



CAPACITÉ DE CHARGE POUR LA CONCHYLICULTURE PAR RÉFÉRENCE À LA MYTILICULTURE DANS LA BAIE MALPEQUE, À L'ÎLE-DU-PRINCE-ÉDOUARD



Boudins de moules suspendus à une filière
(Photo : Gracieuseté d'A. Ramsay)

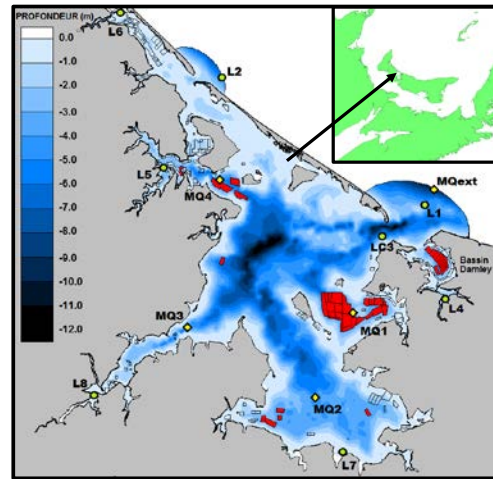


Figure 1. Carte de la baie Malpeque (Î.-P.-É.), dans laquelle sont indiquées la bathymétrie, les concessions de mytiliculture actuelles (polygones rouges), les stations d'échantillonnage et les stations hydrodynamiques (Filgueira et al. 2014).

Contexte :

À l'Île-du-Prince-Édouard (Î.-P.-É.), la production de la conchyliculture (mollusques bivalves : moules et huîtres) se déroule dans des baies protégées généralement peu profondes. La capacité de production d'une baie pour la conchyliculture est déterminée par de nombreux facteurs, notamment le caractère hydrodynamique de la baie et l'apport de nutriments. On considère qu'il existe une limite quant à la production (biomasse) qui peut être extraite d'une zone, en raison de la concurrence pour la ressource limitée, à savoir le phytoplancton (niveau trophique principal). Des demandes ont été soumises pour augmenter les concessions et la production de moules dans la baie Malpeque, à l'Île-du-Prince-Édouard. À l'appui de l'élaboration d'un plan de gestion pour la baie Malpeque, le groupe Gestion de l'aquaculture de Pêches et Océans Canada a demandé des renseignements sur la possibilité d'expansion sans dépasser la capacité de charge de la baie. La question a été précisée pour demander l'évaluation d'une proposition d'augmenter de 590 ha la superficie des concessions de mytiliculture en suspension dans la baie Malpeque. Le présent avis scientifique découle de la réunion régionale d'examen scientifique par les pairs qui s'est tenue les 8 et 9 octobre 2014 sur la capacité de charge de la conchyliculture par référence à la mytiliculture dans la baie Malpeque, à l'Î.-P.-É. Les participants à la réunion représentaient les secteurs des sciences des régions du Golfe, des Maritimes, du Québec, du Pacifique et de l'administration centrale de Pêches et Océans Canada, le groupe Gestion de l'aquaculture de la région du Golfe de Pêches et Océans Canada, la province de l'Île-du-Prince-Édouard, les universités et l'industrie de la conchyliculture. Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, sur le [calendrier des avis scientifiques du secteur des Sciences de Pêches et Océans Canada \(MPO\)](#).

SOMMAIRE

- Le présent avis scientifique est fourni afin d'éclairer le processus de planification de l'espace marin durant l'examen d'une demande d'augmentation de la superficie consacrée à l'élevage des moules en suspension dans la baie Malpeque, à l'Île-du-Prince-Édouard. L'analyse vise à déterminer si la capacité de charge de la baie Malpeque peut soutenir l'augmentation potentielle de la superficie consacrée à la culture de moules en suspension.
- La capacité de charge a été définie en fonction de plusieurs points de vue (physique, production, écologique et social). Le présent avis scientifique traite de la mytiliculture dans le contexte de la capacité de charge productive et de la capacité de charge écologique.
- Dans cet avis, la capacité de charge productive est évaluée comme l'ampleur de l'activité liée à l'aquaculture qui maintient la croissance des moules dans la fourchette de variation dans les concessions actuelles.
- La capacité de charge écologique (définie comme l'ampleur de l'activité liée à l'aquaculture qui peut être soutenue sans entraîner de changements inacceptables dans les processus écologiques, les espèces, les populations, les communautés et les habitats dans le milieu aquatique) est partiellement prise en compte, en se concentrant sur la dynamique du phytoplancton, mais elle ne peut être pleinement évaluée étant donné que les changements inacceptables n'ont pas encore été définis. Les seuils des changements inacceptables seraient définis par la direction.
- Les capacités de charge productive et écologique sont généralement évaluées à l'aide de modèles mathématiques qui intègrent des interactions complexes entre les activités liées à l'aquaculture, la physiologie des bivalves et l'environnement. En raison de l'importance de l'influence des conditions environnementales locales sur le fonctionnement des écosystèmes, les études sur la capacité de charge sont propres à chaque site.
- Pour estimer les capacités de charge productive et écologique, on a réalisé une estimation de l'utilisation du phytoplancton par les bivalves, étant donné que le phytoplancton constitue le premier maillon du réseau trophique marin planctonique et qu'il constitue une source principale de nourriture pour les bivalves.
- Les moules d'élevage sont actuellement les organismes filtreurs dominants dans la baie Malpeque.
- L'augmentation proposée, pouvant aller jusqu'à 590 ha, de la superficie des concessions de mytiliculture en suspension dans la baie Malpeque ferait passer la couverture spatiale de la zone concédée de 7 % à 10 %. Le scénario pour l'emplacement des concessions prévues utilisé dans la présente évaluation pourrait être modifié au cours des étapes suivantes du processus de consultation et de planification de l'espace marin.
- Les prévisions du modèle sur les changements de la teneur en chlorophylle *a* et de croissance des moules ont été utilisées pour évaluer l'état de la capacité de charge productive de la baie Malpeque.
- Au niveau actuel ou au niveau projeté de la culture des moules et par rapport aux paramètres de la capacité de charge productive utilisés dans la présente évaluation, la capacité de charge productive de la baie Malpeque ne serait pas dépassée.
- Des études sur l'habitat benthique et les effets sur les communautés, la dynamique (le flux d'énergie et le cycle des éléments nutritifs) et les communautés épifauniques associées à l'infrastructure d'aquaculture sont requises pour une évaluation complète de la capacité de charge écologique. Le lien entre les composantes benthiques et pélagiques et leurs interactions,

en termes d'effets de proximité par rapport aux effets à l'échelle de la baie, requiert des travaux supplémentaires.

- Bien qu'il existe diverses options pour les indicateurs des capacités de charge productive et écologique, il existe une grande incertitude quant à l'établissement des seuils liés aux changements biologiques ou écologiques inacceptables.

INTRODUCTION

Environ 4 500 ha d'eaux estuariennes de l'Île-du-Prince-Édouard (Î.-P.-É) sont concédés pour la mytiliculture pour une production annuelle d'environ 20 000 tonnes. À l'Île-du-Prince-Édouard, l'élevage des moules s'effectue à l'aide de filières auxquelles sont suspendues des gaines de polyéthylène. Les cordes de collecte de naissains sont mises en place au printemps et récupérées début de l'automne, lorsque les naissains de moules recrutées atteignent environ 15 à 20 mm de longueur de coquille. Les naissains sont enlevés des cordes de collecte et placés dans des gaines de polyéthylène de 1,8 m de long suspendues à des filières longues de 100 à 200 m, placées à 1 m sous la surface pour éviter d'être endommagées par la couverture de glace durant l'hiver. En règle générale, les moules sont maintenues à des densités comprises entre 1,10 et 2,07 kg par m² de zone d'élevage, mais puisque seulement 58 % de la superficie d'une concession est utilisée à tout moment (Comeau *et al.* 2008), la densité de moules réelle serait comprise entre 0,64 et 1,2 kg par m² de concession. À l'Île-du-Prince-Édouard, les moules d'élevage peuvent atteindre une taille exploitable (longueur de coquille > 55 mm) à l'automne de leur deuxième année (à environ 18 mois), bien que la plupart d'entre elles atteignent une taille exploitable au printemps ou à l'été suivant (à environ 24 mois).

