

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/265376229>

Interactions entre la conchyliculture et l'environnement: État des connaissances

Technical Report · January 2010

CITATIONS

0

READS

619

5 authors, including:



Guglielmo Tita

Fisheries and Oceans Canada

53 PUBLICATIONS 628 CITATIONS

SEE PROFILE



Christopher W Mckindsey

Fisheries and Oceans Canada

105 PUBLICATIONS 1,402 CITATIONS

SEE PROFILE



Madeleine Nadeau

Le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Qu...

13 PUBLICATIONS 82 CITATIONS

SEE PROFILE

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



DRIVER (determinism of bivalves recruitment under environmental and anthropic constraints) [View project](#)



Dispersal of the invasive alga *Codium fragile* in seagrass meadows [View project](#)

Les
publications
de la Direction de l'innovation
et des technologies

Rapport de recherche-développement

N° 190

Interactions entre la
conchyliculture et l'environnement:
état des connaissances

Jonas Sahlin
Guglielmo Tita
Christopher W. McKindsey
Madeleine Nadeau
Bruno Myrand

**Interactions entre
la conchyliculture et
l'environnement :
État des connaissances**

Rapport de recherche-
développement n° 190

Jonas Sahlin
Guglielmo Tita
Christopher W. McKindsey
Madeleine Nadeau
Bruno Myrand

En collaboration avec :



Réalisation

Julie Rousseau, responsable bureau d'édition

Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
Bureau d'édition - DIT
96, montée de Sandy Beach, bureau 2.05
Gaspé (Québec) G4X 2V6
julie.rousseau@mapaq.gouv.qc.ca

Pour une version gratuite (fichier pdf) de ce document, écrire à l'adresse de courriel ci-dessus.

ISBN (version imprimée) : 978-2-550-60575-1
ISBN (version PDF) : 978-2-550-60576-8

Dépôt légal – Bibliothèque et archives nationales du Québec, 2010

Interactions entre la conchyliculture et l'environnement :
État des connaissances

*Jonas Sahlin¹, Guglielmo Tita¹, Christopher W. McKindsey²,
Madeleine Nadeau³, Bruno Myrand³*

1 Centre de recherche sur les milieux insulaires, Université du Québec à Rimouski, 37 chemin Principal, Havre-aux-Maisons, Québec, G4T 5P4

2 Institut Maurice-Lamontagne, Pêches et Océans Canada, 850 route de la Mer, C.P. 1000, Mont-Joli, Québec, G5H 3Z4

3 Centre maricole des Îles-de-la-Madeleine, 125 chemin du Parc, Cap-aux-Meules, Québec, G4T 1B3. Maintenant Merinov.

On doit citer ce document comme suit : SAHLIN, Jonas, Guglielmo TITA, Christopher W. McKINDSEY, Madeleine NADEAU, Bruno MYRAND. 2010. *Interactions entre la conchyliculture et l'environnement : État des connaissances*. Les Publications de la Direction de l'innovation et des technologies, MAPAQ. Rapport de R-D n° 190. 14 pages.

Résumé

Ce rapport a pour objectif de réunir les connaissances sur les interactions entre la conchyliculture et l'environnement tout en visant des lecteurs parmi les gestionnaires de l'habitat aquatique et les promoteurs de projets conchylicoles. Bien que la revue de la littérature s'arrête aux travaux réalisés jusqu'en 2007, on peut considérer que l'information présentée demeure une référence pertinente aux principaux enjeux environnementaux. Les sujets traités portent sur les aspects concernant l'habitat biophysique et n'abordent pas les questions relatives à la capacité de support sociale. De plus, puisqu'au Québec on pratique principalement la culture de mollusques bivalves, le document se concentre sur les interactions entre ce type de culture et l'environnement dans lequel il se développe. La nature des interactions entre la conchyliculture et l'environnement est principalement liée à l'étendue et l'intensité de la production (superficie du site aquacole, densité d'élevage), ainsi qu'à des facteurs biophysiques du milieu récepteur (hydrodynamisme, topographie, taille du bassin d'accueil...). Le document traite également des diverses étapes d'un élevage conchylicole, de l'approvisionnement en naissain jusqu'à la récolte, et de leurs interactions avec l'environnement, et ceci, pour les cultures en suspension ou par ensemencement.

Abstract

The purpose of this report is two-fold: it seeks to pool knowledge about the interactions between bivalve farming and the environment while at the same time informing readers in the world of aquatic habitat management and promoters with bivalve farming projects. Although the literature review concludes with the work conducted in 2007, we can nevertheless consider that the information presented in this reference document is still pertinent in terms of the principal environmental issues. The topics covered include biophysical habitat matters but the document does not deal with such issues and social support capacity. Moreover, because bivalve mollusc farming is the principal type of shellfish farming done in Québec, the document focuses on the interactions between this type of rearing and the environment in which it takes place. The nature of interactions between shellfish farming and the environment is tied to the scope and intensity of rearing operations (size of aquaculture site, rearing density) and the biophysical factors of the host setting (hydrodynamics, topography, size of host basin...). The document also deals with the various steps involved in bivalve farming, from spat supply to harvest, and their interactions with the environment for both suspension rearing and bottom seeding.

