Nouvelle-Écosse représentent la moyenne de la gamme d'estimations. \*\* La superficie louée pour le Nouveau-Brunswick ne comprend que les baux actifs identifiés dans le jeu de données de base.

Province	Superficie ombragée par l'ostréiculture en suspension, sans tenir compte de la profondeur (ha)	Superficie allouée pour l'ostréiculture en suspension (ha)	Pourcentage ombragé de la superficie allouée pour la culture	Superficie d'ombrage potentiel de la zostère en tenant compte de la profondeur (ha)
Île-du-Prince-Édouard	68,4	2065,2	3,31 %	1,03
Nouveau-Brunswick	16,4	866,8**	1,89 %	15,5
Nouvelle-Écosse*	8,89	306,5	2,9 %	2,6
<b>Total</b>	<b>93,7</b>	<b>3238,5</b>	-	<b>19,13</b>

Comme le confirment les expériences d'éclaircissement et l'analyse spatiale de l'ombrage potentiel des engins présentées ci-dessus, la culture en cage des huîtres tend à réduire l'ombrage par rapport à la culture en poches flottantes. La transition actuelle de la culture en poches vers la culture en cages a probablement réduit l'ombrage fait sur les zostères, les poches suspendues représentant le pire scénario d'ombrage (considéré par Skinner *et al.* 2014) par rapport à la culture en cages dans les eaux plus profondes (considérée dans la présente étude). Bien que les cages puissent encore ombrager considérablement les zostères, en particulier à des profondeurs inférieures à 2 m, nos données suggèrent que la culture en cage située dans des eaux d'une profondeur supérieure à 2,5 m (permettant un espace au-dessus du fond marin pour la canopée des zostères) ne devrait pas entraîner d'ombrage important. Comme l'analyse du chevauchement spatial l'a montré, l'habitat de la zostère dans les baies aquacoles se trouve rarement à plus de 3 m de profondeur, ce qui suggère l'existence de "zones de risque" d'ombrage : risque le plus élevé dans les eaux peu profondes, risque modéré à faible entre 2 et 3 m, et risque très faible à inexistant à des profondeurs supérieures à 3 m (Figure 4). Ces résultats permettent d'affiner notre compréhension des impacts potentiels de l'ombrage des engins d'aquaculture sur l'habitat de la zostère dans le cadre des pratiques actuelles dans le sGSL. La gestion des interactions entre l'aquaculture et la zostère devrait donc prendre en compte le type d'engin, la profondeur de l'eau et le contexte local lors de l'évaluation des effets d'ombrage causés par les engins d'aquaculture en suspension. Cependant, d'autres considérations sont également importantes ; voir la section "lacunes dans les connaissances" ci-dessous.

Notamment, les changements dans l'utilisation des engins ou les pratiques de culture (c'est-à-dire le changement de méthode/espèce, le type d'engin, le nombre et la taille des baux) peuvent influencer l'empreinte de l'ombrage. Les pratiques de culture sont dynamiques, et des changements se produisent constamment, de sorte qu'une mise à jour de cette analyse pourrait être nécessaire pour refléter les changements dans les pratiques de conchyliculture dans le sGSL. En particulier, la conchyliculture de l'Î.-P.-É. tend à être distribuée dans des zones plus profondes que dans les autres provinces, probablement parce que de nombreux baux ont commencé à cultiver des moules avant de passer aux huîtres. Cette distribution pourrait passer

à de moins grandes profondeurs si l'industrie continue de donner la priorité à l'ostréiculture, ce qui pourrait accroître l'ombrage de la zostère.

Au Nouveau-Brunswick, un grand nombre de baux approuvés pour la culture en suspension sont actuellement inactifs ; 126 baux totalisant 858,4 ha, soit environ le double de la superficie actuellement utilisée pour l'ostréiculture en suspension dans la province. Cela représente un important bassin d'effort latent qui pourrait entraîner une augmentation de l'ombrage si ces baux devenaient actifs. C'est également au N.-B. que la proportion des fermes couvertes par les engins de culture est la plus faible des trois provinces, soit 1,89 %. La raison en est incertaine ; toutefois, elle peut être attribuable à la grande qualité des données fournies par la province, qui étaient exhaustives et fondées sur des dénombrements directs d'engins, alors que les jeux de données des autres provinces nécessitaient une estimation à partir des plans d'aménagement des sites et/ou une extrapolation à partir d'un sous-ensemble de baux, et pouvaient donc représenter l'utilisation potentielle plutôt que l'utilisation réelle des engins. Elle peut également être fonction des caractéristiques physiques des baux aquacoles du N.-B., qui sont en moyenne moins profondes que celles de l'Î.-P.-É. et de la N.-É., et qui peuvent comprendre des baux qui ne conviennent pas à une densité accrue de culture en suspension. Néanmoins, toute augmentation potentielle de la couverture des engins de culture au N.-B. pourrait également accroître l'empreinte de l'ombrage sur l'habitat de la zostère.

En plus des changements apportés aux zones de culture existantes, l'établissement de nouveaux baux de culture en suspension pourrait également entraîner une augmentation de l'ombrage sur la zostère. Par exemple, la N.-É. examine actuellement de multiples demandes de baux qui pourraient augmenter considérablement la superficie louée dans le sGSL ; deux baux en suspension dans le port d'Antigonish (total de 33,59 ha) sont actuellement examinés par le Nova Scotia Aquaculture Review Board, ce qui représenterait une augmentation d'environ 10 % par rapport à la superficie actuelle des baux ostréicoles en suspension dans la région du sGSL de la N.-É.

La somme de l'habitat potentiel de la zostère ombragé par les engins ostréicoles en suspension présentée ici est probablement surestimée, car elle ne tient pas compte de la qualité réelle de l'habitat (à part la profondeur) ou de la présence actuelle de zostère. En réalité, une partie de cette zone ombragée ne conviendra pas aux zostères, et certaines zones ombragées contiennent probablement des zostères capables de recevoir suffisamment de lumière pour survivre (en particulier dans les eaux d'une profondeur supérieure à 2 m). De même, la proportion relativement faible de la couverture des engins de culture au N.-B. pourrait indiquer que l'ombrage en N.-É. et à l'Î.-P.-É. pourrait être surestimé, car la densité de culture proposée semble rarement réalisée. L'intégration de données de haute qualité représentant la distribution de la zostère et les pratiques aquacoles (y compris le type et la quantité d'engins) est essentielle pour une évaluation plus robuste de l'impact de l'ombrage de la conchyliculture sur l'habitat de la zostère dans le sGSL.

## Conclusions

- Dans le sGSL, l'ombrage direct par les engins d'aquaculture en suspension est le plus répandu pour l'ostréiculture en raison du chevauchement avec la plage de profondeur de l'habitat de la zostère. La mytiliculture en suspension ne chevauche l'habitat potentiel des zostères que dans des cas exceptionnels.
- Sur la base des données disponibles et des pratiques actuelles axées sur la culture en cage des huîtres, l'ombrage direct des engins d'aquaculture pourrait affecter un total estimé de

19,13 hectares d'habitat potentiel de zostère dans le sGSL, ce qui représente moins de 0,1 % de l'habitat de zostère dans le sGSL.

- Le risque d'ombrage de l'ostréiculture en suspension sur l'habitat de la zostère à l'échelle régionale devrait être faible et dépendre du contexte (Figure 4). Il est peu probable que l'ombrage dû à l'aquaculture dans le sGSL entraîne des réductions à grande échelle de la couverture des zostères.

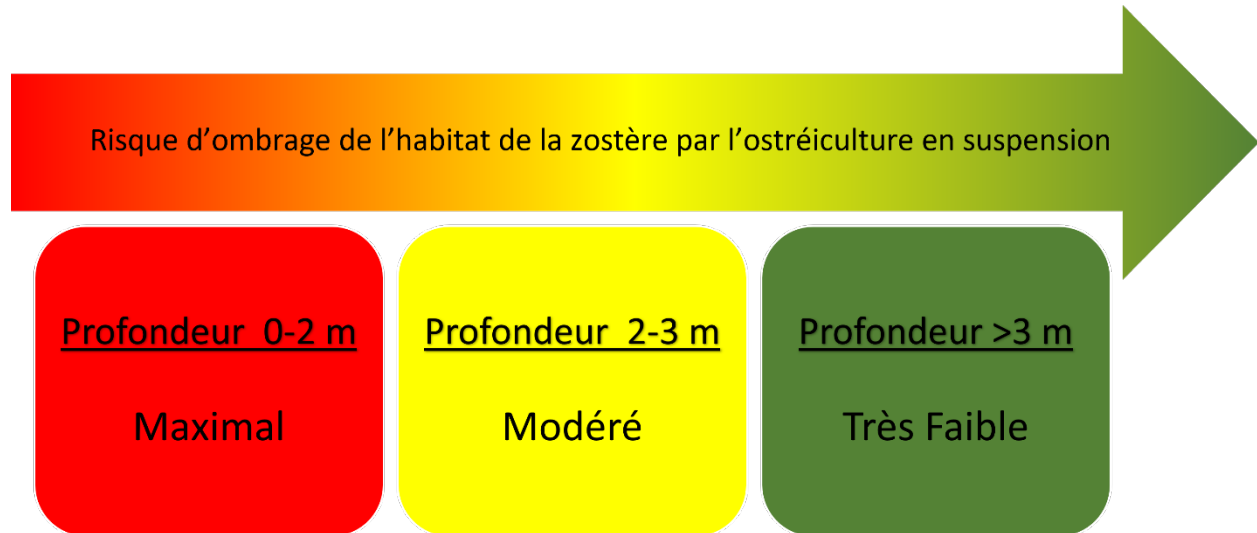


Figure 4. Représentation du gradient des "zones à risque" estimé pour l'ombrage de l'habitat de la zostère par l'ostréiculture en suspension, en fonction de la profondeur de l'eau.