En 1999-2000, un moratoire sur l'augmentation des concessions pour la mytiliculture a été instauré à l'Île-du-Prince-Édouard. En 2007, une demande a été faite pour revoir le moratoire, et la baie Malpeque a été désignée comme l'une des zones de l'Île-du-Prince-Édouard dans laquelle il était possible d'envisager une augmentation de la superficie consacrée à la mytiliculture. La superficie totale du système de la baie Malpeque est de 19 640 ha, dont 1 431 ha (environ 7 %) sont actuellement concédés pour l'élevage des bivalves (769 ha pour les moules et 662 ha pour les huîtres). En 2013, Pêches et Océans Canada a déterminé qu'il était nécessaire d'élaborer un plan spatial détaillé pour prendre en compte l'augmentation potentielle de la surface consacrée à la mytiliculture dans la baie Malpeque. Les emplacements exacts dans la baie de futures possibles concessions de mytiliculture sont encore à l'étude. Un des éléments de la planification spatiale et du processus de prise de décision entrepris par le groupe Gestion de l'aquaculture de Pêches et Océans Canada consiste à déterminer jusqu'où cette augmentation pourrait aller sans excéder la capacité de charge de la baie.

Dans le domaine de la conchyliculture, le concept de capacité de charge a traditionnellement été pris en compte dans le contexte de l'optimisation de la biomasse du stock et de la rentabilité à l'échelle des exploitations. Au cours des dernières décennies, le concept de capacité de charge et son niveau de complexité ont changé. Pour répondre à la demande d'avis formulée par le groupe Gestion de l'aquaculture de Pêches et Océans Canada sur la possibilité d'expansion qui n'excède pas la capacité de charge de la baie, les questions suivantes ont été prises en compte :

- Comment définir les capacités de charge productive et écologique?
- Comment estimer les capacités de charge productive et écologique?
- Quels sont les indicateurs qui pourraient servir à établir la capacité de charge d'une baie et à déterminer si cette capacité de charge a été dépassée?
- Pour ce qui est de la baie Malpeque, quel est le niveau actuel de la biomasse des moules d'élevage? Une augmentation de la superficie des concessions de mytiliculture de 590 ha aurait-elle une influence sur la capacité de production des moulières existantes? Des données laissent-

elles entendre que la capacité de charge productive ou écologique est déjà atteinte pour certaines zones de la baie Malpeque?

ÉVALUATION

Les espèces bivalves, indigènes et d'élevage, font partie intégrante des écosystèmes marins et, combinées aux processus hydrodynamiques, elles peuvent avoir des effets directs et indirects sur diverses autres communautés biotiques (MPO, 2006). Un examen scientifique des risques pour l'habitat associé à l'élevage des bivalves en milieu marin a conclu que le type et l'intensité (échelle) des activités d'élevage, les caractéristiques saisonnières et physiques du site aquacole et l'état de l'habitat marin faisant l'objet de l'évaluation, liés à d'autres activités anthropiques, sont tous des facteurs déterminants de la sensibilité de l'habitat à la conchyliculture (MPO, 2006). Tous ces facteurs sont inclus dans le concept de capacité de charge.

Définitions de la capacité de charge

La capacité de charge peut être définie à différentes échelles de composants et d'objectifs (McKindsey *et al.* 2006; Gibbs 2007; Byron et Costa-Pierce 2013; McKindsey 2013; Filgueira *et al.* 2015a).

- **Capacité de charge physique** : zone qui est géographiquement disponible et physiquement et chimiquement appropriée pour l'activité liée à l'aquaculture. Il est utile de quantifier la zone potentiellement disponible pour l'aquaculture, mais cela ne donne que peu de renseignements pour la gestion et la réglementation.
- **Capacité de charge productive** : ampleur de l'activité liée à l'aquaculture menée dans une zone donnée correspondant à la production de biomasse maximale ou à la production commercialisable maximale (si l'on tient compte des taux de croissance et des coûts-avantages) ou au réseau trophique théoriquement réduit au cycle nutriments-phytoplancton-bivalves.
- **Capacité de charge écologique** : ampleur de l'activité liée à l'aquaculture menée dans une zone donnée qui peut être soutenue sans entraîner de changements inacceptables dans les processus écologiques, les espèces, les populations, les communautés et les habitats dans le milieu aquatique. Elle doit, en principe, tenir compte de l'ensemble de l'écosystème et des interactions avec toutes les activités comprises dans le processus de l'aquaculture. Les seuils des effets inacceptables doivent être définis par la direction.
- **Capacité de charge sociale** : activité liée à l'aquaculture dans une zone donnée, qui peut être entreprise sans impacts sociaux négatifs. Les dimensions supplémentaires dans la capacité de charge sociale sont celles qui sont liées aux objectifs socio-économiques et culturels.

Aux fins de la présente évaluation, la capacité de charge productive est définie comme l'ampleur des activités liées à l'aquaculture qui maintiennent la croissance des moules à l'intérieur de la fourchette de variation dans les concessions actuelles.

Comment estimer les capacités de charge productive et écologique?

Les approches méthodologiques pour évaluer la capacité de charge comprennent les indices des processus les modèles d'exploitations, les modèles spatiaux et les modèles de réseaux trophiques. Ces modèles utilisent des équations biogéochimiques (interactions nutriments-séston-bivalves) et hydrodynamiques (coefficients d'échange d'eau) de base de dimensions et de complexité variables (figure 2). Chaque catégorie de modèles a des avantages et des inconvénients et des exigences différentes en matière de données.

Les indices fondés sur la comparaison de processus océanographiques et biologiques clés ont servi d'approximation de la capacité de charge des sites d'élevage de bivalves. La justification la plus

fréquente de ces indices est apportée par la comparaison de la demande en énergie des populations de bivalves (selon les taux de filtration) avec la capacité de l'écosystème à reconstituer ces ressources, qui dépend de l'advection et de la production locale. Dame et Prins (1998) ont proposé des indices de l'épuisement du phytoplancton, c'est-à-dire sa diminution, fondés sur les ratios entre le temps de séjour de l'eau, le temps de production primaire et le temps mis par les populations de bivalves pour filtrer la baie au complet. Ces indices constituent une façon plutôt simple d'évaluer l'influence des bivalves sur les processus écosystémiques à l'échelle de la baie, et plus précisément la dynamique du phytoplancton (Grant et Filgueira 2011).

Les modèles à l'échelle de l'exploitation restreignent le domaine du modèle à l'exploitation et leurs résultats sont limités à l'évaluation de la capacité de charge productive en mettant l'accent sur l'interaction bivalves-phytoplancton, puisque l'épuisement du phytoplancton est plus évident à cette échelle locale (Grant *et al.* 2007; Cranford *et al.* 2014). À l'échelle de l'exploitation, la dynamique du phytoplancton est dominée par les processus physiques (advection) plutôt que par les processus biogéochimiques (productivité primaire) (Duarte *et al.* 2005). Les modèles à l'échelle de l'exploitation comprennent habituellement un modèle hydrodynamique pour décrire la circulation de l'eau dans l'élevage et un modèle bioénergétique pour décrire la filtration par les bivalves et leur croissance. Lorsque le modèle est axé uniquement sur l'épuisement du phytoplancton, une simple équation d'écoulement selon le taux d'élimination moyen des bivalves pourrait être utilisée pour décrire l'interaction phytoplancton-bivalves, mais cette formule n'a pas la capacité de prédire la croissance des bivalves. Les modèles à l'échelle des exploitations sont généralement considérés comme étant utiles pour l'optimisation de la géométrie et de la configuration des concessions.