Mots clés : Aquaculture, conchyliculture, environnement, bivalve

Key Words : Aquaculture, bivalve farming, environment, bivalve

Table des matières

1. Introduction.....	1
1.1 Conchyliculture en suspension	1
1.2 Conchyliculture par ensemencement	1
1.3 Interactions entre la conchyliculture et l'environnement.....	2
1.4 Objectifs du document	2
2. Approvisionnement en naissain.....	2
2.1 Captage en milieu naturel.....	2
2.1.1 Captage pélagique	2
2.1.2 Captage benthique	3
2.2 Écloserie	3
2.3 Transferts interrégionaux	3
3. Grossissement.....	3
3.1 Élevage en suspension.....	3
3.1.1 Alimentation des bivalves	3
3.1.2 Biodéposition	4
3.1.3 Structures d'élevage et création d'habitats.....	6
3.1.4 Structures d'élevage et hydrodynamisme	6
3.2 Élevage benthique et ensemencement	6
3.2.1 Structures d'élevage.....	6
3.2.2 Excrétion et décomposition	7
3.2.3 Contribution à la communauté benthique.....	7
3.2.4 Récolte	7
4. Conclusion.....	9
Remerciements	9
Références	10

Interactions entre la conchyliculture et l'environnement :

État des connaissances

1. Introduction

La conchyliculture englobe toutes les formes d'élevage de mollusques. Au Canada, elle représente 25 % de la production maricole (aquaculture en milieu marin), tandis qu'au Québec, elle représente la totalité de la production commerciale. La conchyliculture québécoise est une industrie en expansion, ayant passé d'une production de 76 tonnes en 1996 (valeur de vente: 0,10 M\$) à 915 tonnes en 2005 (valeur de vente : 2,17 M\$). Pendant la même période, 82 % des quantités produites provenait de la mytiliculture (moule bleue, *Mytilus edulis*) (MPO, 2005). La pectiniculture, incluant la culture du pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*) et du pétoncle d'Islande (*Chlamys islandica*), suivait en ordre d'importance. Toutefois, la production québécoise a varié au fil des années suite aux diverses difficultés rencontrées par les entreprises.

D'un point de vue général, l'élevage de bivalves présente plusieurs avantages (Grant, 1999) :

1. Les bivalves peuvent être cultivés en milieu naturel et ne nécessitent pas d'infrastructures d'élevage sur terre (par ex. bassins).
2. Les bivalves peuvent être cultivés à des densités élevées et dans des espaces relativement restreints.
3. L'approvisionnement en naissain peut être réalisé par le captage en milieu naturel, ce qui permet souvent d'éviter l'approvisionnement par éclosion.
4. Les bivalves nécessitent peu de traitements post-récolte, sont facilement transportés et peuvent avoir une longue durée de vie étagère (sauf pour le pétoncle).
5. Leur production engendre peu de résidus inutilisables, la coquille ayant aussi un potentiel de valorisation (par ex.: chaux, artisanat, nacre).
6. Il n'est pas nécessaire de nourrir les bivalves, car ils utilisent leur capacité de filtration pour s'alimenter de particules en suspension dans l'eau de mer. Ceci constitue un avantage environnemental indéniable comparativement à la pisciculture qui nécessite l'introduction de nutriments dans le milieu d'élevage sous forme de moulée.
7. Les bivalves peuvent, dans certains cas, être utilisés pour restaurer la qualité des eaux grâce à leur capacité de filtration.

Sur le plan technique, on distingue quatre méthodes de culture de bivalves soit : (1) en suspension (dans la colonne d'eau), (2) sur bouchot (pieux de bois), (3) à plat (avec des tables d'élevage déposées sur le fond) et (4) par ensemencement (sans structure d'élevage). Au Québec, on pratique la culture des moules en suspension. La culture des pétoncles a été pratiquée par ensemencement jusqu'en 2006 et maintenant en suspension. Leurs interactions avec l'environnement seront traitées dans ce document.

1.1 Conchyliculture en suspension

La conchyliculture en suspension est le mode de culture privilégié dans les régions maritimes du Québec en raison de ses nombreux avantages techniques. Cette méthode permet de tirer profit des trois dimensions de la colonne d'eau, ce qui favorise un meilleur accès à la nourriture et une croissance accrue des bivalves. De plus, les bivalves en suspension sont davantage à l'abri de nombreux prédateurs épibenthiques (crabes, étoiles de mer, etc.). Ces élevages sont toutefois vulnérables à certains prédateurs, dont l'étoile de mer, *Asterias vulgaris*, qui possède un stade larvaire pélagique lui permettant de se fixer aux structures d'élevage et d'y croître (Pryor *et al.*, 1999; Bourque et Myrand, 2008). Les conditions climatiques au Québec sont cependant exigeantes pour la culture en suspension. Par exemple, les structures doivent être éloignées de la surface pour les soustraire de l'action des glaces pendant l'hiver.

En 2005, on notait huit entreprises mytilicoles actives au Québec : cinq en Gaspésie, deux aux Îles-de-la-Madeleine et une sur la Côte-Nord, toutes basées entièrement sur la culture en suspension comme technique de production (SODIM, 2005). La technologie de boudinage mécanisé en continu est privilégiée. Cette technique, importée de la Nouvelle-Zélande et adaptée avec l'ajout de certains éléments de la technologie espagnole, consiste à remplir un boudin très long avec du naissain et à l'attacher, telle une guirlande, à une ligne flottante (filière) pour toute la période de grossissement.

Les activités de pectiniculture sont principalement menées aux Îles-de-la-Madeleine et sont basées sur le captage du naissain au large et le grossissement dans des structures en suspension dans la lagune. Des essais d'élevage de pétoncles en suspension ont également été menés en Gaspésie et sur la Basse-Côte-Nord. L'élevage de la mye commune (*Mya arenaria*) est aussi surtout pratiqué aux Îles-de-la-Madeleine et peut impliquer une étape de grossissement dans des paniers suspendus avant de procéder à leur ensemencement (Calderón, 2007; Chevarie et Myrand, 2007). Finalement, l'élevage de l'huître américaine (*Crassostrea virginica*), encore au stade exploratoire au Québec, peut impliquer, selon la stratégie choisie, un approvisionnement par captage et une étape importante de croissance dans des poches flottantes à la surface de l'eau (Doiron, 2006).