- La réponse biologique de la zostère à l'ombrage des engins d'aquaculture est complexe, et des études supplémentaires seraient nécessaires pour déterminer les effets spécifiques sur la productivité et la persistance de la zostère à l'échelle locale et du paysage. D'autres facteurs de stress sont susceptibles de constituer des menaces plus importantes pour la distribution et la santé de l'habitat de la zostère dans le sGSL.
- Les données représentant la distribution et la dynamique réelles des zostères sont essentielles pour déterminer les interactions réelles plutôt que potentielles entre les engins conchylicoles en suspension et l'habitat des zostères.
- De multiples facteurs peuvent directement affecter l'impact de l'ombrage par les engins d'aquaculture sur l'habitat des zostères, y compris des changements dans la distribution des zostères, des méthodes de culture ou des changements dans le nombre de sites actifs. Cette réponse scientifique représente les conditions actuelles, y compris l'identification des lacunes importantes en matière de connaissances.

### Lacunes dans les connaissances

Comme décrit en détail ci-dessus, un certain nombre d'hypothèses sont nécessaires pour estimer l'ampleur potentielle de l'ombrage sur l'habitat de la zostère dans le sGSL. Il existe une grande lacune dans les connaissances relatives à la distribution spatiale de la zostère elle-même. Les données spatiales présentées dans cette réponse scientifique ne fournissent des informations que sur les baux aquacoles. Ainsi, nous ne pouvons que déduire le chevauchement spatial potentiel entre l'aquaculture et l'habitat potentiel supposé de la zostère dans le sGSL. Une compréhension plus détaillée nécessiterait la connaissance de la distribution

réelle de la zostère dans le sGSL. Bien qu'il existe des informations de base pour certaines zones du sGSL, elles sont insuffisantes pour décrire avec précision la distribution de la zostère dans la région. En outre, l'habitat de la zostère est très dynamique avec des niveaux de référence en constante évolution sur des échelles de temps imbriquées, et des données pluriannuelles sont nécessaires pour comprendre la variabilité naturelle et les changements extrêmes qui se produisent naturellement dans sa distribution (Barrell et Grant 2015 ; Orth *et al.* 2022). L'imagerie satellitaire préliminaire suggère que la distribution des zostères peut varier considérablement d'une année à l'autre, ce qui complique l'établissement de niveaux de référence appropriés pour la surveillance et la prise de décisions de gestion (Figure 5).

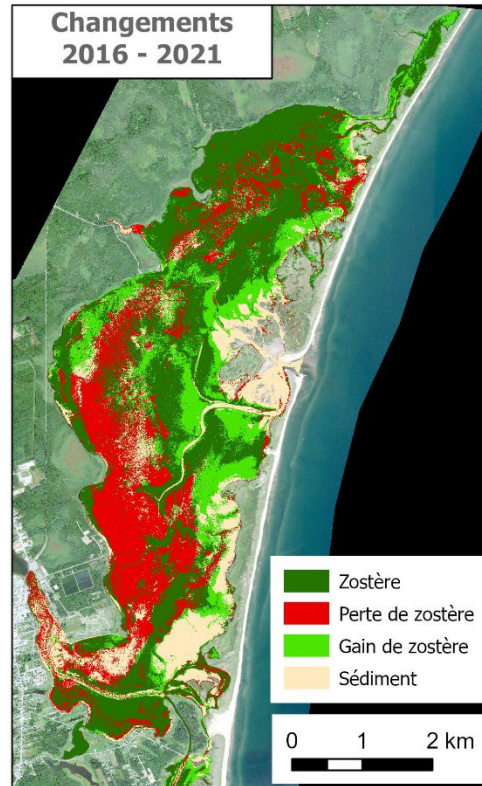


Figure 5. Changement dynamique de la couverture de la zostère de 2016 à 2021, tel que déterminé par l'analyse de l'imagerie satellitaire à haute résolution dans la baie de Tracadie (N.-B.). Le changement survenu au cours de cette période s'est traduit par une perte nette de 164,4 hectares de zostère. La superficie totale de la végétation selon l'image de 2021 était de 1259,9 hectares : MPO-Golfe, données non publiées.

On sait également que la zostère existe dans les baux aquacoles alors qu'elle est absente des zones adjacentes où il n'y a pas d'aquaculture, ce qui complique encore la problématique. Il est donc probable que l'ombrage soit à l'origine d'un stress qui ne se traduit pas par une mortalité dans de nombreux cas, d'où la nécessité d'une interprétation dans le cadre des effets cumulatifs. Ainsi, pour bien comprendre les effets de l'aquaculture sur la zostère, il faut quantifier la distribution de la zostère en tenant compte des variations intra- et interannuelles. La dynamique de la zostère peut varier d'une baie à l'autre, ce qui nécessite des approches de gestion différentes selon le contexte local. Les secteurs des Sciences du MPO et des PPM s'efforcent actuellement de cartographier l'habitat de la zostère dans l'ensemble du sGSL à

l'aide d'images satellitaires, mais les données n'étaient pas disponibles pour ce processus (Monica Boudreau, MPO-PPM, comm. pers.).

Outre les lacunes dans les connaissances sur la distribution réelle et la variabilité naturelle de la zostère, les liens directs entre les activités aquacoles et la productivité de la zostère à l'échelle de l'écosystème sont relativement inexplorés dans le sGSL. Le processus actuel a examiné l'échelle spatiale des effets potentiels d'ombrage, mais n'a pas évalué la réponse de la zostère à l'ombrage causé par les engins d'aquaculture en suspension. Bien que des études antérieures aient fourni des informations à l'échelle locale (p. ex., Skinner *et al.* 2013, 2014), ces efforts n'ont porté que sur la méthode de culture en poches suspendues, dont ce processus a démontré qu'elle est de plus en plus rare dans le sGSL, et à des profondeurs très faibles non représentatives des pratiques actuelles. Bien que l'expérience sur l'éclaircissement menée pour ce processus augmente les connaissances sur les effets d'ombrage liés à d'autres types d'engins suspendus, les données disponibles ne permettent pas d'établir des liens directs avec la productivité et la distribution des zostères. Comprendre les liens avec la productivité des zostères et les effets nets réalisés de la conchyliculture sur l'habitat des zostères nécessite une étude plus approfondie dans les divers contextes dans lesquels la conchyliculture est pratiquée dans le sGSL.

L'interprétation de l'importance de l'ombrage potentiel décrit ci-dessus est difficile en l'absence de données représentant l'état de l'habitat de la zostère en dehors des zones louées. Bien que la superficie totale de l'habitat potentiel de la zostère directement ombragé puisse être raisonnablement interprétée comme une petite proportion de la zostère existante, il est important d'interpréter ces résultats dans le contexte du paysage de la zostère dans les baies aquacoles. La zostère peut être présente dans diverses distributions spatiales, avec des implications directes pour les processus biologiques et la fourniture de services écosystémiques (Barrell *et al.* 2015). Par exemple, on peut supposer que l'ombrage local a une importance accrue dans les baies où la couverture de zostères est très faible ou qui ont déjà connu des déclinés documentés, ce qui souligne la nécessité de comprendre la dynamique du paysage local de l'habitat de la zostère pour aider à orienter les décisions de gestion.

Les données présentées ici concernant l'empreinte spatiale de l'aquaculture dans le sGSL varient en termes de résolution entre les provinces, les types d'engins et les espèces élevées ; d'autres paramètres qui pourraient également influencer l'ombrage (par exemple, la densité de culture, les biosalissures, le trafic maritime sur les sites de culture, etc.) étaient absents des jeux de données disponibles. La normalisation de la manière dont ces données sont communiquées pour les différentes provinces, les différents types d'engins et les différentes espèces cultivées, ainsi que l'amélioration du degré d'information disponible (p. ex., l'ajout de densités d'élevage, de trafic maritime, etc.) permettraient de résoudre le problème de disparité dans la résolution de ces données.

Il est également important de rappeler que cette réponse scientifique ne traite que des effets directs de l'ombrage, mais que d'autres voies de l'aquaculture peuvent avoir un impact sur la zostère. Il n'y a pas d'information dans le sGSL sur les effets nets de l'aquaculture (c.-à-d. filtration et déposition, perturbation physique et ombrage) sur la zostère (Howarth *et al.* 2022). Les voies positives d'interaction par la réduction de la turbidité, la réduction des charges de propagules épiphytes et la fertilisation n'ont pas été démontrées localement (Newell et Koch 2004 ; Sandoval-Gil *et al.* 2016 ; Smith *et al.* 2018). Des résultats préliminaires de modélisation suggèrent que les activités de filtration des bivalves cultivés peuvent améliorer la disponibilité de la lumière pour la zostère, mais l'ampleur de l'amélioration, qui peut atteindre plus de 8 % d'augmentation de l'éclaircissement du fond dans les zones aquacoles non ombragées, n'a été estimée que dans une seule baie et les effets résultants sur les métriques de

productivité de la zostère n'ont pas été évalués (Ouellette *et al.* 2014, PARR-2014-G-10). De plus, on ne connaît pas la contribution de la matière organique provenant des huîtres dans les herbiers locaux, en dehors de quelques exploitations (p. ex., Skinner *et al.* 2013), mais elle pourrait avoir un effet négatif sur la croissance et la densité de la zostère (Wicks *et al.* 2009 ; Borum *et al.* 2014). Ces complications liées aux effets nets sont encore aggravées par le fait que certaines voies peuvent affecter différents traits du cycle biologique de la zostère et dépendent du contexte (Robertson et Mann 1984 ; Garbary *et al.* 2014 ; Skinner *et al.* 2014 ; Castorani *et al.* 2015 ; McIver *et al.* 2019 ; van den Heuvel *et al.* 2019 ; Howarth *et al.* 2022). Il est donc essentiel de reconnaître que la quantification de l'impact global de l'aquaculture sur la zostère est très compliquée et nécessite des évaluations détaillées de la manière dont les multiples voies d'impact affectent de multiples caractéristiques biologiques à de multiples échelles spatiales et temporelles.