Les modèles spatialement explicites sont particulièrement souhaitables en raison de leur description plus précise de l'hydrographie complexe, la prise en compte des interactions entre les exploitations, et les applications directes des résultats à des processus de planification spatiale marine. Dans les modèles spatiaux à compartiments, le domaine est divisé en quelques grandes zones considérées comme homogènes. Dans les modèles spatiaux, une grille avec des centaines ou des milliers de polygones est définie pour représenter le domaine du modèle. Néanmoins, les modèles explicites sur le plan spatial sont complexes et exigent davantage de données pour leur calibrage et, par conséquent, peuvent augmenter l'incertitude scientifique des résultats. Les données de sortie des modèles à compartiments peuvent être aussi incertaines que celles des modèles plus complexes, mais il est possible que cela n'apparaisse pas, parce que seule la moyenne est rapportée et la variabilité n'est pas prise en compte dans les résultats.

Les modèles stationnaires de réseau trophique ont également été utilisés pour étudier l'influence de l'élevage des bivalves sur la dynamique du réseau trophique. Le principal avantage de la modélisation du réseau trophique est qu'elle permet l'étude de nombreuses espèces et de nombreux niveaux trophiques en même temps, une tâche qui est très difficile à réaliser avec chacun des modèles décrits précédemment. L'inconvénient est qu'elle utilise largement une approche par bilan massique descendante et qu'elle représente mal les effets ascendants, qui sont essentiels dans les sites aquacoles de bivalves, en raison de l'incidence de la biomasse cultivée sur les nutriments et les détritits (McKindsey 2013). Des études faisant appel à de tels modèles ont conclu que la capacité de charge productive est supérieure à la capacité de charge écologique.

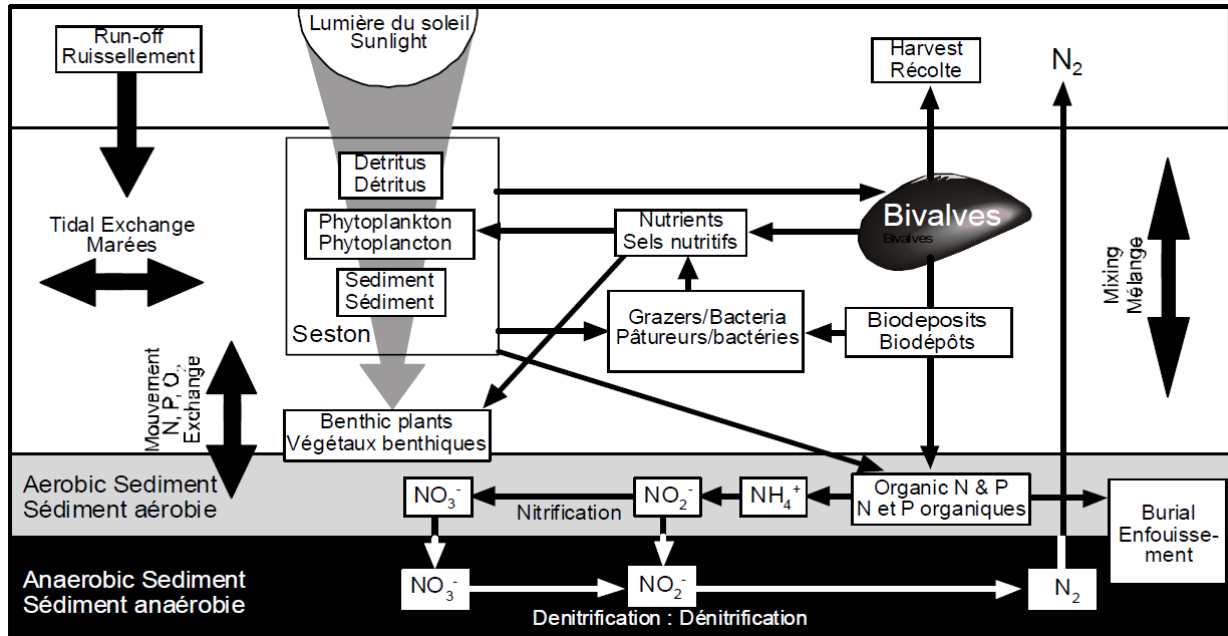


Figure 2. Schéma conceptuel des interactions de l'élevage des bivalves dans les écosystèmes côtiers relativement : A) au prélèvement de particules en suspension (seston) en raison du filtrage effectué par les mollusques; B) au biodépôt de la matière organique non digérée dans les fèces et les pseudofèces; C) à l'excrétion d'azote ammoniacal; D) au prélèvement de matières (sels nutritifs) par les bivalves (tiré de Cranford et al. 2006 avec traduction du document MPO 2006). La composante hydrodynamique comprend les vecteurs de ruissellement, de marée, et de mélange. La composante biogéochimique comprend toutes les autres séquences dans le diagramme. La composante pélagique prise en compte dans le présent examen porte sur les flèches de processus A et C.

Indicateurs potentiels de la capacité de charge et de son dépassement

Les indicateurs sont utilisés dans le but d'aider à décrire l'état des composantes de l'écosystème et comme un moyen d'évaluer et de quantifier les changements, les progrès et les améliorations visant au développement durable de l'industrie (Cranford et al. 2012). Il n'existe pas un ensemble d'indicateurs universel qui s'applique dans tous les cas, et aucun indicateur unique ne suffit pour l'ensemble de l'écosystème. Toutefois, un petit ensemble d'indicateurs sélectionnés avec soin et très pertinents tend à être le choix pour la plupart des applications. Les indicateurs écologiques potentiels propres à l'élevage des bivalves sont résumés dans Cranford et al. (2006, 2012). Ces indicateurs portent précisément sur les composants et les processus des écosystèmes de l'empreinte environnementale de l'exploitation aux effets à distance (à l'échelle des écosystèmes côtiers). L'ensemble d'indicateurs est lié à l'une des trois catégories suivantes :

- l'état de l'habitat benthique et de la communauté associée pertinent pour évaluer les effets de l'augmentation des dépôts de matières organiques par l'élevage des bivalves,
- l'intensité des transformations pélagiques et des effets des activités d'élevage des bivalves (y compris l'épuisement du seston et du phytoplancton),
- les changements dans le rendement des bivalves comme une indication des rétroactions environnementales sur l'élevage (si l'élevage des bivalves touche le système de manière plus importante que ce qui peut être absorbé par les processus naturels, y compris un épuisement des ressources alimentaires).

Les indicateurs benthiques et pélagiques se rapportent à l'état écologique lié aux capacités de charge productive et écologique, tandis que les indicateurs de rendement des bivalves sont largement utilisés

pour l'évaluation de l'état de la capacité de charge productive (Cranford *et al.* 2012). L'épuisement des ressources alimentaires peut également être utilisé comme paramètre pour évaluer la capacité de charge écologique, étant donné que le phytoplancton constitue le premier maillon des réseaux trophiques marins à base de plancton.

La plupart des modèles de capacité de charge se sont concentrés sur la dynamique du phytoplancton ou du seston organique et sur leur interaction avec les bivalves, en mettant l'accent sur la mesure dans laquelle les bivalves utilisent ces ressources alimentaires (relié à la capacité de charge écologique) et peuvent devenir vulnérables à une réduction de croissance (relié à la capacité de charge productive). Le seuil des effets inacceptables pour la croissance doit être défini par la direction.

Grant et Filgueira (2011) ont proposé des seuils en se fondant sur le principe que l'on ne devrait pas laisser les bivalves d'élevage se nourrir de producteurs primaires jusqu'à un niveau inférieur à la limite basse de leur plage de variabilité naturelle. En d'autres termes, ces seuils déterminent si les signaux de l'aquaculture peuvent être détectés parmi les bruits de fond de l'écosystème (Ferreira *et al.* 2013).

La principale lacune observée dans toute évaluation de la capacité de charge est que le critère ou le seuil pour lequel la capacité de charge a été atteinte est généralement subjectif.