1.2 Conchyliculture par ensemencement

La culture par ensemencement vise principalement à rétablir ou à accroître l'abondance des stocks naturels (Booth et Cox, 2003; Molony *et al.*, 2003; Lorenzen, 2005). On distingue trois types d'ensemencement (Bannister, 1991 et Rowland, 1994, cités par Molony *et al.*, 2003) soit, 1) la réintroduction d'une espèce dans une zone où elle était auparavant importante, mais où elle a partiellement ou complètement disparue, 2) l'augmentation d'un stock existant par la production ou le captage de naissain et l'ensemencement de juvéniles dans une zone et 3) l'introduction d'une nouvelle espèce dans une zone se situant à l'extérieur de sa distribution biogéographique naturelle.

Aux Îles-de-la-Madeleine (Québec), desensemencements de pétoncle géant ont été réalisés pour rétablir et même tenter d'accroître les stocks naturels à des niveaux équivalents de ceux d'avant la surpêche (Cliche et Giguère, 1998). En se basant sur des pays comme le Japon, divers travaux ont été menés dans les années 90 dans le cadre du programme REPERE (REcherche sur le Pétoncle à des fins d'Élevage et de REpeuplements) afin de mettre au point une technologie rentable d'ensemencement. De 1996 à 2005, desensemencements commerciaux de millions de juvéniles par année ont été réalisés dans des zones réservées à cette fin. Les pétoncles étaient ensuite repêchés après quatre ou cinq ans de croissance sur le fond avec des dragues de type Digby.

Desensemencements expérimentaux et commerciaux de la mye commune sont effectués aux Îles-de-la-Madeleine depuis le début des années 2000. Des essais sont également effectués sur la Côte-Nord. Cesensemencements visent à accroître le stock sur des fonds naturels qui présentent un bon potentiel de croissance. Le cycle de production est estimé à cinq ans, soit jusqu'à l'atteinte de la taille commerciale (51 mm). La récolte peut alors se faire à l'aide d'un râteau hydraulique.

1.3 Interactions entre la conchyliculture et l'environnement

Comme décrit précédemment, la conchyliculture est une stratégie de production qui implique l'utilisation de zones marines (sous baux aquacoles) pour l'installation des structures d'élevage ou la réalisation desensemencements. La conchyliculture a donc une influence sur l'environnement où elle est pratiquée. Kaiser *et al.* (1998b) et McKindsey *et al.* (2006a) ont d'ailleurs dressé une liste des diverses activités liées à l'élevage conchylicole qui peuvent interagir avec l'environnement. Les diverses étapes de production soit l'approvisionnement en juvéniles, la période de croissance et la récolte interagissent à des degrés divers.

Il existe actuellement des perceptions négatives envers le développement aquacole, lesquelles sont surtout fondées sur les impacts environnementaux liés à l'élevage des poissons en cages (Stickney, 2003). Cet élevage diffère de l'élevage des bivalves, mais est tout de même traité, à tort, de la même façon sans apporter les nuances qui s'imposent. Aussi, la plupart des travaux scientifiques sur les effets de la conchyliculture avec l'environnement ont porté sur les processus benthiques découlant de l'augmentation de la déposition de la matière organique. Malgré le fait que l'élevage conchylicole risque également de modifier les communautés benthiques, peu d'études sont réalisées dans ce sens. De même, il existe peu de connaissances sur l'interaction de l'élevage avec les processus pélagiques et les organismes sauvages qui s'y trouvent. Finalement, la plupart des études se concentrent sur les effets à petite échelle (à proximité des fermes) et non à plus grande échelle spatiale. Il semble donc exister dans la littérature un biais envers les effets négatifs des élevages et un désintéressement des effets positifs.

Les travaux portant sur l'interaction entre la conchyliculture et l'environnement traitent souvent du concept de « capacité de support » qui réfère au niveau d'exploitation idéal du milieu concerné pour maximiser les profits tout en minimisant les impacts environnementaux. Dans ce domaine on distingue : (1) la capacité de support physique qui correspond aux

limites spatiales d'un site d'élevage en fonction des conditions du milieu et des exigences de l'espèce visée; (2) la capacité de support de production qui représente les conditions d'élevage (intensité, emplacement, etc.) auxquelles la croissance et la récolte des bivalves sont maximisées; (3) la capacité de support écologique, c'est-à-dire, la densité d'élevage dont le dépassement causerait des impacts écologiquement non acceptables; (4) la capacité de support sociale correspondant au niveau de développement des sites aquacoles qui engendrent des impacts sociaux non acceptables (Inglis *et al.*, 2000; McKindsey *et al.*, 2006b).

1.4 Objectifs du document

Ce document vise donc à faire une synthèse des connaissances sur les interactions entre les activités conchylicoles et l'environnement. À cet effet, la revue de littérature a inclus les travaux réalisés jusqu'en 2007. Depuis lors, plusieurs études ont approfondi certains aspects particuliers traités dans le présent document. Toutefois, ces travaux plus récents n'altèrent pas la portée de l'information et des études rapportées ici.

Les auteurs sont conscients qu'au-delà des questions pertinentes à l'habitat biophysique, les interactions entre conchyliculture et environnement incluent aussi des questions socioéconomiques (par ex. : acceptabilité sociale, viabilité économique, conflit d'usage). Cependant, en considérant la complexité et la diversité des problématiques environnementales dans le sens large du terme, les sujets traités dans ce document se limitent uniquement aux aspects concernant l'habitat biophysique.

Puisque ce document se veut un support d'information aux différents intervenants de la filière maricole, aux entrepreneurs, aux chercheurs et aux gestionnaires, les différents sujets y sont traités dans un style relativement vulgarisé, tout en gardant la rigueur scientifique qui s'impose.

2. Approvisionnement en naissain

Les élevages de bivalves s'approvisionnent en juvéniles par le captage en milieu naturel, par une production en éclosérie ou via des récoltes et transferts de juvéniles provenant de la même région ou d'une autre région.