En plus des effets nets de l'aquaculture, il est également crucial de prendre en compte les effets cumulatifs de multiples facteurs de stress sur la zostère (Murphy *et al.* 2019 ; Orth *et al.* 2022). Dans le sGSL, les températures peuvent souvent dépasser le seuil documenté pour la survie de la zostère (Nejrup et Pedersen 2008 ; Sonier *et al.* 2011). Il est presque certain que ces effets s'aggraveront à mesure que le climat continuera à se réchauffer. Le changement climatique entraîne également des changements dans d'autres facteurs environnementaux qui peuvent influencer la distribution des zostères dans le sGSL, tels que la fréquence et la sévérité des tempêtes et la dynamique des glaces littorales en hiver (Schneider et Mann 1991 ; Murphy *et al.* 2021). L'augmentation de la sévérité des tempêtes peut entraîner des dommages ou la destruction des zostères (Wicks *et al.* 2009 ; Murphy *et al.* 2021), tandis que la réduction de la couverture de glace en hiver peut augmenter la couverture des zostères (Warren *et al.* 2010), bien que l'absence de glace en hiver puisse accroître la vulnérabilité aux tempêtes hivernales. En outre, l'augmentation de l'intensité de l'utilisation des terres dans les bassins versants locaux peut introduire des matériaux qui captent la lumière (c'est-à-dire des matières organiques humiques et/ou des particules inorganiques) ou des nutriments qui induisent la croissance d'algues dans les systèmes eutrophiques, ce qui peut affecter les interactions entre l'aquaculture et les zostères (Wong *et al.* 2013 ; van den Heuvel *et al.* 2019 ; Orth *et al.* 2022).

Il est également important de reconnaître que les pratiques aquacoles sont en constante évolution. Les méthodes de récolte, les types d'engins et les décisions concernant l'emplacement spatial des baux aquacoles (entre autres aspects de l'industrie) sont en constante évolution (Medcof 1961). Bon nombre de ces changements en matière de gestion et de logistique sont mis en place pour réduire les impacts sur la zostère et d'autres espèces/habitats importants. Les impacts de l'aquaculture sur la zostère mis en évidence dans ce document pourraient donc ne pas exister dans le cadre des futures pratiques de culture dans le sGSL. Ainsi, les interactions entre l'aquaculture et la zostère devront être réévaluées à l'avenir.

Cette réponse scientifique s'est concentrée sur les interactions entre *Z. marina* et la conchyliculture ; cependant, dans les zones côtières qui connaissent régulièrement une salinité < 10 PSU, *Ruppia maritima* (Ruppie ou Rupelle maritime ou Persil d'eau) remplace naturellement la zostère (Lefcheck *et al.* 2018 ; van den Heuvel *et al.* 2019). Bien qu'il s'agisse principalement d'une espèce d'eau saumâtre, la Ruppie maritime est souvent regroupée avec les herbes marines dans les évaluations écologiques, fournit des services écosystémiques similaires à ceux de la zostère et est confrontée à des pressions externes similaires (Newell et Koch 2004 ; Moore *et al.* 2014 ; Orth *et al.* 2022). De même, il arrive que la Ruppie maritime pousse dans des zones anciennement occupées par la zostère (Moore *et al.* 2014 ; MPO-Golfe, données non publiées). En outre, les huîtres peuvent apporter des avantages positifs similaires

à la biomasse de *R. maritima* (Newell et Koch 2004), mais la couverture de cette espèce peut également changer en raison de perturbations physiques telles que le décapage ou l'arrachage par les hélices de bateaux (Orth *et al.* 2017). Certains ostréiculteurs placent temporairement leurs produits dans des zones d'eau douce pour éliminer les espèces biosalissantes (Méthé *et al.* 2015), ce qui peut entraîner certains effets limités de l'ostréiculture sur la Ruppie maritime dans les zones à faible salinité. Cependant, on pense que seule une petite fraction des ostréiculteurs utilise cette méthode pour réduire la biosalissure, et le passage de plus en plus fréquent à la culture en cage des huîtres (qui élimine les biosalissures par exposition à l'air) réduit encore les interactions entre l'aquaculture et la Ruppie maritime. Néanmoins, il existe un manque de données sur la distribution et les connaissances de base sur le cycle de vie de la Ruppie maritime dans le sGSL, et les impacts de l'aquaculture sur cette espèce écologiquement importante - bien que probablement négligeables - n'ont pas encore été étudiés. On sait que la Ruppie maritime est présente dans les zones côtières du sGSL (données non publiées du MPO), bien qu'elle soit relativement peu étudiée par rapport à la zostère marine.

Enfin, bien que cette réponse scientifique se concentre sur les impacts directs de l'ombrage de l'aquaculture sur l'habitat de la zostère, les impacts sur la gamme de services écosystémiques fournis par la zostère doivent également être reconnus (Hansen et Reidenbach 2013 ; Ferriss *et al.* 2019 ; Orth *et al.* 2020). Notamment, les herbiers de zostères dans le sGSL fournissent un habitat structurel pour de nombreux assemblages de poissons et d'invertébrés (Joseph *et al.* 2006 ; Coffin *et al.* 2018). Cependant, il y a un manque d'information sur la façon dont les poissons locaux interagissent avec les caractéristiques du paysage de la zostère dans cette région (par exemple, la taille de l'herbier, le morcellement, la longueur du périmètre de l'herbier, etc.), et on ne sait pas si les changements dans les caractéristiques de la zostère se traduisent par des changements simultanés dans les populations de certaines espèces de poissons et d'autres taxons qui utilisent la zostère dans le sGSL (Thistle *et al.* 2010 ; Jiménez-Ramos *et al.* 2019). Ainsi, les conséquences en aval des interactions entre l'aquaculture et la zostère sur les populations d'autres espèces et les communautés biologiques des herbiers de zostères dans le sGSL devraient faire l'objet de futures recherches.

### **Collaborateurs**

<b>Nom</b>	<b>Affiliation</b>
Tanya Arseneault	MPO Sciences, Région du Golfe
Jeffrey Barrell	MPO Sciences, Région du Golfe
Jeff C. Clements	MPO Sciences, Région du Golfe
Michael R.S. Coffin	MPO Sciences, Région du Golfe
Sandra Comeau	MPO Gestion de l'Aquaculture, Région du Golfe
Eva Dickson	MPO Sciences, Région du Golfe
Delphine Ditlecadet	MPO Sciences, Région du Golfe
Thomas Guyondet	MPO Sciences, Région du Golfe
Kyle Knysh	MPO Sciences, Région du Golfe
Chris Mills	MPO Gestion de l'Aquaculture, Bureau secteur Î.-P.-É.
Mikio Moriyasu	MPO Sciences, Région du Golfe
Monique Niles	MPO Sciences, Région du Golfe
Marc Ouellette	MPO Sciences, Région du Golfe
Nicolas Rolland	MPO Sciences, Région du Golfe
Mélanie Roy	MPO Sciences, Région du Golfe
Rémi Sonier	MPO Sciences, Région du Golfe



**Approuvé par**

Matthew Hardy  
Directeur régional, Direction des Sciences  
Région du Golfe

Date: 26 mai, 2023

**Sources de renseignements**

- Alexandre, A., Hill, P.W., Jones, D.L., and Santos, R. 2015. Dissolved organic nitrogen: A relevant, complementary source of nitrogen for the seagrass *Zostera marina*. *Limnol. Oceanogr.* 60, 1477-1483.
- Barbier, E.B., Hacker, S.D., Kennedy, C., Koch, E.W., Stier, A.C., and Silliman, B.R. 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecol. Monogr.* 81, 169-193.
- Barrell, J. 2014. Quantification and spatial analysis of seagrass landscape structure through the application of aerial and acoustic remote sensing. PhD dissertation, Department of Oceanography, Dalhousie University, Halifax, Canada.
- Barrell, J., and Grant, J. 2013. Detecting hot and cold spots in a seagrass landscape using local indicators of spatial association. *Landscape Ecol.* 28, 2005–2018.
- Barrell, J., and Grant, J. 2015. High-resolution, low-altitude aerial photography in physical geography: A case study characterizing eelgrass (*Zostera marina* L.) and blue mussel (*Mytilus edulis* L.) landscape mosaic structure. *Prog. Phys. Geogr. Earth Environ.* 39, 440–459.
- Barrell, J., Grant, J., Hanson, A., and Mahoney, M. 2015. Evaluating the complementarity of acoustic and satellite remote sensing for seagrass landscape mapping. *Int. J. Rem. Sens.* 36:16, 4069-4094.
- Bastien-Daigle, S., Hardy, M., Robichaud, G. 2007. Habitat management qualitative risk assessment: water column oyster aquaculture in New Brunswick. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2728: vii.
- Blok, S.E., Olesen, B., and Krause-Jensen, D. 2018. Life history events of eelgrass *Zostera marina* L. populations across gradients of latitude and temperature. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 590, 79–93.
- Borum, J., Raun, A.L., Hasler-Sheetal, H., Pedersen, M.Ø., Pedersen, O., and Holmer, M. 2014. Eelgrass fairy rings: Sulfide as inhibiting agent. *Mar. Biol.* 161, 351–358.
- Boudreau, M. Landry, T. 2016. [Indicateurs, seuils et protocoles de surveillance validés pour les résultats de chaque séquence des effets, pour la conchyliculture](#). PARR-2015-G-04.
- Burke, M.K., Dennison, W.C., and Moore, K.A. 1996. Non-structural carbohydrate reserves of eelgrass *Zostera marina*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 137, 195-201.
- Callier, M.D., McKindsey, C.W., and Desrosiers, G. 2007. [Multi-scale spatial variations in benthic sediment geochemistry and macrofaunal communities under a suspended mussel culture](#). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 348, 103-115.