Le cas de la baie Malpeque

Le système de la baie Malpeque est situé sur la côte nord de l'Île-du-Prince-Édouard. Il s'agit d'une grande échancrure (19 640 ha), peu profonde, formée de plusieurs bassins (figure 3). Un réseau hydrographique complexe se déverse dans la baie Malpeque en plusieurs endroits. Le système communique avec le golfe du Saint-Laurent par plusieurs ouvertures.

Niveau actuel de la production de moules d'élevage

À l'heure actuelle, la plus grande partie de l'activité de mytiliculture (polygones bleus à la figure 3) se situe dans la zone nord-est de la baie, dans deux sous-bassins : Marchwater et le bassin Darnley, qui sont partiellement isolés du plan d'eau principal. La communication de Marchwater avec le plan d'eau principal est limitée par une série d'îles et des zones peu profondes (figure 3). Le bassin Darnley est situé près de l'embouchure de la baie et il communique avec le système principal par un chenal étroit (figure 3). Les autres zones de mytiliculture sont réparties le long du rivage à l'intérieur de la baie dans des zones plus ouvertes à la circulation que le bassin Darnley et Marchwater.

La moule d'élevage est actuellement l'organisme filtreur dominant dans la baie Malpeque. Les estimations de la biomasse des moules d'élevage sont sujettes à des incertitudes attribuables à des variables d'élevage telles que les densités d'ensemencement, les chutes (de moules), la récolte et l'utilisation des concessions. En se fondant sur la superficie des concessions et les renseignements sur l'élevage disponibles, la biomasse des moules d'élevage dans la baie Malpeque est estimée entre 5 120 t et 9 600 t, et la moyenne des récoltes annuelles de moules déclarées à 3 430 t. En comparaison, la biomasse des huîtres cultivées en suspension est d'environ 400 t. La biomasse des huîtres de fond n'est pas documentée, ce qui rend difficile une comparaison plus exhaustive entre les moules et les huîtres. Les débarquements annuels de toutes les huîtres (sauvages et d'élevage confondues) étaient en moyenne de 169 t au cours de la période allant de 1984 à 2011, la majeure partie d'entre eux provenant de la partie nord-ouest de la baie, près de l'ouverture vers le golfe du Saint-Laurent et de la zone de la rivière Grand.

Évaluation de l'impact sur les moulières existantes de l'augmentation de 590 ha de la superficie consacrée à l'élevage des moules

L'augmentation proposée de 590 ha de la superficie des concessions dans la baie Malpeque ferait passer la couverture spatiale de la zone concédée de 7 % à 10 %. Le scénario examiné dans la

présente étude situe les nouvelles concessions dans la partie centrale du système, au sud de Marchwater, et sur la côte ouest (figure 3). Ces possibles nouvelles concessions sont situées à au moins 1 500 pieds (~457 m) du rivage et dans des eaux profondes d'au moins 15 pieds (~4,6 m). Les emplacements exacts dans la baie pour les possibles futures concessions de mytiliculture sont encore à l'étude. Ce scénario examiné dans le présent examen pourrait être modifié au cours des étapes suivantes du processus de consultation. Bien que les conclusions de la présente évaluation soient propres au scénario exploré, celui-ci sert d'exemple d'une approche scientifique pour la gestion du développement de la mytiliculture selon les prévisions fondées sur le modèle pour l'échelle spatiale, l'ampleur de la croissance des moules et la dynamique du phytoplancton.

Trois différents modèles, utilisant une composante hydrodynamique commune, ont été utilisés pour évaluer la connectivité, le seston organique et le phytoplancton.

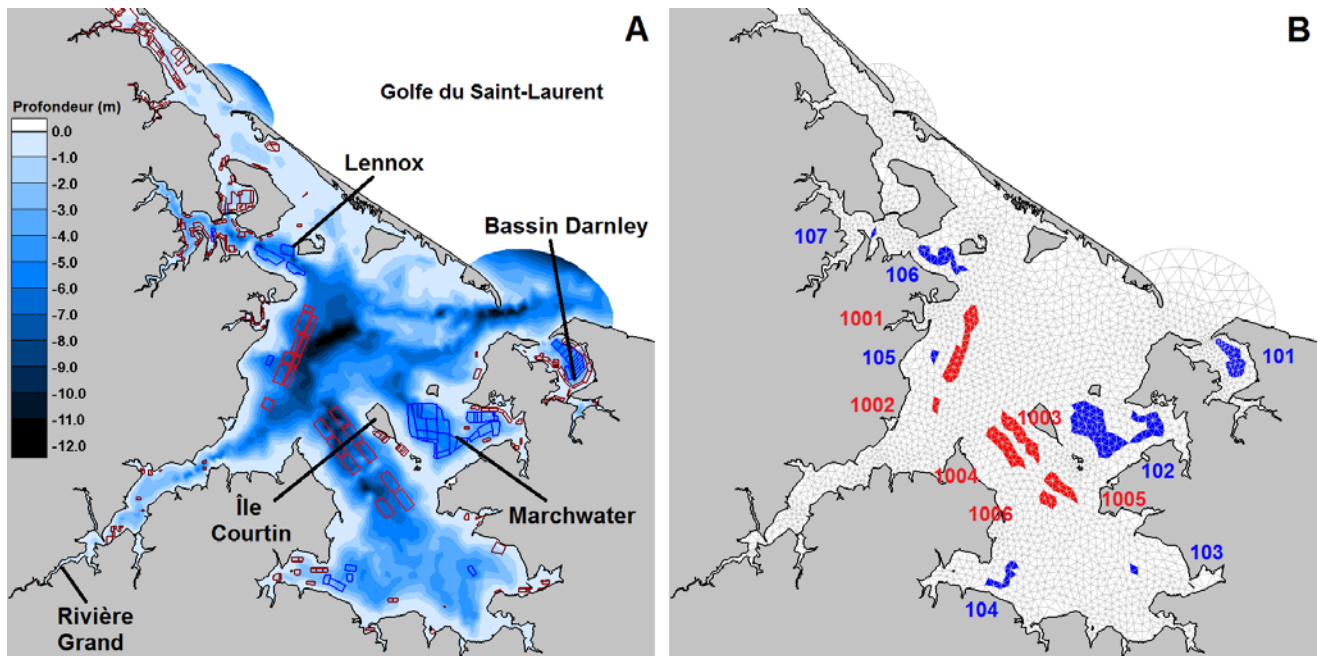


Figure 3. Panneau A (à gauche). Profondeur de l'eau, concessions actuelles et futures pour la mytiliculture (polygones bleus et rouges respectivement), ainsi que concessions pour l'ostréiculture (rouge foncé). Panneau B (à droite). Maillage triangulaire utilisé dans les exercices de modélisation, et concessions actuelles et futures pour la mytiliculture en bleu et en rouge respectivement. Les codes des zones de culture sont utilisés pour faciliter la synthèse des résultats.

Connectivité

Un modèle hydrodynamique par éléments finis verticalement moyenné à deux dimensions a été élaboré pour la baie Malpeque (Filgueira *et al.* 2014). Ce modèle a été utilisé pour reproduire la circulation de l'eau à l'intérieur de la baie Malpeque en fonction du forçage par les marées et les cours d'eau. Le temps et le taux de transfert ont été calculés à l'aide des résultats du modèle hydrodynamique pour décrire la connectivité spatiale du système. Les connectivités ont été calculées au moyen d'une analyse probabiliste.

Les concessions actuelles ne sont pas fortement inter reliées, tandis que les concessions prévues le sont (figure 4). La connectivité des concessions prévues vers les concessions actuelles est faible. Toutefois, la connectivité des concessions actuelles vers les concessions prévues est plus forte, les zones des concessions actuelles étant connectées à un certain degré à toutes les zones des concessions prévues (figure 4).