2.1 Captage en milieu naturel

L'approvisionnement par captage consiste à immerger, à une période de l'année variable selon le cycle de reproduction de l'espèce visée, des structures (ex. cordages ou filets) qui augmentent la quantité de substrat disponible localement et favorisent la survie des postlarves. Ainsi, l'espèce visée est captée, de même que des espèces associées. Il semble qu'en absence de substrat adéquat, les larves de bivalve peuvent retarder leur fixation et leur métamorphose, mais pour une période qui est inversement corrélée avec la température (Bayne, 1965; Beaumont et Budd, 1982).

2.1.1 Captage pélagique

Selon Kaiser *et al.* (1998b), le captage pélagique n'engendre que très peu d'impacts sur le milieu. Un bénéfice est même rapporté au niveau de l'augmentation de la biodiversité, résultat de la création d'habitats additionnels générés par les structures de captage en suspension sur lesquelles des communautés d'organismes de différentes espèces se fixeraient.

Le retrait de juvéniles de l'espèce visée à des fins aquacoles peut faire l'objet d'inquiétudes. Le captage de pétoncle géant au large des Îles-de-la-Madeleine a d'ailleurs récemment fait l'objet d'un tel débat. Pour répondre en partie à cette préoccupation, les taux de survie des pétoncles géants en milieu naturel et à différents stades de vie, de l'éclosion de l'œuf jusqu'à l'âge de deux ans ont été déterminés à partir des travaux de McGarvey *et al.* (1992) sur le banc à Georges (EU). Les résultats obtenus ont été comparés à la survie observée sur les structures de captage de pétoncles géants, dans un contexte aquacole (Giguère *et al.*, 1995; Cliche et Giguère, 1998; Cliche *et al.*, 1999). Cette analyse a démontré que la présence de structures de captage au large des Îles permet une survie plus grande des larves de pétoncles, car sans ces structures, plusieurs larves seraient emportées au loin ou mourraient sans avoir eu l'occasion de se fixer et se métamorphoser (G.Cliche, MAPAQ, comm.pers.).

2.1.2 Captage benthique

Une des méthodes de captage de myes communes testées aux Îles-de-la-Madeleine consiste à installer des substrats artificiels (p. ex. tapis AstroTurf®) sur les fonds de sable de la zone intertidale (Chevarie et Myrand, 2006 et 2007). Les larves de mye se déposant sur le fond pour se métamorphoser sont ainsi retenues par les petites languettes émergentes de ces tapis. Aucune évaluation environnementale de cette méthode n'a été effectuée. Tel qu'énoncé précédemment, ces collecteurs captent les larves de diverses espèces qui sont ensuite retirées du système lors du nettoyage des tapis.

2.2 Écloserie

Les productions en écloserie permettent de fournir, selon les besoins, des juvéniles de qualité et en quantité appréciable. Cette technique a également pour avantage de fournir du naissain dans les régions où le potentiel de captage en milieu naturel est faible et peut assurer un approvisionnement en dehors des périodes naturelles de recrutement. Les principales préoccupations concernant cette approche résident au niveau génétique (Beaumont, 2000). Les juvéniles produits sont issus d'un faible nombre de géniteurs et peuvent donc affecter le pool génétique des populations sauvages lorsqu'ils seront remis en milieu naturel (Le Vay *et al.*, 2007). Pour l'instant, une seule écloserie, basée sur la Basse-Côte-Nord, produit du naissain de pétoncle au Québec.

2.3 Transferts interrégionaux

Au Québec, les bivalves d'élevage sont généralement des espèces indigènes. Les préoccupations associées à l'introduction d'espèces exotiques pour en faire l'élevage ne s'appliquent donc pas ou peu. Toutefois, la faune et la flore peuvent varier d'une région à l'autre. Il y a donc un risque d'introduire une espèce exotique lors d'un transfert de bivalves. En effet, les transferts constituent un vecteur potentiel de dispersion d'espèces exotiques (et envahissantes), ces dernières étant définies comme des espèces introduites dans une zone à l'extérieur de leurs aires naturelles (Carlton, 1992a, b; Naylor *et al.*, 2001; Streftaris *et al.*, 2005). Les risques existent également au niveau du transfert de maladies qui peuvent causer des épidémies chez les espèces hôtes ou autres espèces associées (Barber, 1996; Renault, 1996; McKindsey *et al.*, 2007).

Les transferts interrégionaux des bivalves au Québec sont gérés par Pêches et Océans Canada via le Code national sur l'introduction et le transfert d'organismes aquatiques (MPO, 2003). Un permis est donc nécessaire pour transférer des bivalves et l'autorisation du transfert dépend des risques de transfert d'espèces dites « nuisibles ».

Il existe des traitements qui peuvent être appliqués pour éliminer les espèces exotiques avant un transfert. Pour les organismes localisés sur les valves des bivalves, cette liste inclut le trempage/arrosage des bivalves avec des acides, bases, solutions saumâtres ou de la chaux, ou même de l'eau fraîche, sans oublier le séchage, l'application de chaleur, etc. (Boothroyd *et al.*, 2002; Anonyme, 2003; Bourque *et al.*, 2003; Carver *et al.*, 2003; Forrest *et al.*, 2004; Mineur *et al.*, 2004; Thompson et MacNair, 2004; MacDonald *et al.*, 2005; Swan *et al.*, 2005; LeBlanc *et al.*, 2007b). Pour les organismes présents à l'intérieur des valves (parasites, virus, bactéries, etc.), d'autres mesures peuvent être utilisées telles la dépuration ou la quarantaine (Scarratt *et al.*, 1993; Hégaret *et al.*, 2005; Minchin et Rosenthal, 2002).

Une approche d'approvisionnement consiste également à récolter des juvéniles dans une zone peu productive et à les transférer dans des sites plus productifs. Ces transferts sont essentiellement pratiqués pour l'élevage de la mye commune. Cet aspect est largement traité dans la section 3.2.4.

3. Grossissement

3.1 Élevage en suspension

La plupart des études traitant de l'interaction entre la conchyliculture et l'environnement portent sur l'élevage de la moule et son effet sur les organismes vivant dans le sédiment (endofaune). Notre revue de littérature reflète donc cette réalité. Les processus biophysiques associés aux élevages en suspension du pétoncle, de la mye et de l'huître sont peu documentés et peuvent différer de la mytiliculture à divers points de vue puisque ces bivalves sont généralement confinés dans des structures de grossissement (p. ex. paniers).