- Carman, M.R., Colarusso, P.D., Neckles, H.A., Bologna, P., Caines, S., Davidson, J.D.P., Evans, N.T., Fox, S.E., Grunden, D.W., Hoffman, S., Ma, K.C.K., Matheson, K., McKenzie, C.H., Nelson, E.P., Plaisted, H., Reddington, E., Schott, S., and Wong, M.C. 2019. Biogeographical patterns of tunicates utilizing eelgrass as substrate in the western North Atlantic between 39 ° and 47 ° north latitude (New Jersey to Newfoundland). *Manag. Biol. Invasions* 10, 602–616.
- Castorani, M.C.N., Glud, R.N., Hasler-Sheetal, H., and Holmer, M. 2015. Light indirectly mediates bivalve habitat modification and impacts on seagrass. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 472, 41–53.
- CEPI. 2006. Bras d'Or Lakes Traditional Ecological Knowledge Workshop Proceedings, May 3-4, 2006. 51 p.
- Clausen, K., Krause-Jensen, D., Olesen, B., Marbà, N. 2014. Seasonality of eelgrass biomass across gradients in temperature and latitude. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 506, 71–85.
- Clements, J.C., Comeau, L.A. 2019. Nitrogen removal potential of shellfish aquaculture harvests in eastern Canada: A comparison of culture methods. *Aquacult. Rep.* 13, 100183.
- Coffin, M.R.S., Courtenay, S.C., Knysh, K.M., Pater, C.C., and van den Heuvel, M.R. 2018. Impacts of hypoxia on estuarine macroinvertebrate assemblages across a regional nutrient gradient. *FACETS*. 3, 23–44.
- Comeau, L.A., St-Onge, P., Pernet, F., and Lanteigne, L. 2009. Deterring coastal birds from roosting on oyster culture gear in eastern New Brunswick, Canada. *Aquac. Eng.* 40, 87–94.
- Comeau, L.A. 2013. Suspended versus bottom oyster culture in eastern Canada: Comparing stocking densities and clearance rates. *Aquaculture* 410-411: 57-65.
- Comeau, L.A., Mallet, A.L., Carver, C.E., Guyondet, T. 2014 Impact of high-density suspended oyster culture on benthic sediment characteristics. *Aquacultural Engineering* 58: 95-102.
- Comeau, L.A., Filgueira, R., Guyondet, T., Sonier, R. 2015. The impact of invasive tunicates on the demand for phytoplankton in longline mussel farms. *Aquaculture* 441, 95-105.
- Cottam, C., and Munro, D.A. 1954. Eelgrass Status and Environmental Relations. *J. Wildl. Manage.* 18, 449–460.
- Drapeau, A. 2006. Farm management practices and their associations to productivity in Prince Edward Island (PEI) mussel farms. MSc Thesis, University of Prince Edward Island, Charlottetown, PE.
- Duffy, J.E., Stachowicz, J.J., Reynolds, P.L., Hovel, K.A., Jahnke, M., Sotka, E.E., Boström, C., Boyer, K.E., Cusson, M., Eklöf, J., Engelen, A.H., Eriksson, B.K., Fodrie, F.J., Griffin, J.N., Hereu, C.M., Hori, M., Hughes, A.R., Ivanov, M. V, Jorgensen, P., Kruschel, C., Lee, K.-S., Lefcheck, J.S., Moksnes, P.-O., Nakaoka, M., O'Connor, M.I., O'Connor, N.E., Orth, R.J., Peterson, B.J., Reiss, H., Reiss, K., Richardson, J.P., Rossi, F., Ruesink, J.L., Schultz, S.T., Thormar, J., Tomas, F., Unsworth, R., Voigt, E., Whalen, M.A., Ziegler, S.L., and Olsen, J.L. 2022. A Pleistocene legacy structures variation in modern seagrass ecosystems. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 119, e2121425119.
- Eriander, L., Laas, K., Bergström, P., Gipperth, L., and Moksnes, P. 2017. The effects of small-scale coastal development on the eelgrass (*Zostera marina* L.) distribution along the Swedish west coast – Ecological impact and legal challenges. *Ocean Coast. Manag.* 148, 182–194.

- Ferriss, B.E., Conway-Cranos, L.L., Sanderson, B.L., and Hoberecht, L. 2019. Bivalve aquaculture and eelgrass: A global meta-analysis. *Aquaculture*. 498, 254–262.
- Filgueira, R., Guyondet, T., Bacher, C., Comeau, L.A. 2015. Informing Marine Spatial Planning (MSP) with numerical modelling: A case-study on shellfish aquaculture in Malpeque Bay (Eastern Canada). *Mar. Pollut. Bull.* 100, 200-216.
- Garbary, D.J., Miller, A.G., Williams, J., and Seymour, N.R. 2014. Drastic decline of an extensive eelgrass bed in Nova Scotia due to the activity of the invasive green crab (*Carcinus maenas*). *Mar. Biol.* 161, 3–15.
- Guyondet, T., Roy, S., Koutitonsky, V.G., Grant, J., and Tita, G. 2010. Integrating multiple spatial scales in the carrying capacity assessment of a coastal ecosystem for bivalve aquaculture. *J. Sea Res.* 64, 341-359.
- Guyondet, T., Sonier, R., Comeau, L.A. 2013. Spatially explicit seston depletion index to optimize shellfish culture. *Aquacult. Environ. Interact.* 4, 175-186.
- Guyondet, T., Comeau, L.A., Bacher, C., Grant, J., Rosland, R., Sonier, R., Filgueira, R. 2015. Climate change influences carrying capacity in a coastal embayment dedicated to shellfish aquaculture. *Estuar. Coasts* 38, 1593-1618.
- Hansen, J.C.R., and Reidenbach, M.A. 2013. Seasonal Growth and Senescence of a *Zostera marina* Seagrass Meadow Alters Wave-Dominated Flow and Sediment Suspension Within a Coastal Bay. *Estuaries Coast.* 36, 1099–1114.
- Hargrave, B.T., Doucette, L.I., Cranford, P.J., Law, B.A., and Milligan, T.G. 2008. Influence of mussel aquaculture on sediment organic enrichment in a nutrient-rich coastal embayment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 365, 137–149.
- Hasler-Sheetal, H., Castorani, M.C.N., Glud, R.N., Canfield, D.E., and Holmer, M. 2016. Metabolomics Reveals Cryptic Interactive Effects of Species Interactions and Environmental Stress on Nitrogen and Sulfur Metabolism in Seagrass. *Environ. Sci. Technol.* 50, 11602–11609.
- Hitchcock, J.K., Courtenay, S.C., Coffin, M.R.S., and van den Heuvel, M.R. 2017. Eelgrass Bed Structure, Leaf Nutrient, and Leaf Isotope Responses to Natural and Anthropogenic Gradients in Estuaries of the Southern Gulf of St. Lawrence, Canada. *Estuaries Coast.* 40, 1653–1665.
- Howarth, L.M., Lewis-McCrea, L.M., LaBelle, J., and Reid, G.K. 2021. Managing aquaculture and eelgrass interactions in Nova Scotia. Centre for Marine Applied Research (CMAR), Dartmouth, Nova Scotia, Canada. 53 p.
- Howarth, L.M., Lewis-McCrea, L.M., Kellogg, L.M., Apostolaki, E.T., and Reid, G.K. 2022. Aquaculture and eelgrass *Zostera marina* interactions in temperate ecosystems. *Aquac. Environ. Interact.* 14,15–34.
- Ibarra, D.A., Cembella, A., and Grant, J. 2012. Attenuation of sunlight measured from moored radiometers to assess depletion of suspended particles caused by bivalve aquaculture, *Limnol. Oceanogr. Methods.* 10, 1051-1069.
- Jansen, H.M., Strand, Ø., van Broekhoven, W., Strohmeier, T., Verdegem, M.C., Smaal, A.C. 2018. Feedbacks from Filter Feeders: Review on the Role of Mussels in Cycling and Storage of Nutrients in Oligo- Meso- and Eutrophic Cultivation Areas. In: Smaal, A., Ferreira, J., Grant, J., Petersen, J., Strand, Ø. (eds) Goods and Services of Marine Bivalves. Springer, Cham. 143-177 pp.