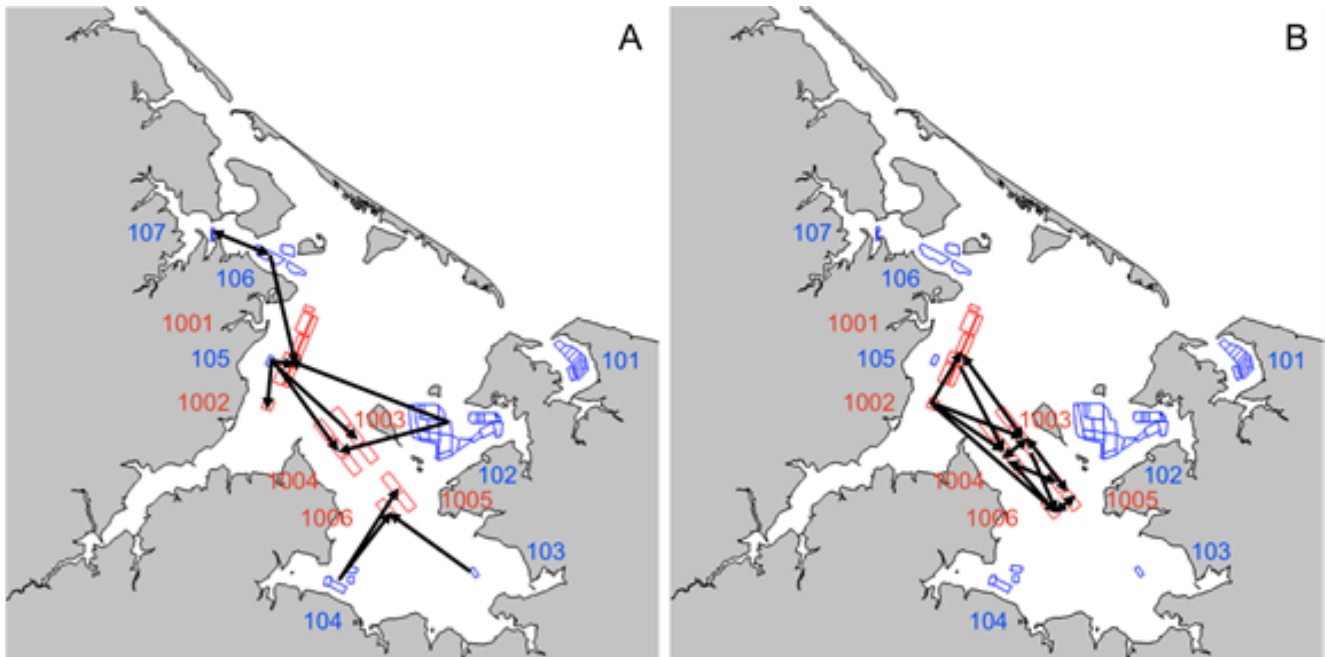


Figure 4. Connectivités inter concessions les plus importantes : des concessions actuelles vers les concessions prévues (A) et des concessions prévues vers les concessions actuelles (B).

Seston organique

Des concentrations du traceur modélisées ont servi à simuler le seston dans la baie. Le transport et la concentration d'un traceur numérique représentant la ressource alimentaire sestonique des bivalves ont été modélisés selon la direction et la vitesse du courant, le taux de production primaire du phytoplancton et le taux de filtration de la population de bivalves (Filgueira *et al.* 2015b). D'autres sources de seston, comme la remise en suspension et les apports de sources terrestres, n'ont pas été incluses dans le modèle. Les résultats du modèle sont interprétés en termes relatifs plutôt qu'absolus, dans le but de déterminer les zones de la baie les plus sensibles à l'augmentation de la production aquacole de bivalves. Deux scénarios ont été simulés, l'un avec uniquement les concessions de mytiliculture actuelles, et l'autre avec les concessions actuelles et les concessions prévues possibles. À la figure 5, la concentration du traceur du scénario prévu a été soustraite des prévisions de concentration du traceur fondées sur les seules concentrations actuelles. La figure met en évidence les zones pour lesquelles on estime que les diminutions dans les concentrations de traceur prévues seraient possiblement les plus importantes découlant de l'installation des concessions prévues.

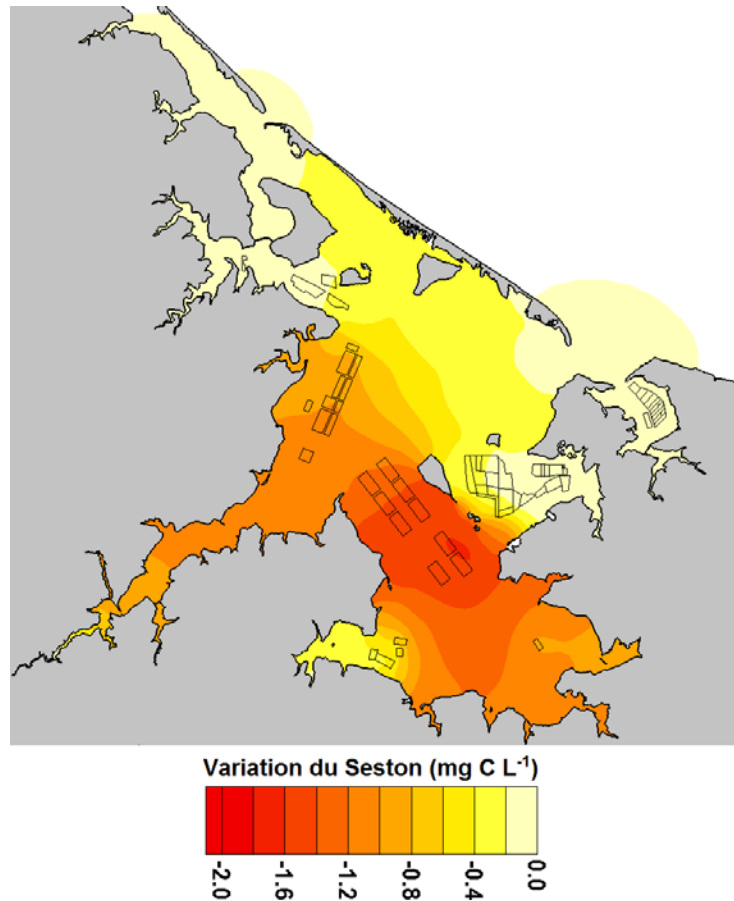


Figure 5. Variation nette de la concentration du traceur (seston) découlant de l'ajout et de l'installation des concessions prévues par rapport aux concentrations du traceur avec uniquement les concessions actuelles.

La prévision de variation nette de la concentration du traceur découlant de l'installation des concessions prévues était pratiquement nulle pour les concessions de mytiliculture actuelles dans le bassin Darnley et à l'intérieur de Lennox (Nord-ouest) et de Marchwater. Cependant, les concessions prévues ont réduit les concentrations du traceur pour la plus grande partie de la zone extérieure de Marchwater et dans les concessions actuelles situées dans la partie sud de la baie Malpeque (figure 5). L'intensité de cette réduction est toutefois très limitée.

Phytoplancton

La concentration de phytoplancton a été calculée en utilisant la chlorophylle comme indicateur de l'abondance du phytoplancton. Pour obtenir ces valeurs, le modèle hydrodynamique a été jumelé à un modèle biogéochimique qui comprenait des sous-modèles pour le phytoplancton, les nutriments, les détritiques, les moules et les tuniciers associés (Filgueira *et al.* 2015b).

À l'échelle de la baie, le scénario impliquant les seules concessions actuelles prévoit une diminution de la chlorophylle *a* de $0,3 \mu\text{g L}^{-1}$, par rapport à un scénario sans aquaculture. En comparaison, le scénario impliquant les concessions actuelles et la totalité des concessions prévues prévoit une diminution de la chlorophylle *a* de $0,6 \mu\text{g L}^{-1}$. Cette diminution se situe dans la fourchette de la variation naturelle mesurée de la concentration en chlorophylle dans la situation actuelle de la baie (moyenne de la concentration de chlorophylle et écart-type : $3,0 \pm 1,1 \mu\text{g L}^{-1}$). Une représentation de la variation nette de la concentration de phytoplancton découlant du scénario impliquant les concessions prévues par rapport au scénario impliquant les seules concessions actuelles est présentée à la figure 6. L'installation des concessions prévues entraînerait une diminution de la concentration de phytoplancton

dans l'ensemble du système, la plus importante diminution se produisant au sud de l'île Courtin et débordant à l'intérieur de Marchwater. Cette diminution prévue de la concentration de phytoplancton amplifierait par conséquent la diminution liée aux concessions actuelles dans Marchwater.