Il est également important de spécifier que la mytiliculture québécoise opère à un niveau d'intensification inférieur à celui en cours ailleurs au Canada. À titre d'exemple, on note au site mytilicole de la lagune de la Grande Entrée aux Îles-de-la-Madeleine, une densité de stockage de 1,5 moule par m³ d'eau (Grant *et al.*, 2007) alors que, dans la baie de Tracadie (Île-du-Prince-Édouard), la densité d'élevage est de l'ordre de 13 moules par m³ (calculé sur la base de données présentées par Cranford *et al.* (2006), en utilisant le poids moyen de 20 g par moule, poids humide).

3.1.1 Alimentation des bivalves

Puisqu'ils sont des organismes filtreurs, les bivalves ont un rôle important dans la régulation des algues microscopiques (phytoplancton) (Smaal et Prins, 1993; Dame, 1996; Prins *et al.*, 1998; Cranford *et al.*, 2003). Les bivalves peuvent donc constituer un facteur limitant de la croissance des communautés phytoplanctoniques tel qu'observé dans la baie de San Francisco (Cloern, 1982; Officer *et al.*, 1982), dans des sites mytilicoles à l'Île-du-Prince-Édouard (Meeuwig, 1999; Cranford *et al.*, 2003) et dans des baies ostréicoles de la France (Souchu *et al.*, 2001). La diminution de la

concentration du seston (particules) dans l'eau par la filtration des bivalves en augmente la transparence (Cranford *et al.*, 2003; Newell et Koch, 2004). Dans cette situation, le rayonnement solaire pénètre plus profondément dans la colonne d'eau et augmente la croissance des algues et zostères (Newell et Koch, 2004; Deslous-Paoli *et al.*, 1998). La diminution de la turbidité peut aussi favoriser la croissance d'algues unicellulaires benthiques, lesquelles sont importantes dans le régime alimentaire de divers organismes (Newell, 2004).

Ainsi, l'implantation de fermes mytilicoles peut permettre d'améliorer la qualité des eaux côtières marines où un processus d'eutrophisation (enrichissement en éléments nutritifs et en algues) est en cours (Dame et Dankers, 1988; Smaal et Prins, 1993; Chopin *et al.*, 2001; Lindahl *et al.* 2005). Par exemple, le couplage de la pisciculture en cage à une conchyliculture en suspension permettrait de réduire la concentration des matières particulaires et des nutriments dissous dans l'eau via la filtration des bivalves (Chopin *et al.*, 2001). Edebo *et al.*, (2000) et Lindahl *et al.* (2006) ont aussi suggéré d'implanter une ferme de moules dans des secteurs côtiers de la Suède dans un contexte de gestion des surplus de nutriments d'origine anthropique.

Puisque les bivalves se nourrissent des mêmes particules que certaines espèces zooplanctoniques (animaux microscopiques), ceci peut entraîner une compétition pour la nourriture entre ces deux groupes d'organismes (Cloern, 1982; Dame, 1996; Deslous-Paoli *et al.*, 1998; Souchu *et al.*, 2001; Newell, 2004). Selon, Lam-Hoai et Rougier (2001), la diminution de la biomasse zooplanctonique observée dans la lagune de Thau en France, s'expliquerait par cette forme de compétition.

Bien que les bivalves soient traditionnellement considérés comme étant fondamentalement herbivores, des études récentes ont démontré l'importance du zooplancton (animaux microscopiques) dans leur alimentation (Davenport *et al.*, 2000; Wong *et al.*, 2003; Wong et Levinton, 2004; Lehane et Davenport, 2006 et Trotter *et al.*, 2007). Selon Lehane et Davenport (2004), la consommation de larves de bivalves par les moules adultes pourrait être assez importante pour entraîner une réduction significative de leur abondance à proximité des sites mytilicoles. Toutefois, la plupart de ces études ont révélé que les moules d'élevage de taille commerciale (environ 6 cm) pouvaient ingérer des organismes zooplanctoniques d'une taille variant entre 0,13 mm et 6 mm, mais que l'ingestion de zooplancton mesurant > 3 mm était plutôt rare. D'ailleurs, Gendron *et al.* (2003) ont constaté que les larves de homard (mesurant de 8 à 9,5 mm) seraient, d'une part, trop grosses pour être consommées par des moules et, d'autre part, assez mobiles pour s'éloigner du courant de filtration généré par ces bivalves.

Des bactéries pathogènes provenant des effluents d'eaux domestiques et des eaux de ruissellement peuvent être assimilées par les bivalves (Bernard, 1989). Au Canada, un programme de surveillance de la salubrité des mollusques de culture ou de récolte récréative est réalisé par Environnement Canada grâce au Programme canadien de contrôle sanitaire des mollusques. Cette organisation a la capacité légale de fermer des zones à la récolte en raison d'une contamination. Certaines microalgues, connues pour leur production de phycotoxines paralysantes (PSP), amnésiques (ASP) et diarrhéiques (DSP) peuvent être consommées par les bivalves d'élevage (Parker *et al.*, 2002) et les rendre inaptes à la consommation humaine (Newell, 2004).

3.1.2 Biodéposition

Lors de leur alimentation, les bivalves filtreurs interceptent des particules en suspension et rejettent la portion non assimilée sous forme d'agglomérats (féces et pseudoféces) dont la taille peut varier de 0,5 à 3 mm de longueur (Cranford *et al.*, 2003). Ces agglomérats ont une vitesse de déposition relativement rapide, ce qui augmente le flux de la matière organique sur le fond et donc, le taux de sédimentation (Prins *et al.*, 1998; Chamberlain *et al.*, 2001; Cranford *et al.*, 2003; Danovaro *et al.*, 2004; Hartstein et Stevens, 2005; Cranford *et al.*, 2006). Les taux de sédimentation directement sous les structures d'élevage peuvent être de 1,3 à 5,5 plus élevés que sous des sites témoins, ce qui peut occasionner, dans certains cas, des changements au niveau de la structure des communautés benthiques (Dahlbäck et Gunnarson, 1981; Grant *et al.*, 1995; Hartstein et Stevens, 2005; Callier *et al.*, 2006; Tita *et al.*, 2006).