- Jiménez-Ramos, R., Egea, L.G., Vergara, J.J., Bouma, T.J., and Brun, F.G. 2019. The role of flow velocity combined with habitat complexity as a top-down regulator in seagrass meadows. *Oikos* 128, 64-76.
- Joseph, V., Locke, A., and Godin, J.G.J. 2006. Spatial distribution of fishes and decapods in eelgrass (*Zostera marina* L.) and sandy habitats of a New Brunswick estuary, eastern Canada. *Aquat. Ecol.* 40, 111–123.
- Joseph, V., Schmidt, A.L., and Gregory, R.S. 2013. Use of eelgrass habitats by fish in eastern Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/138. ii + 12p.
- Karmakar, M., Leavitt, P.R., and Patoine, A. 2019. Effects of Bridge Construction and Wastewater Effluent on Phytoplankton Abundance and Sediment Geochemistry in an Atlantic Temperate Coastal Bay Since 1930. *Estuaries Coast.* 42, 365–377.
- Keddy, C.J., and Patriquin, D.G. 1978. An annual form of eelgrass in Nova Scotia. *Aquat. Bot.* 5, 163–170.
- Krumhansl, K.A., Dowd, M., and Wong, M.C. 2021. Multiple metrics of temperature, light, and water motion drive gradients in eelgrass productivity and resilience. *Front. Mar. Sci.* 8, 597707.
- Lefcheck, J.S., Orth, R.J., Dennison, W.C., Wilcox, D.J., Murphy, R.R., Keisman, J., Gurbisz, C., Hannam, M., Brooke Landry, J., Moore, K.A., Patrick, C.J., Testa, J., Weller, D.E., and Batiuk, R.A. 2018. Long-term nutrient reductions lead to the unprecedented recovery of a temperate coastal region. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 115, 3658–3662.
- Léger-Daigle, R., Noisette, F., Bélanger, S., Cusson, M., Nozais, C. 2022. Photoacclimation and light thresholds for cold temperate seagrasses. *Front. Mar. Sci.* 13, 805065.
- McIver, R., Cullain, N., Schmidt, A.L., Lotze, H.K. 2019. Linking eutrophication indicators in eelgrass habitats to nitrogen loading and mitigating site characteristics in eastern New Brunswick, Canada. *Mar. Environ. Res.* 144, 141-153.
- McKindsey, C.W., Archambault, P., Callier, M.D., and Frédéric, O. 2011. Influence of suspended and off-bottom mussel culture on the sea bottom and benthic habitats: a review. *Can. J. Zool.* 89, 622–646.
- McRoy, C.P. 1969. Eelgrass under Arctic Winter Ice. *Nature.* 224, 818–819.
- Medcof, J.C. 1961. Oyster Farming in the Maritimes. Fisheries Research Board of Canada. Bulletin 131. xi + 157 p.
- Meeuwig, J.J., Rasmussen, J.B., Peters, R.H. 1998. Turbid waters and clarifying mussels: their moderation of empirical chl:nutrient relations in estuaries in Prince Edward Island, Canada. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 171, 139-150.
- Méthé, D., Comeau, L.A., Stryhn, H., Landry, T. and Davidson, J. 2015. Stress response of *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1791) oysters following a reciprocal transfer between upriver and downriver sites. *Aquac. Res.* 46, 2841-2850.
- MPO. 2009. [La zostère \(\*Zostera marina\*\) remplit-elle les critères d'espèce d'importance écologique?](#) Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2009/018.
- MPO. 2012. [Définitions de détérioration, destruction ou perturbation \(DDP\) de l'habitat de la Zostère \(\*Zostera Marina\*\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2011/058.

- MPO. 2021. [Validation de l'oxygène dissous \(OD\) comme mesure de la qualité du milieu marin \(QMM\) de l'état de charge en nutriments des estuaires](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/023.
- Moore, K.A., Shields, E.C., and Parrish, D.B. 2014. Impacts of Varying Estuarine Temperature and Light Conditions on *Zostera marina* (Eelgrass) and its Interactions With *Ruppia maritima* (Widgeongrass). *Estuaries Coast.* 37, 20–30.
- Murphy, G.E.P., Dunic, J.C., Adamczyk, E.M., Bittick, S.J., Côté, I.M., Cristiani, J., Geissinger, E.A., Gregory, R.S., Lotze, H.K., O'Connor, M.I., Araújo, C.A.S., Rubidge, E.M., Templeman, N.D., and Wong, M.C. 2021. From coast to coast to coast: ecology and management of seagrass ecosystems across Canada. *FACETS.* 6, 139–179.
- Murphy, G.E.P., Wong, M.C., and Lotze, H.K. 2019. A human impact metric for coastal ecosystems with application to seagrass beds in Atlantic Canada. *FACETS.* 4, 210–237.
- Nejrup, L.B., and Pedersen, M.F. 2008. Effects of salinity and water temperature on the ecological performance of *Zostera marina*. *Aquat. Bot.* 88, 239-246.
- Newell, R.I.E., and Koch, E.W. 2004. Modeling seagrass density and distribution in response to changes in turbidity stemming from bivalve filtration and seagrass sediment stabilization. *Estuaries* 27, 793–806.
- Ochieng, C.A., Short, F.T., and Walker, D.I. 2010. Photosynthetic and morphological responses of eelgrass (*Zostera marina* L.) to a gradient of light conditions. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 382, 117-124.
- Olesen, B., and Sand-Jensen, K. 1993. Seasonal acclimatization of eelgrass *Zostera marina* growth to light. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 94, 91–99.
- Olesen, B., and Sand-Jensen, K. 1994. Patch dynamics of eelgrass *Zostera marina*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 106, 147–156.
- Oreska, M.P.J., McGlathery, K.J., Wiberg, P.L., Orth, R.J., and Wilcox, D.J. 2021. Defining the *Zostera marina* (Eelgrass) Niche from Long-Term Success of Restored and Naturally Colonized Meadows: Implications for Seagrass Restoration. *Estuaries Coast.* 44, 396–411.
- Orth, R.J., Dennison, W.C., Gurbisz, C., Hannam, M., Keisman, J., Landry, J.B., Lefcheck, J.S., Moore, K.A., Murphy, R.R., Patrick, C.J., Testa, J., Weller, D.E., Wilcox, D.J., and Batiuk, R.A. 2022. Long-term Annual Aerial Surveys of Submersed Aquatic Vegetation (SAV) Support Science, Management, and Restoration. *Estuaries Coast.* 45, 1012–1027.
- Orth, R.J., Lefcheck, J.S., McGlathery, K.S., Aoki, L., Luckenbach, M.W., Moore, K.A., Oreska, M.P.J., Snyder, R., Wilcox, D.J., and Lusk, B. 2020. Restoration of seagrass habitat leads to rapid recovery of coastal ecosystem services. *Sci. Adv.* 6, eabc6434.
- Orth, R.J., Lefcheck, J.S., and Wilcox, D.J. 2017. Boat Propeller Scarring of Seagrass Beds in Lower Chesapeake Bay, USA: Patterns, Causes, Recovery, and Management. *Estuaries Coast.* 40, 1666–1676.
- Ouellette, M., Niles, M., Guyondet, T., Landry, T., Webster, T., Collins, K. 2014. [Effets des mollusques d'élevage sur la productivité de la zostère dans les estuaires du Nouveau-Brunswick et de l'Île du Prince Édouard](#). PARR-2014-G-10.
- Reusch, T.B.H., Chapman, A.R.O., and Gröger, J.P. 1994. Blue mussels *Mytilus edulis* do not interfere with eelgrass *Zostera marina* but fertilize shoot growth through biodeposition. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 108, 265–282.

- Robertson, A.I., and Mann, K.H. 1984. Disturbance by ice and life-history adaptations of the seagrass *Zostera marina*. *Mar. Biol.* 80, 131-141.
- Sandoval-Gil, J., Alexandre, A., Santos, R., and Camacho-Ibar, V.F. 2016. Nitrogen Uptake and Internal Recycling in *Zostera marina* Exposed to Oyster Farming: Eelgrass Potential as a Natural Biofilter. *Estuaries Coast.* 39, 1694-1708.
- Schmidt, A.L., Wysmyk, J.K.C., Craig, S.E., and Lotze, H.K. 2012. Regional-scale effects of eutrophication on ecosystem structure and services of seagrass beds. *Limnol. Oceanogr.* 57, 1389–1402.
- Schneider, F.I., and Mann, K.H. 1991. Rapid recovery of fauna following simulated ice rafting in a Nova Scotian seagrass bed. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 78, 57–70.
- Skinner, M.A., Courtenay, S.C., and McKindsey, C.W. 2013. Reductions in distribution, photosynthesis, and productivity of eelgrass *Zostera marina* associated with oyster *Crassostrea virginica* aquaculture. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 486, 105–119.
- Skinner, M.A., Courtenay, S.C., McKindsey, C.W., Carver, C.E., and Mallet, A.L. 2014. Experimental determination of the effects of light limitation from suspended bag oyster (*Crassostrea virginica*) aquaculture on the structure and photosynthesis of eelgrass (*Zostera marina*). *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 459, 169–180.
- Smith, C.S., Ito, M., Namba, M., and Nakaoka, M. 2018. Oyster aquaculture impacts *Zostera marina* epibiont community composition in Akkeshi-ko estuary, Japan. *PLoS One.* 13, e0197753.
- Sonier, R., LeBlanc, K., Hardy, M., Ouellette, M., Comeau, L.A., and Landry, T. 2011. Shellfish Monitoring Network in Atlantic Canada 1996-2001: Temperature, growth, condition and Survival. *Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1234: x + 25p.
- Thistle, M.E., Schneider, D.C., Gregory, R.S., and Wells, N.J. 2010. Fractal measures of habitat structure: Maximum densities of juvenile cod occur at intermediate eelgrass complexity. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 405, 39-56.
- Transport Canada. 2007. Replacement Class Screening Report for Water Column Oyster Aquaculture in New Brunswick. Report of the Canadian Environmental Assessment Agency. Moncton, NB. 124 p.
- Uhrin, A. V., and Turner, M.G. 2018. Physical drivers of seagrass spatial configuration: the role of thresholds. *Landsc. Ecol.* 33, 2253–2272.
- Valiela, I., McClelland, J., Hauxwell, J., Behr, P.J., Hersh, D., and Foreman, K., 1997. Macroalgal blooms in shallow estuaries: Controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnol. Oceanogr.* 42, 1105–1118.
- van den Heuvel, M.R., Hitchcock, J.K., Coffin, M.R.S., Pater, C.C., and Courtenay, S.C. 2019. Inorganic nitrogen has a dominant impact on estuarine eelgrass distribution in the Southern Gulf of St. Lawrence, Canada. *Limnol. Oceanogr.* 64, 2313-2327.
- Vandermeulen, H. 2005. [Assessing Marine Habitat Sensitivity: A case study with eelgrass \(\*Zostera marina\* L.\) and kelps \(\*Laminaria\*, \*Macrocystis\*\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/032. ii + 53 p.