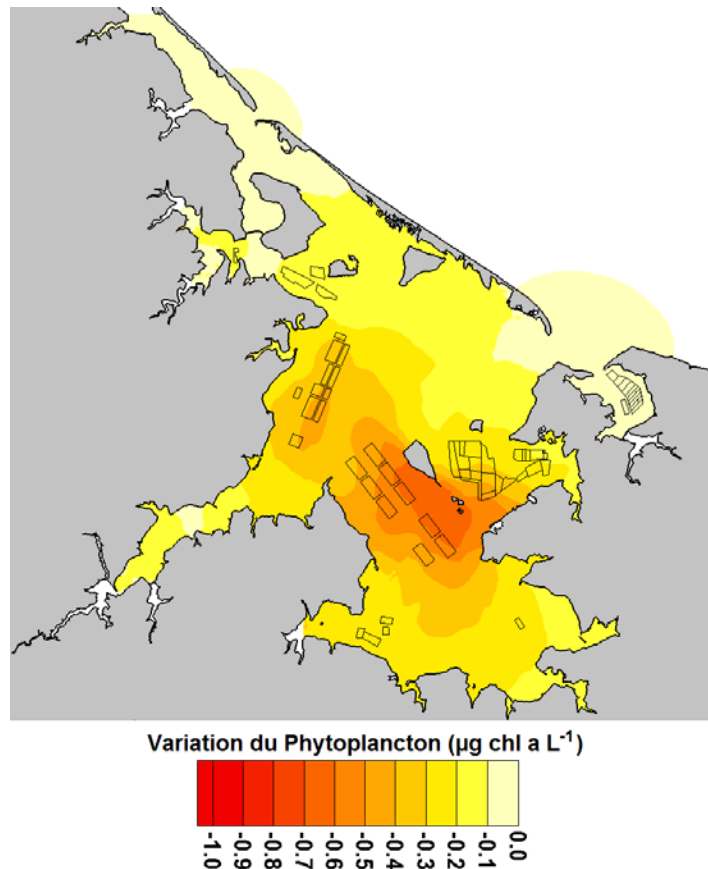


Figure 6. Variation nette de la concentration de phytoplancton pour le scénario impliquant les concessions actuelles et les concessions prévues par rapport aux seules concessions actuelles.

Le modèle de l'écosystème prévoit que la diminution de la chlorophylle attribuable aux concessions prévues réduirait la croissance des moules de 8 % (± 2 %) dans Marchwater, de 6 % dans la petite concession sur la côte ouest, et de moins de 1 % pour le bassin Darnley.

Y a-t-il des indications qui laissent à penser que la capacité productive ou la capacité écologique est déjà atteinte pour certaines zones de la baie Malpeque?

Selon le modèle spatial complet, la situation dans la baie Malpeque est très diversifiée. La pression de filtration par les concessions de mytiliculture actuelles provoque une diminution du seston dans le bassin Darnley et Marchwater tandis que la partie intérieure du système est enrichie de manière homogène en seston organique. On prévoit une augmentation du phytoplancton à l'intérieur de la baie, découlant de l'apport en nutriments par l'eau douce. Les teneurs en chlorophylle ont diminué uniquement dans les sites d'élevage de bivalves situés dans la partie nord-est de la baie.

Les variations nettes prévues dans le seston organique et le phytoplancton, associées à l'installation des concessions prévues, laissent à penser que des effets se feront sentir à l'échelle de la baie, mais que leur ampleur demeurera faible. Il y aurait une petite diminution prévue de la chlorophylle a ($0,6 \mu\text{g L}^{-1}$) dans la baie qui présente à l'heure actuelle des niveaux de chlorophylle élevés (concentration de chlorophylle moyenne mesurée et écart-type : $3,0 \pm 1,1 \mu\text{g L}^{-1}$) attribués aux importantes charges en éléments nutritifs provenant des apports d'eau douce. Les concessions

d'aquaculture actuelles et les installations de concessions prévues n'épuiseraient pas les populations de phytoplancton en dessous des conditions limitrophes mesurées dans le golfe du Saint-Laurent ($1,4 \pm 1,0 \mu\text{g L}^{-1}$). L'analyse de connectivité indique que dans le scénario, l'installation des concessions prévues ne réduirait pas la disponibilité du seston organique et du phytoplancton dans les zones des concessions actuelles. Selon le modèle de l'écosystème, la diminution prévue de la chlorophylle se traduira par une réduction de la croissance des moules de 8 %, une valeur à l'intérieur de l'intervalle de variation de la croissance des moules de 20 % régulièrement mesurée dans la mytiliculture dans cette zone (Filgueira *et al.* 2013).

Il n'y a pas d'indication qu'aux niveaux actuels et prévus de la mytiliculture et par rapport aux paramètres de la capacité de charge productive utilisés (changements de la teneur en chlorophylle, variations du taux de croissance des moules d'élevage) que la capacité de charge productive de la baie Malpeque serait dépassée.

Sources d'incertitude

Les effets et la dynamique benthiques, ainsi que les communautés épifauniques associées à l'infrastructure d'aquaculture sont nécessaires dans le cadre d'une évaluation de la capacité de charge écologique, mais ils n'ont pas été entièrement pris en considération dans l'évaluation par modélisation de la baie Malpeque. Le lien entre les composantes benthiques et pélagiques et leurs interactions, en termes d'effets de proximité par rapport aux effets à l'échelle de la baie, peut être un facteur important dans les échancrures de l'Île-du-Prince-Édouard (Cranford *et al.* 2007), et l'intégration de ces interactions dans une évaluation de la capacité de charge écologique requiert des travaux supplémentaires.

La fourniture de conseils sur les seuils est compliquée par le fait que la réponse d'un écosystème à une perturbation peut être une augmentation de la variabilité, de telle manière qu'aucune variation n'est observée dans les valeurs moyennes (Cranford *et al.* 2012). Ces problèmes ont donné lieu à la prise en compte de seuils potentiellement préoccupants, un ensemble d'objectifs opérationnels à l'intérieur d'un continuum de changement pour certains indicateurs environnementaux. Les valeurs des seuils potentiellement préoccupants peuvent évoluer lorsque de nouveaux renseignements écologiques sont disponibles, permettant aux gestionnaires de faire la distinction entre variabilité « de fond » normale et variation importante (voir Cranford *et al.* 2012).

L'inclusion de processus supplémentaires ayant une incidence sur la dynamique du phytoplancton dans le but de renforcer le réalisme écologique augmente la complexité du modèle, mais des connaissances imparfaites sur les relations écologiques, les paramètres et les fonctions de forçage ainsi que les hypothèses de modélisation peuvent augmenter l'incertitude scientifique. Cela implique que la modélisation devrait rester limitée aux composantes les plus pertinentes et aux dynamiques essentielles, qui doivent être définies selon le problème de gestion à traiter, aux données disponibles (y compris les conditions de forçage), aux caractéristiques importantes du système et aux échelles appropriées. Au bout du compte, la validation du modèle par rapport à des observations directes est essentielle pour déterminer le niveau approprié de simplification du modèle et le degré d'incertitude acceptable.