Les conditions physiques du site d'élevage (hydrodynamisme, topographie) semblent déterminer l'importance de la biodéposition sous les structures. Chamberlain *et al.* (2001) ont comparé deux sites mytilicoles situés au sud-est de l'Irlande avec des moules de densité et d'âge similaire, et ont observé une biodéposition plus importante au site soumis à un régime de courants plus faibles. Toutefois, l'enrichissement organique des sédiments ne s'est pas étendu au-delà de 40 m des deux sites. Hartstein et Stevens (2005) ont aussi observé que l'enrichissement organique des sédiments ne s'étendait pas au-delà de 50 m de la limite de trois sites mytilicoles situés à Malborough Sounds (N-Z), peu importe qu'ils soient exposés ou abrités du courant. De leur côté, Danovaro *et al.* (2004) rapportent une biodéposition négligeable à un site mytilicole situé dans la mer Adriatique, Italie, et ils attribuent cette situation aux conditions hydrodynamiques qui assurent la remise en suspension et l'exportation des biodépôts. Crawford *et al.* (2003) ont noté que la déposition des sédiments dans trois sites d'élevage en Tasmanie, Australie, était comparable à celle estimée à l'extérieur des fermes et ce, malgré un régime de courant considéré faible (courants d'environ 3,5 cm sec⁻¹). Selon Callier *et al.* (2006), la dispersion des biodépôts dans un site mytilicole de la lagune de Grande Entrée aux Îles-de-la-Madeleine, n'irait pas au-delà d'environ 12 m. Toutefois, Tita *et al.* (2006) ont rapporté une dispersion allant jusqu'à 1 km du site d'élevage. Cette différence d'échelle spatiale serait due à des approches méthodologiques différentes. Dans le cas de Callier *et al.* (2006), l'utilisation de pièges à sédiments a permis d'analyser le trajet des particules fécales mytilicoles de la colonne d'eau vers le fond. Par contre, la méthode de Tita *et al.* (2006), basée sur l'analyse des couches sédimentaires de la lagune, a permis d'inférer sur le transport des biodépôts sur le fond par l'action des courants.

Les conditions d'élevage (espèce, densité, et taille (âge) influencent également le taux de la biodéposition sous les structures d'élevage. Callier *et al.* (2006) ont d'ailleurs observé une biodéposition plus importante sous les filières de moules de deux ans (1+) comparativement aux filières de moules de moins d'un an (0+) aux Îles-de-la-Madeleine.

L'accumulation des biodépôts peut entraîner un enrichissement organique des sédiments. Cette matière stimule le développement des communautés bactériennes qui, à leur tour, consomment l'oxygène dissous (Baudinet *et al.*, 1990; Hatcher *et al.*, 1994; Grant *et al.* 1995; Mirto *et al.*, 2000; Danovaro *et al.*,

2004). La présence de conditions hydrologiques particulières comme, par exemple, une thermocline estivale et l'absence de brassage de la colonne d'eau, peuvent amplifier la diminution de l'oxygène dissous (Deslous-Paoli *et al.*, 1998). Dans ces conditions, des bactéries appartenant au genre *Beggiatoa* peuvent couvrir la surface des sédiments en formant une sorte de tapis blanchâtre (Grant *et al.*, 1995; Crawford *et al.*, 2003). Une limitation de l'oxygène dissous peut altérer la biogéochimie des sédiments et, ultimement, entraîner la libération de gaz H₂S (hydrogène sulfuré) et d'ammoniaque (NH₄⁺). En concentration élevée, ces composés peuvent être toxiques pour les populations benthiques (organismes vivants sur le fond) (Deslous-Paoli *et al.*, 1998; Stenton-Dozey *et al.*, 1999; Cranford *et al.*, 2003, 2006; Newell, 2004). Lorsque l'anoxie (absence d'oxygène) se prolonge, les répercussions peuvent même atteindre les élevages et les populations pélagiques (organismes vivants dans la colonne d'eau) avec des conséquences néfastes sur la productivité conchylicole (Deslous-Paoli *et al.*, 1998; Cranford *et al.*, 2006). La baie Tracadie à l'Île-du-Prince-Édouard est un endroit où la mytiliculture est pratiquée de façon assez intensive et cause occasionnellement des conditions hypoxiques (diminution d'oxygène) dans les couches d'eau près du fond (Cranford *et al.*, 2003). À noter que ce phénomène n'a pas encore été rapporté au Québec.

L'enrichissement des sédiments en matière organique peut modifier les communautés benthiques (Mirto *et al.*, 2000; Cranford *et al.*, 2003, 2006; Danovaro *et al.*, 2003). Plusieurs études (Stenton-Dozey *et al.*, 1999; Rosenberg, 2001; Stenton-Dozey *et al.*, 2001; Christensen *et al.*, 2003; Hartstein et Rowden, 2004; Richard *et al.*, 2007) ont observé que la communauté sous les sites mytilicoles était progressivement remplacée par des organismes opportunistes détritivores de petite taille. Christensen *et al.* (2003) ont observé dans une baie fortement utilisée pour la mytiliculture en Nouvelle-Zélande (regroupant 45 fermes et produisant 4000 t/an) une augmentation des petits polychètes de surface et une diminution de certains organismes, dont les bivalves et les crustacés. Les auteurs rapportent aussi une diminution de l'endofaune et l'amincissement de la couche sédimentaire colonisée. Une analyse effectuée sous des radeaux de moules d'élevage (*Mytilus galloprovincialis*) de la baie de Saldanha, Afrique du Sud, a démontré une réduction de 5 à 15 % de la biomasse macrofaunique (Stenton-Dozey *et al.*, 2001). Précisons que le site d'étude était alors soumis à 74 radeaux de production, totalisant une production de 2000 à 3000 t/an.