- Warren, M.A., Gregory, R.S., Laurel, B.J., and Snelgrove, P.V.R. 2010. Increasing density of juvenile Atlantic (*Gadus morhua*) and Greenland cod (*G. ogac*) in association with spatial expansion and recovery of eelgrass (*Zostera marina*) in a coastal nursery habitat. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 394, 154–160.
- Wicks, E.C., Koch, E.W., O'Neil, J.M., and Elliston, K. 2009. Effects of sediment organic content and hydrodynamic conditions on the growth and distribution of *Zostera marina*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 378, 71-80.
- Wong, M.C., Bravo, M.A., and Dowd, M. 2013. Ecological dynamics of *Zostera marina* (eelgrass) in three adjacent bays in Atlantic Canada. *Bot. Mar.* 56, 413-424.
- Wong, M.C. and Dowd, M. 2021. Sub-seasonal physical dynamics of temperature, light, turbidity, and water motion in eelgrass (*Zostera marina*) beds on the Atlantic coast of Nova Scotia, Canada. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3447: v + 74 p.
- Wong, M.C., Vercaemer, B. 2012. Effects of invasive colonial tunicates and a native sponge on the growth, survival, and light attenuation of eelgrass (*Zostera marina*). *Aquat. Invas.* 7, 315-326.
- Wong, M.C., Vercaemer, B.M., and Griffiths, G. 2021. Response and recovery of eelgrass (*Zostera marina*) to chronic and episodic light disturbance. *Estuaries Coast.* 44, 312-324.

## Annexes

### Annexe I : Représentations de l'aquaculture en poches et en cages d'huîtres suspendues

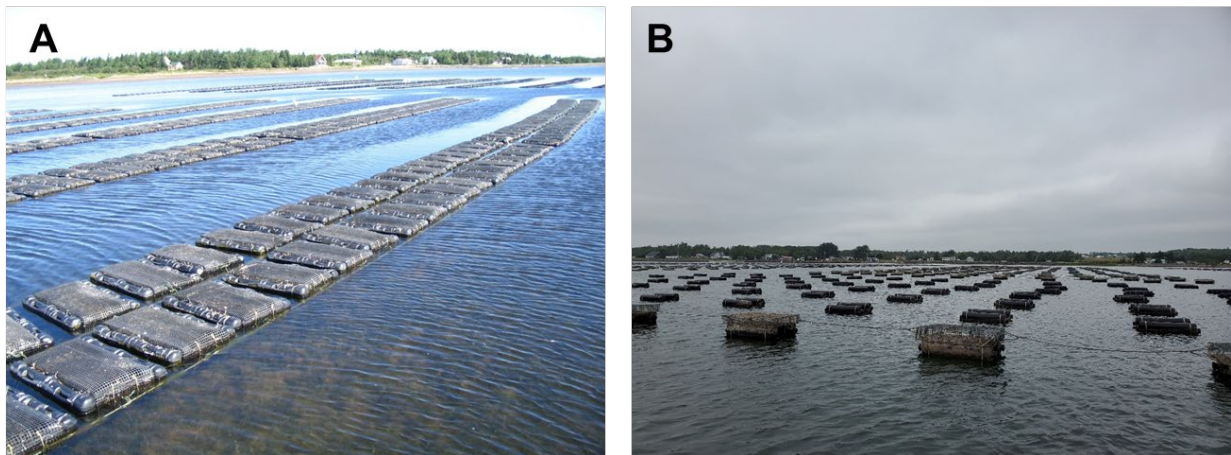


Figure A1.1. Comparaison visuelle d'une ferme typique de poches d'huîtres (A) et d'une ferme typique de cages à huîtres (B). Notez que la première rangée de cages en B est "retournée" pour enlever les salissures biologiques, tandis que les autres cages sont immergées pour la croissance des huîtres. Crédits photos : S. Doiron (A), J. Barrell (B).

Région du Golfe

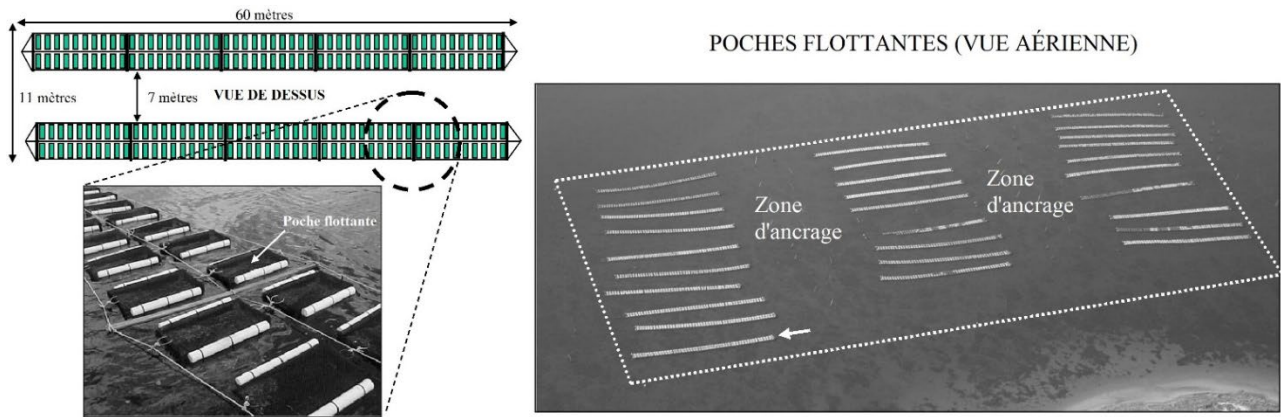


Figure A1.2. (gauche) Représentation de l'ostréiculture en poches suspendues telle qu'elle est couramment pratiquée dans le sGSL. Les poches flottantes individuelles sont attachées par paires à une ligne centrale ancrée aux deux extrémités. (droite) Vue aérienne d'un bail avec plusieurs lignes. D'après Comeau (2013).

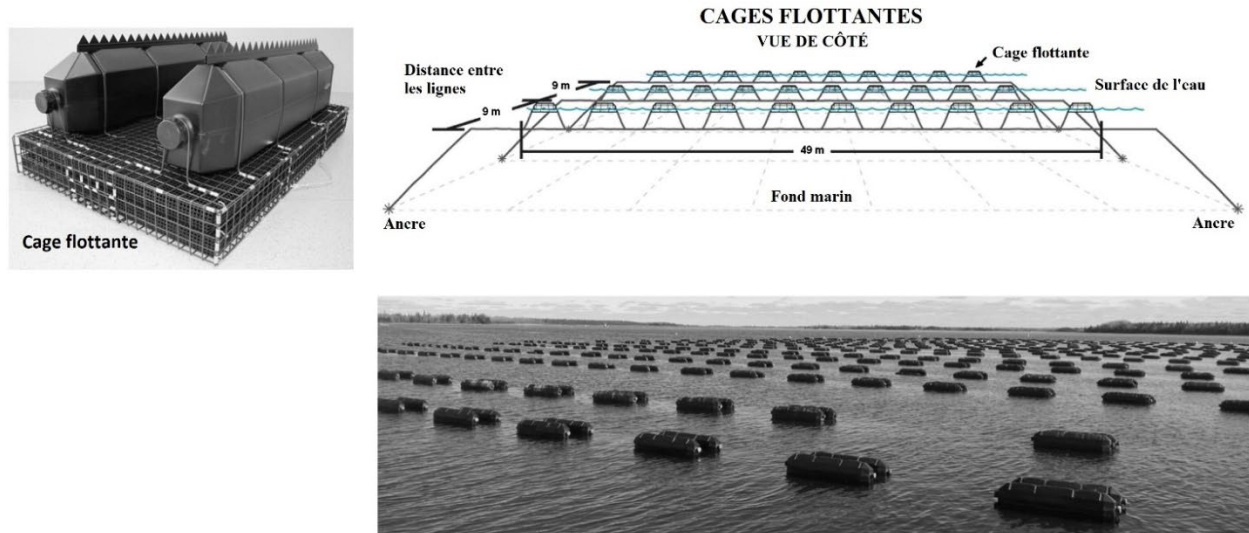


Figure A1.3. (ci-dessus) Représentation de la culture en cage d'huîtres en suspension telle qu'elle est couramment pratiquée dans le sGSL. Les cages individuelles sont attachées le long d'un système de ligne ancrée avec un espace laissé entre les unités de culture. (ci-dessous) Plusieurs lignes réparties dans un bail. D'après Comeau (2013).