Un essai de sensibilité a été effectué pour plusieurs paramètres du modèle. Les analyses ont indiqué que la concentration de seston était moins sensible aux changements dans les paramètres que les nutriments et la concentration en chlorophylle. Les résultats du modèle ne sont pas très sensibles aux changements dans les paramètres des sous-modèles pour le seston et les moules qui ont été évalués. Le taux de production primaire a été le paramètre qui a le plus influencé les résultats du modèle, entraînant une augmentation de 19,6 % dans la concentration de phytoplancton lorsque le taux a été augmenté de 10 % et une diminution de la concentration de 17,0 % lorsque le taux a été diminué de 10 %

Les renseignements nécessaires pour la construction d'un modèle d'écosystème fondé sur une dynamique nutriments-phytoplancton-zooplancton avec l'ajout de sous-modèles pour les moules et le seston provenaient de plusieurs sources de données pour la baie Malpeque. Le modèle d'écosystème a montré un désaccord partiel entre les observations sur le terrain et les valeurs prévues, principalement causé par une surestimation des concentrations de nutriments dans la simulation. Les causes possibles de cette surestimation sont présentées dans Filgueira *et al.* (2014). Ce sont :

- la connaissance incertaine de l'ampleur des apports de nutriments par les cours d'eau,
- l'utilisation de valeurs de paramètres et de fonctions pour la reminéralisation, la productivité primaire et la mortalité du phytoplancton provenant des baies voisines de l'Île-du-Prince-Édouard, mais désignées comme très sensibles aux résultats du modèle,
- le fait que la productivité du phytoplancton dans le modèle est censée être limitée par l'azote, ce qui n'est peut-être pas le cas pour la baie Malpeque,
- l'absence d'autres producteurs primaires, comme l'*Ulva* sp. dans le modèle, ce qui pourrait jouer un rôle important dans la productivité et la dynamique des nutriments dans les échancrures de l'Î.-P.-É.

Le modèle hydrodynamique a été exécuté sous des conditions de forçage incomplètes qui ne comprenaient que les composantes marées et débit des cours d'eau. L'effet des vents et des vagues sur la circulation avait été exclu. Puisque ce forçage à fréquence élevée n'a pas été pris en compte, il est probable que le modèle a sous-estimé le mélange à l'intérieur de la baie. Toutefois, cette lacune n'a pas d'incidence sur les analyses sur la « connectivité » et le « seston » qui sont des analyses probabilistes et relatives qui visent à déterminer les plus fortes connexions spatiales et les zones les plus vulnérables aux réductions de la concentration de phytoplancton. Pour ce qui a trait à la dynamique des populations, la sous-estimation du mélange produit le pire des scénarios pour la diminution de la concentration de phytoplancton à l'échelle locale et, par conséquent, pour la croissance des moules.

Les effets de l'infrastructure de l'exploitation prévue sur l'hydrodynamique (résistance) n'ont pas été inclus. Les données pour paramétrer ces effets sont disponibles dans la littérature mais, leur inclusion nécessiterait un échantillonnage supplémentaire pour effectuer un étalonnage spatial très détaillé du modèle. On s'attend à ce que le temps de séjour et d'autres caractéristiques océanographiques soient touchés localement, mais dans une moindre mesure à l'échelle de l'ensemble de la baie.

La présente étude ne peut pas fournir une évaluation définitive de la capacité de charge écologique dans la baie Malpeque. Des recherches plus approfondies sont nécessaires pour préciser les intrants et réduire les incertitudes liées au modèle.

CONCLUSIONS ET AVIS

Des répercussions causées par l'élevage des bivalves pourraient toucher l'environnement benthique et l'environnement pélagique. Les répercussions sur l'environnement pourraient entraîner des effets écosystémiques plus importants, pouvant avoir une influence sur les populations de phytoplancton et en parallèle sur les niveaux trophiques supérieurs qui dépendent de la production de phytoplancton. Deux capacités de charge, la capacité de charge productive et la capacité de charge écologique, sont généralement évaluées à l'aide de modèles mathématiques qui intègrent des interactions complexes entre l'aquaculture et l'environnement. En raison de l'importance de l'influence des conditions environnementales locales sur le fonctionnement des écosystèmes, les études sur les capacités de charge sont propres à chaque site.

Les indices, les modèles d'exploitation, les modèles spatiaux et les modèles de réseaux trophiques sont des outils utiles pour étudier la capacité de charge, et chacun d'eux a des avantages et des inconvénients. Les modèles spatialement explicites sont particulièrement souhaitables en raison de

leur description plus précise de l'hydrographie complexe et les applications directes des résultats à des processus de planification spatiale marine. Néanmoins, les modèles spatialement explicites requièrent un haut niveau de complexité, lequel peut accroître l'incertitude scientifique des résultats. En conséquence, l'approche de modélisation ainsi que l'échelle spatiale et la résolution du modèle doivent être adaptées aux objectifs de l'étude.

Le principal défi dans l'évaluation de la capacité de charge écologique réside dans la définition d'impacts écologiques acceptables ou inacceptables. Il est essentiel de déterminer des points de basculement de la résilience écologique pour déterminer les seuils et faire progresser l'application de la capacité de charge écologique. Grant et Filgueira (2011) ont déterminé des seuils en se fondant sur le principe que l'on ne devrait pas laisser les bivalves d'élevage se nourrir de producteurs primaires jusqu'à un niveau inférieur à la limite basse de leur plage de variabilité naturelle.

Lorsque l'on utilise les résultats du modèle pour les avis, la principale préoccupation concernant les capacités de charge est liée aux incertitudes. En particulier, si les incertitudes donnent lieu à une sous-estimation de la consommation prévue de chlorophylle par les suspensivores d'élevage (bivalves et tuniciers associés), cela pourrait entraîner une sous-estimation des conséquences de l'installation de concessions prévues sur la production de moules dans les concessions actuelles et sur les autres composantes de l'écosystème. Cette préoccupation est en partie atténuée par le fait que l'ajout de nutriments d'origine terrestre à la baie Malpeque est l'apport de nutriments dominant du système, tel qu'estimé par la production primaire de phytoplancton. Les concentrations de chlorophylle mesurées dans la baie Malpeque sont en moyenne de deux à trois fois plus élevées que celles des eaux limitrophes du golfe du Saint-Laurent. De plus, les effets de l'enrichissement en éléments nutritifs sont fort probablement augmentés par le fait que les populations sauvages de filtreurs, comme les huîtres, sont bien en deçà des niveaux historiques. La filtration par les bivalves d'élevage ainsi que l'absorption par les macrophytes benthiques et par les macroalgues nuisibles sont probablement les seules raisons pour lesquelles les niveaux de chlorophylle dans la baie Malpeque ne sont pas plus élevés encore.

Les résultats du modèle avec le scénario de l'installation des concessions prévues donnent à penser que les changements dans la croissance des moules seront minimes, et à l'intérieur de la variation des taux de croissance dans cette zone. Les changements de la teneur en chlorophylle et de la croissance des moules prédits par le modèle associés à l'installation des nouvelles concessions prévues doivent être pris en compte dans le contexte de leur variation naturelle. Un changement dans les teneurs en chlorophylle de $0,6 \mu\text{g L}^{-1}$ n'est pas préoccupant dans une baie sensible à l'eutrophisation en raison de l'apport en nutriments, des crises anoxiques ayant été signalées dans neuf de ses tributaires entre 2008 et 2012 (Bugden *et al.* 2014). De la même manière, un changement de 8 % dans la croissance des moules se situe bien en deçà des variations de la croissance des moules régulièrement observées pour la mytiliculture dans cette zone. Bien qu'il y ait des incertitudes liées aux prédictions du modèle, celui-ci prévoit des taux de croissance des moules conformes aux autres estuaires de l'Île-du-Prince-Édouard.

Au niveau actuel ou au niveau projeté de la culture des moules et par rapport aux paramètres de la capacité de charge productive utilisés dans la présente évaluation (changements dans le teneur en chlorophylle et dans le taux de croissance des moules d'élevage), la capacité de charge productive de la baie Malpeque ne serait pas dépassée.