Les études réalisées dans la lagune de Grande-Entrée aux Îles-de-la-Madeleine par Callier *et al.* (2006) ont démontré que les biodépôts étaient limités aux sédiments en dessous des lignes de production de moules. De plus, ils ont démontré qu'il n'y avait pas de changements majeurs dans la structure des communautés benthiques depuis le début des activités mytilicoles dans cette lagune (en 1982). Tita *et al.* (2006) ont observé une diminution des densités méiofauniques¹ dans les sédiments du site mytilicole de la Grande-Entrée et des changements au niveau de la structure trophique des communautés de nématodes. En effet, les espèces se nourrissant de débris organiques étaient proportionnellement plus abondantes dans les sédiments du site mytilicole. Toutefois, aucun

¹ La méiofaune est constituée de l'ensemble d'organismes vivant dans les sédiments et ayant une taille inférieure à 1 mm et supérieure à 63 µm. Elle est généralement dominée par le groupe des nématodes.

effet significatif n'a été observé par Tita *et al.* (2006) sur le plan de la biodiversité entre les communautés méiofauniques à l'intérieur et à l'extérieur du site mytilicole.

Finalement, malgré l'importance des élevages de moules dans la baie de Tracadie à l'Île-du-Prince-Édouard, des études sur les communautés benthiques et certains indicateurs physico-chimiques semblent montrer très peu d'effets directement liés à la mytiliculture (Leblanc *et al.*, 2003).

Selon Grant *et al.* (1995), le dégrappage occasionnel des moules d'élevage aurait une plus grande influence sur la structure des communautés benthiques que l'enrichissement en matière organique par biodéposition. En effet, les coquillages qui tombent sur le fond peuvent accroître la complexité du substrat, créant ainsi de nouvelles niches écologiques qui attireront un plus grand nombre d'espèces (McKindsey *et al.*, 2006a). L'accumulation des coquilles et débris sous les filières mytilicoles installées dans une zone à substrat meuble (vase ou sable) peut créer des surfaces de fixation favorables à des espèces recherchant un substrat dur. Certaines espèces d'invertébrés et de poissons benthiques profitent du dégrappage des bivalves qui constituent une source alimentaire additionnelle (Grant *et al.*, 1995; Cranford *et al.*, 2003; D'Amours *et al.*, 2008). À ce sujet, on note une augmentation de l'abondance d'étoiles de mer, de homards, de crabes communs et de plies sous les filières d'élevage aux Îles-de-la-Madeleine (résultats non publiés de McKindsey *et al.*, cités dans McKindsey *et al.*, 2006a). D'Amours *et al.* (2008) ont aussi noté une forte augmentation de prédateurs (étoiles, lunaties, crabes) dans quatre sites mytilicoles à l'Île-du-Prince-Édouard. Ces résultats se comparent aux observations faites à Ria de Arosa en Espagne, où la densité des crabes s'est avérée deux fois plus importante à proximité des sites conchylicoles (Freire *et al.*, 1995). Des résultats semblables ont été obtenus lors d'une étude dans un site mytilicole en Nouvelle-Zélande, où l'étoile de mer *Coscinasterias muricata* était entre 14 et 39 fois plus abondante qu'aux sites témoins (Inglis et Gust, 2003).

L'enrichissement organique des sédiments associés à la conchyliculture est généralement accompagné d'une augmentation du taux de renouvellement des nutriments dans la colonne d'eau (Prins *et al.*, 1998). Ces nutriments inorganiques dissous sont alors une source alimentaire importante du phytoplancton. Ainsi, la diminution de la biomasse phytoplanctonique par broutage des bivalves entraîne indirectement une augmentation de la productivité du phytoplancton grâce à la régénération de nutriments, notamment de l'azote (Asmus et Asmus, 1991; Newell, 2004). Des concentrations élevées d'azote ont été observées dans les eaux entourant certains parcs d'élevage de bivalves (Grant *et al.*, 1995; Deslous-Paoli *et al.*, 1998; Christensen *et al.*, 2003; Newell, 2004). L'azote dissous, dérivant soit de l'excrétion des bivalves en culture ou des processus de reminéralisation de la matière organique dans les sédiments, est réutilisé par la production primaire (Cranford *et al.*, 2006) et par certaines épibiontes fixées sur les structures d'élevage. Ceci favorise localement la productivité de l'écosystème (McKindsey *et al.*, 2006a). Selon Prins *et al.*, (1998), un flux élevé d'azote excrété par les populations denses de bivalves peut influencer (et possiblement accroître) la fréquence des blooms d'algues toxiques, là où elles sont présentes.

3.1.3 Structures d'élevage et création d'habitats

Les installations physiques utilisées pour l'élevage en suspension, composées de cordages, de bouées et d'ancrages, augmentent l'habitat disponible en trois dimensions et peuvent donc contribuer à accroître la biodiversité et l'abondance des organismes. En effet, Jensen (2002) et Castro *et al.* (2001) ont observé que l'abondance des poissons et des gros invertébrés était plus élevée à proximité de structures artificielles. Les structures aquacoles peuvent donc servir de la même façon. On ignore toutefois si la productivité biologique augmente ou si ces structures ont simplement pour effet d'attirer et agréger les organismes (McKindsey *et al.*, 2006a). Une étude menée par Morrissey *et al.* (2006), a toutefois révélé que l'abondance et la diversité des poissons étaient faibles dans un site mytilicole en Nouvelle-Zélande.