**Annexe II : Méthodes détaillées pour les expériences d'éclaircissement**

**Région d'étude**

La baie de Cocagne est une baie semi-fermée typique du sud du golfe du Saint-Laurent avec une profondeur moyenne de 1,7 m et un marnage relativement faible d'environ 1 m (Figure A2.1).

Pendant quelques semaines à la fin de l'été 2021, deux expériences de terrain ont été réalisées pour caractériser le champ lumineux sous-marin à proximité d'un parc à huîtres en suspension utilisant la technique de cage OysterGro™.



Région du Golfe

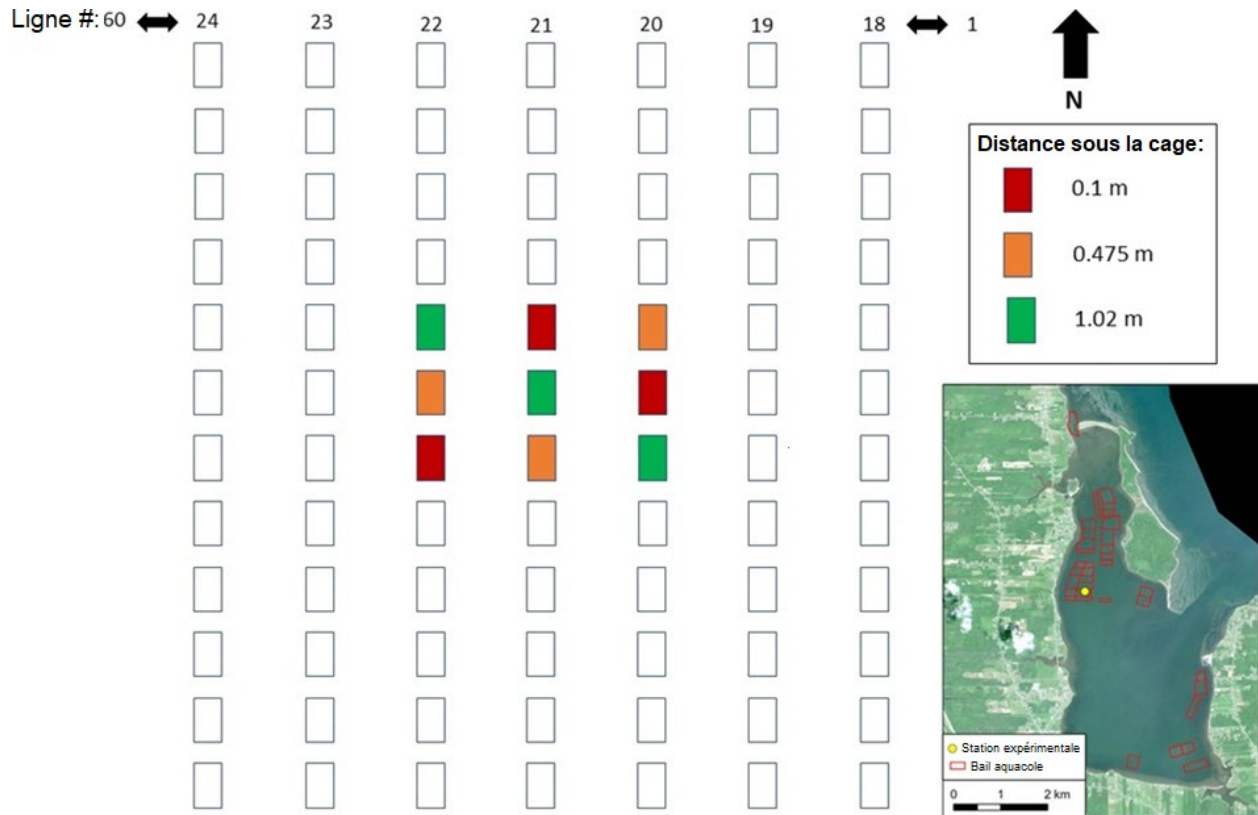


Figure A2.1. Emplacement du site expérimental dans la baie de Cocagne, N.-B. (les deux expériences) et distribution des traitements de profondeur de l'expérience #2 parmi les cages des lignes sélectionnées dans la ferme d'étude.

**Expérience #1**

Cette première expérience visait à évaluer les effets à l'échelle d'un parc à huîtres en suspension sur les niveaux d'éclairage au fond de l'eau et l'atténuation de la lumière. Des capteurs de rayonnement photosynthétiquement actif (RPA) (capteur RPA submersible Odyssey, Dataflow Systems Ltd, Nouvelle-Zélande) ont été déployés sur le fond de la baie de Cocagne (N.-B.), à la fois sous un parc à huîtres et à une station de contrôle située à l'extérieur du parc (à environ 100 m au nord). Des capteurs en double ont été déployés à chaque endroit sur des tiges verticales montées sur des trépieds plats en acier reposant sur le fond marin et maintenant les capteurs en position verticale à 0,735 m du fond.

Sur le site de la ferme, les doubles capteurs ont été déployés sur 6 sites répartis sur une grille nord-sud/est-ouest de telle sorte que, initialement, une paire de sites se trouvait directement sous une ligne de cages à huîtres, une autre paire se trouvait directement sous la ligne de cages à huîtres adjacente et la dernière paire de sites se trouvait directement entre ces deux lignes de cages. Les lignes de cages à huîtres ne sont ancrées qu'à chaque extrémité, ce qui laisse une certaine liberté de mouvement à chaque cage le long de la ligne. Les mouvements des cages n'ont pas été contrôlés pendant l'expérience, mais la disposition en grille des capteurs visait à fournir une estimation représentative des conditions lumineuses à l'échelle de la ferme. Les sept plates-formes de déploiement de fond (six dans la ferme et une de contrôle à l'extérieur) ont également été équipées de capteurs de pression (HOBO U-20, Onset) pour mesurer la profondeur de l'eau et ses variations dans le temps pendant toute la durée de l'expérience.

À la station de contrôle, un capteur RPA supplémentaire a été déployé sur un cadre en PVC lesté et équipé de bouées pour maintenir le capteur en position verticale et à une profondeur constante ( $Z_S = 0,1$  m) afin de mesurer l'intensité lumineuse en surface. Cette expérience a couvert une période de 7 jours, du 10 août au 17 août 2021, et tous les capteurs de lumière et de pression ont été réglés pour enregistrer toutes les 5 minutes. Tous les capteurs de lumière ont été étalonnés simultanément avant le déploiement, par rapport aux mesures d'un capteur LI-193 PAR (LI-COR Biosciences, Nebraska, États-Unis) pour fournir des valeurs d'intensité lumineuse ou éclairement en  $\mu\text{mol photons m}^{-2} \text{s}^{-1}$ . L'un des capteurs déployés sous le parc à huîtres n'a pas enregistré de données, ce qui porte à 11 le nombre total de sites de mesure du parc (Tableau A2.1).

Les valeurs simultanées d'intensité lumineuse au fond ( $I_C$ ) et à la surface ( $I_S$ ) du site de contrôle ont été utilisées pour estimer un coefficient d'extinction de la lumière ( $K_D$  en  $\text{m}^{-1}$ ), en supposant que l'atténuation globale du RPA à travers la colonne d'eau suivait la loi de Beer-Lambert :

$$K_D = -\frac{1}{(Z_C - Z_S)} \ln\left(\frac{I_C}{I_S}\right) \quad \text{Éq. 1}$$

Où  $Z_C$  est la profondeur des capteurs de contrôle de fond fournie par le capteur de pression correspondant.

Toutes les mesures des capteurs de fond de la ferme ( $I_{Fn}$  pour  $n = 1$  à 11) ont ensuite été corrigées pour tenir compte des légères différences de profondeur de déploiement (résumées dans le Tableau 1) en utilisant la profondeur du site de contrôle ( $Z_C$ ) comme référence commune, la profondeur fournie par les données des capteurs de pression des plates-formes de déploiement respectives ( $Z_{Fn^*}$  pour  $n^* = 1$  à 6, un seul capteur de pression par plate-forme) et le coefficient d'extinction de la lumière calculé ci-dessus :

$$I_{Fn}(Z_C) = I_{Fn}(Z_{Fn^*})e^{-K_D(Z_C - Z_{Fn^*})} \quad \text{Éq. 2}$$

Les conditions d'éclairage à l'intérieur de l'exploitation ont ensuite pu être comparées au contrôle extérieur, à la fois en termes d'intensité lumineuse intégrée au fond pendant toute la durée de l'expérience et de coefficient d'extinction de la lumière calculé à chaque site de l'exploitation en utilisant l'équation 1 et en remplaçant l'intensité du contrôle ( $I_C$ ) par l'intensité à chaque site ( $I_{Fn}$ ).