AUTRES CONSIDÉRATIONS

L'un des défis de l'évaluation des états de la conchyliculture par rapport à la capacité de charge écologique réside dans l'absence d'une définition des impacts écologiques acceptables ou inacceptables. Ces résultats, en termes d'objectifs (acceptables ou souhaitables) et de répercussions (inacceptables), doivent être déterminés par la direction. Certaines répercussions ou certains résultats inacceptables pour l'écosystème et ses points de référence pourraient être déterminés par les lois

gouvernementales (Cranford *et al.* 2012), comme la *Loi sur les espèces en péril*, la *Loi sur les pêches* et la *Loi sur les océans* ainsi que par des politiques de protection des pêches et le Cadre pour la pêche durable. Dans la pratique, l'évaluation de l'ampleur des interactions entre les activités d'élevage de bivalves et les diverses composantes de l'écosystème à de multiples niveaux trophiques représentera tout un défi. De telles évaluations et conseils nécessiteront l'élaboration de modèles de réseaux trophiques qui pourront établir un lien entre les interactions au niveau trophique et, par conséquent, faire des prévisions sur les réponses propres à chaque espèce (croissance, survie, recrutement) aux variations de l'ampleur des activités d'aquaculture (Byron *et al.* 2011a et 2011b).

SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

Le présent avis scientifique découle de la réunion du 8 et 9 octobre 2014 sur l'évaluation de la Capacité de charge pour la conchyliculture par référence à la mytiliculture dans la baie Malpeque, à l'Île-du-Prince-Édouard. Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, sur le [calendrier des avis scientifiques de Pêches et Océans Canada](#).

Bugden, G., Jiang, Y., van den Heuvel, M.R., Vandermeulen, H., MacQuarrie, K.T.B., Crane, C.J., and Raymond, B.G. 2014. Nitrogen Loading Criteria for Estuaries in Prince Edward Island. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3066: vii + 43p.

Byron, C., Link, J., Bengtson, D., and Costa-Pierce, B. 2011a. Calculating Carrying Capacity of Shellfish Aquaculture Using Mass-Balance Modeling: Narragansett Bay, Rhode Island. *Ecol. Model.* 222(10): 1743-1755.

Byron, C., Link, J., Costa-Pierce, B., and Bengtson, D. 2011b. Modeling Ecological Carrying Capacity of Shellfish Aquaculture in Highly Flushed Temperate Lagoons. *Aquaculture* 314: 87-99.

Byron, C.J., and Costa-Pierce, B.A. 2013. Carrying capacity tools for use in the implementation of an ecosystems approach to aquaculture. pp. 87–101. In: Ross, L.G., Telfer, T.C., Falconer, L., Soto, D., and Aguilar-Manjarrez, J. (eds). Site selection and carrying capacities for inland and coastal aquaculture. FAO/Institute of Aquaculture, University of Stirling, FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings No. 21.

Comeau, L.A., Drapeau, A., Landry, T., and Davidson, J. 2008. Development of longline mussel farming and the influence of sleeve spacing in Prince Edward Island Canada. *Aquaculture* 281: 56–62.

Cranford, P.J., Anderson, R., Archambault, P., Balch, T., Bates, S.S., Bugden, G., Callier, M.D., Carver, C., Comeau, L.A., Hargrave, B., Harrison, W.G., Horne, E., Kepkay, P.E., Li, W.K.W., Mallet, A., Ouellette, M., and Strain, P. 2006. [Indicateurs et seuils pour l'évaluation des effets de la conchyliculture sur l'habitat du poisson](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech 2006/034. viii + 116 p.

Cranford, P.J., Strain, P.M., Dowd, M., Hargrave, B.T., Grant, J., and Archambault, M.C. 2007. Influence of mussel aquaculture on nitrogen dynamics in a nutrient enriched coastal embayment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 347: 61-78.

Cranford, P.J., Kamermans, P., Krause, G., Mazurié, J., Buck, B.H., Dolmer, P., Fraser, D., Van Nieuwenhove, K., O'Beirn, F.X., Sanchez-Mata, A., Thorarinsdóttir, G.G., and Strand, Ø. 2012. An ecosystem-based approach and management framework for the integrated evaluation of bivalve aquaculture impacts. *Aquacult. Environ. Interact.* 2: 193-213.

Cranford, P.J., Duarte, P., Robinson, S.M.C., Fernández-Reiriz, M.J., and Labarta, U. 2014. Suspended particulate matter depletion and flow modification inside mussel (*Mytilus galloprovincialis*) culture rafts in the Ría de Betanzos, Spain. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 452: 70-81.

- Dame, R.F., and Prins, T.C. 1998. Bivalve carrying capacity in coastal ecosystems. *Aquat. Ecol.* 31: 409-421.
- Duarte, P., Hawkins, A.J.S., and Pereira, A. 2005. How does estimation of environmental carrying capacity for bivalve culture depend upon spatial and temporal scales? In: Dame R.F., and Olenin, S. (eds.). *The Comparative Roles of Suspension-Feeders in Ecosystems*. Springer Verlag, Netherlands, pp 121–135.
- Ferreira, J.G., Grant, J., Verner-Jeffreys, D.W., and Taylor, N.G.H. 2013. Carrying Capacity for Aquaculture, Modeling Frameworks for Determination of. pp 417-448. In: Christou, P., Savin, R., Costa-Pierce, B., Misztal, I., and Whitelaw, B. (eds). *Sustainable Food Production*, Springer, Science+Business Media New York DOI 10.1007/978-1-4614-5797-8.
- Filgueira, R., Comeau, L.A., Landry, T., Grant, J., Guyondet, T., and Mallet, A. 2013. Bivalve condition index as an indicator of aquaculture intensity: a meta-analysis. *Ecological Indicators* 25: 215-229.
- Filgueira, R., Guyondet, T., and Comeau, L.A. 2014. Preliminary carrying capacity analysis of current and future aquaculture scenarios in Malpeque Bay (Prince Edward Island) Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3081: vii + 28 p.
- Filgueira, R., Comeau, L.A., and Guyondet, T. 2015. Modelling Carrying Capacity of bivalve aquaculture: a review of definitions and methods. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/001.
- Filgueira, R., Guyondet, T., Bacher, C., and Comeau, L.A. 2015b. Carrying Capacity for Mussel Aquaculture in Malpeque Bay, Prince Edward Island. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/002.
- Gibbs, M.T. 2007. Sustainability performance indicators for suspended bivalve aquaculture activities. *Ecol. Indic.* 7: 94-107.
- Grant, J., and Filgueira, R. 2011. The application of dynamic modelling to prediction of production carrying capacity in shellfish farming. pp 135–154. In: Shumway, S.E. (ed.) *Aquaculture and the environment*. Wiley-Blackwell, Chichester.
- Grant, J., Curran, K.J., Guyondet, T.L., Tita, G., Bacher, C., Koutitonsky, V., and Dowd, M. 2007. A box model of carrying capacity for suspended mussel aquaculture in Lagune de la Grande-Entrée, Iles-de-la-Madeleine, Québec. *Ecol. Model.* 200: 193-206.
- McKindsey, C.W. 2013. Carrying capacity for sustainable bivalve aquaculture. pp. 449-466. In: Christou, P., Savin, R., Costa-Pierce, B., Misztal, I., and Whitelaw, B. (eds). *Sustainable Food Production*, Springer, Science+Business Media New York DOI 10.1007/978-1-4614-5797-8.
- McKindsey, C.W., Thetmeyer, H., Landry, T., and Silvert, W. 2006. Review of recent carrying capacity models for bivalve culture and recommendations for research and management. *Aquaculture* 261(2): 451–462.
- MPO. 2006. [Évaluation des risques pour l'habitat liés à l'élevage des bivalves en milieu marin](#). Secr. can.de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2006/005.

CE RAPPORT EST DISPONIBLE AUPRÈS DU :

Centre des avis scientifiques (CAS)
Région du Golfe
Pêches et Océans Canada
C.P. 5030, Moncton (N.-B.) E1C 9B6
Téléphone : 506 851-6253
Courriel : csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca
Adresse Internet : www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/

ISSN 1919-5117

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2015



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2015. Capacité de charge pour la conchyliculture par référence à la mytiliculture dans la baie Malpeque, à l'île-du-Prince-Édouard. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2015/003.

Also available in English :

DFO. 2015. Carrying capacity for shellfish aquaculture with reference to mussel aquaculture in Malpeque Bay, Prince Edward Island. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2015/003.