*Tableau A2.1. Emplacements et données récapitulatives des déploiements des capteurs de lumière et de pression de l'expérience #1 dans la baie de Cocagne (moyenne  $\pm$  SE).*

Site	Latitude	Longitude	Profondeur moyenne des capteurs ( $Z_x$ , m)	Éclairage intégré moyen ( $I_T$ , mol photons $\text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )	Éclairage intégré journalier (% de sub-surface)	Coefficient d'extinction moyen ( $K_D$ , $\text{m}^{-1}$ )
Contrôle Surface	46,3689	-64,6070	0,100	28,71 $\pm$ 2,29	-	-
Contrôle Fond	46,3691	-64,6070	2,147	9,28 $\pm$ 0,68	32,49 $\pm$ 0,67	0,592 $\pm$ 0,0002

**Réponse des Sciences : Interactions aquaculture -  
zostère**

**Région du Golfe**

Site	Latitude	Longitude	Profondeur moyenne des capteurs ( $Z_x$ , m)	Éclairement intégré moyen ( $I_T$ , mol photons $m^{-2} d^{-1}$ )	Éclairement intégré journalier (% de sub-surface)	Coefficient d'extinction moyen ( $K_D$ , $m^{-1}$ )
Ferme1	46,3679	-64,6071	2,149	8,65 ± 0,47	30,30 ± 0,71	0,677 ± 0,0044
Ferme2	46,3680	-64,6071	2,102	8,49 ± 0,42	29,77 ± 0,66	0,642 ± 0,0007
Ferme3	46,3681	-64,6071	2,085	8,21 ± 0,63	28,73 ± 0,88	0,653 ± 0,0022
Ferme4	46,3680	-64,6070	2,108	7,74 ± 0,53	26,88 ± 0,90	0,704 ± 0,0007
Ferme5	46,3682	-64,6071	2,097	8,79 ± 0,50	30,64 ± 0,54	0,628 ± 0,0001
Ferme6	46,3680	-64,6070	2,085	8,08 ± 0,53	28,21 ± 1,02	0,667 ± 0,0005

**Expérience #2**

Cette deuxième expérience a été conçue pour tester l'atténuation de la lumière directement sous les cages à huîtres à différentes profondeurs. Les mêmes capteurs RPA Odyssey ont été déployés sur des cadres en PVC suspendus aux cages à huîtres à différentes distances sous les cages. Les cadres de déploiement étaient en forme de croix avec des bras correspondant aux dimensions de la cage et se rejoignant au centre de la cage où un capteur RPA était attaché. Chaque cadre a été lesté en son centre à l'aide d'un morceau de chaîne de 5 kg afin de limiter autant que possible les mouvements du cadre sous la cage et de maintenir le capteur en position verticale.

Les cages à huîtres utilisées dans la ferme d'étude avaient une épaisseur de 20 cm et étaient maintenues à 5 cm sous la surface de l'eau par deux bouées placées sur le dessus. Par conséquent, le fond des cages, où les cadres de déploiement étaient suspendus, se trouvait à 0,25 m sous la surface de l'eau. Deux morceaux de corde passant par les bras de chaque cadre de déploiement ont été utilisés pour suspendre le cadre aux points centraux des quatre côtés de la cage et ajustés en longueur pour maintenir les capteurs RPA à 0,1, 0,475 et 1,02 m sous la cage ou à 0,35, 0,725 et 1,27 m sous la surface de l'eau. Chaque traitement de profondeur a été répété trois fois sous les cages de trois lignes adjacentes situées dans la partie centrale de la ferme (Figure A2.1, lignes n° 20, 21 et 22 à partir du bord est de la ferme). Les traitements en profondeur ont été répartis de manière aléatoire entre les 3 cages de chaque ligne sélectionnée. Les lignes de l'exploitation étudiée étaient grossièrement alignées le long de la direction nord-sud.

La même station de contrôle que dans l'expérience #1 a été équipée à nouveau d'un capteur PAR sous la surface, de deux capteurs PAR au fond et d'un capteur de pression pour enregistrer les variations de la profondeur de l'eau tout au long de l'expérience. Tous les capteurs RPA ont été calibrés avant leur déploiement, comme lors de l'expérience #1. L'expérience a duré un cycle complet de 24 heures à la fin du mois de septembre 2021 et les capteurs ont été réglés pour enregistrer toutes les 5 minutes. La Figure A2.2 donne un exemple de données brutes provenant des capteurs RPA à l'intérieur (ligne 21) et à l'extérieur de la ferme. Outre l'atténuation plus forte attendue à proximité des cages, ces données montrent que tout endroit situé à plus de 0,1 m de profondeur sous la ferme ne reçoit de l'ombre directe d'une cage que pendant une partie de la journée (voir la variation temporelle de l'intensité lumineuse indiquée par les flèches).

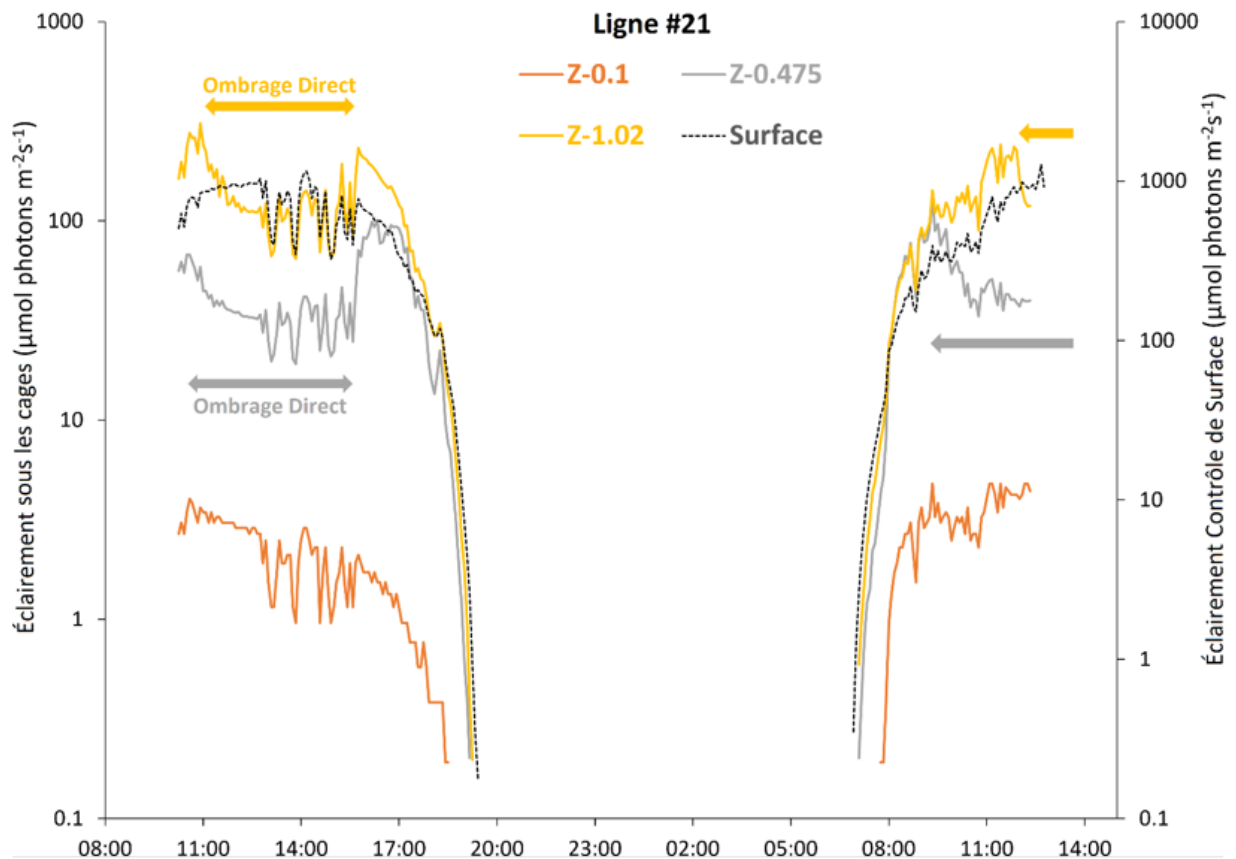


Figure A2.2. Série temporelle de l'éclairement aux trois différentes profondeurs testées ( $z = 0,1, 0,475$  et  $1,02$  m) sous les cages à huîtres de la ligne 21 (axe de gauche) et à la station de contrôle subsurface (axe de droite). Les valeurs d'éclairement sont représentées sur une échelle logarithmique pour faciliter la comparaison des séries provenant de différentes profondeurs.

**Le présent rapport est disponible auprès du :**

Centre des avis scientifiques (CAS)  
Région du Golfe  
Pêches et Océans Canada  
P.O. Box 5030  
Moncton, NB E1C 9B6

Courriel : [csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca](mailto:csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca)  
Adresse Internet : [www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/)

ISSN 1919-3815

ISBN 978-0-660-49062-5 N° cat. Fs70-7/2023-034F-PDF

© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du  
ministère des Pêches et des Océans, 2023



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2023. Chevauchement spatial et effets potentiels de l'aquaculture des bivalves sur la  
zostère (*Zostera marina*) dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Secr. can. des avis sci. du  
MPO. Rép. des Sci. 2023/034.

*Also available in English:*

DFO. 2023. *Spatial overlap and likely effects of shellfish aquaculture on eelgrass (Zostera  
marina) in the southern Gulf of St. Lawrence. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp.  
2023/034.*