Les coquilles des bivalves en élevage fournissent un substrat d'attachement pour diverses espèces (épibiontes). Ces espèces profitent de l'excrétion de nutriments dissous par les bivalves pour se nourrir et peuvent, à leur tour, servir de nourriture pour des espèces pélagiques ou protéger les bivalves d'élevage de la prédation (McKindsey *et al.*, 2006a). Dans certains cas, la biomasse de ces espèces peut représenter jusqu'à 25 % du poids net des boudins de moules (Lesser *et al.*, 1992). Une certaine fraction des épibiontes est constituée d'organismes filtreurs qui peuvent même concurrencer les bivalves en élevage pour la nourriture disponible et affecter les taux de croissance de ces dernières (Grant *et al.*, 1998; McKindsey *et al.*, 2006a). Leur présence occasionne parfois des pertes de bivalves en culture par dégrappage résultant d'un surplus de poids (Bourque et Myrand, 2005). La fixation secondaire de jeunes moules sur des boudins en suspension occasionne des problèmes semblables. Toutefois, cette fixation secondaire, même lorsque celle-ci atteint jusqu'à 9 kg/m de boudin, peut avoir un impact négligeable lorsque le cycle de production est de courte durée, comme aux Îles-de-la-Madeleine (Bourque et Myrand, 2005).

La présence des épibiontes est peu comptabilisée dans les études d'impacts des activités conchylicoles malgré que leur biomasse puisse être importante (Mazouni *et al.*, 2001; McKindsey *et al.*, 2006a). Bien que les épibiontes risquent, dans certaines situations, d'engendrer des pertes économiques importantes pour les conchyliculteurs, leur présence peut représenter un effet positif pour l'habitat. En effet, elles constituent une source d'alimentation additionnelle pour la faune et augmentent la biodiversité.

De nombreux prédateurs aquatiques peuvent se nourrir de bivalves en élevage et entraîner des pertes importantes pour les conchyliculteurs. Parmi ceux-ci mentionnons, les crabes, les homards, les étoiles de mer et certains oiseaux marins (Beadman *et al.*, 2003; Roycroft *et al.*, 2004; McKindsey *et al.*, 2006a). Chez les oiseaux marins, on note la prédation par les eiders (*Somateria mollissima*), les hareldes kakawi (*Clangula hyemalis*), des macreuses noires (*Melanitta nigra*) et aussi par plusieurs espèces de Gaviidae et de Laridae (Roycroft *et al.*, 2004). Les canards plongeurs s'alimentent surtout de moules juvéniles sur collecteurs ou sur de nouveaux boudins. Day (1995) associe aux canards des pertes atteignant 75 % de la population conchylicole d'un site d'élevage en Nouvelle-Écosse. Selon Roycroft *et al.* (2004) les moules d'élevage en suspension seraient des proies plus attrayantes que les moules sauvages, à cause de leur coquille plus mince et de

leur contenu énergétique plus élevé. Les pertes associées aux mammifères marins semblent moins importantes que celles reliées aux oiseaux de mer (McKindsey *et al.*, 2006a). En effet, plusieurs études suggèrent que ces mammifères manifestent un comportement d'évitement, à proximité des parcs de bivalves en suspension (Würsig et Gailey, 2002; McKindsey *et al.*, 2006a).

3.1.4 Structures d'élevage et hydrodynamisme

Les structures artificielles conchylicoles peuvent modifier l'hydrologie locale de façon plus ou moins importante en ralentissant l'écoulement d'eau à l'intérieur du site d'élevage et en la déviant vers les zones périphériques. Un modèle de circulation de l'eau pour la baie de Sungo (Chine) qui accueillait des élevages très importants d'algues (3300 ha) et de pétoncles (1333 ha) a démontré un ralentissement de 54 % de la vitesse du courant à l'intérieur de la zone d'élevage (Grant et Bacher, 2001). Ce ralentissement de la circulation a conduit à un apport moindre en nourriture pour les filtreurs en élevage, une capacité moindre d'élimination des produits d'excrétion et un accroissement local de la sédimentation. Pilditch *et al.* (2001) ont également observé en Nouvelle-Écosse que les équipements d'élevage pouvaient diminuer de 40 % le flux de seston vers les pétoncles d'élevage.

3.2 Élevage benthique et ensemencement

Il existe peu d'études sur les effets des ensemencements de bivalves fouisseurs (ex. palourdes, coques et myes) sur le milieu naturel. On trouve toutefois quelques études pour la palourde japonaise *Tapes philippinum* (Spencer *et al.*, 1996; 1997; Bartoli *et al.*, 2001; Pranovi *et al.*, 2003, 2004; Nizzoli *et al.*, 2006) et les coques *Cerastoderma edulis* (Kaiser, 2001; Lehane et Davenport, 2002) et *Mercenaria mercenaria* (Mojica et Nelson, 1993). Les effets des ensemencements d'huîtres et de pétoncles sur l'environnement sont également peu documentés.

À noter que la production d'huîtres peut également se faire en poches maintenues sur des tables benthiques. Cette stratégie est également traitée dans cette section.

3.2.1 Structures d'élevage

Les ensemencements des myes, réalisés « à la volée » ne devraient occasionner que peu d'impact dans le milieu. Toutefois, afin d'éviter les pertes et la prédation causée par les crabes et les oiseaux, il est possible de recouvrir les semis pour les protéger de la prédation et limiter leur dispersion. Différentes méthodes, par exemple des cages ou des filets en polyéthylène, sont utilisées comme protection (Spencer *et al.*, 1997; Jamieson *et al.*, 2001). L'utilisation de ces structures de protection/rétention peut entraîner des modifications du milieu. En effet, elles constituent des barrières qui peuvent engendrer une augmentation locale du taux de sédimentation (Spencer *et al.*, 1996; 1997; Jamieson *et al.*, 2001). Une augmentation de la sédimentation sous les filets a été observée lors d'une étude sur l'élevage de la palourde japonaise (*Tapes philippinarum*) en zone intertidale (Spencer *et al.*, 1996; 1997). Powers *et al.* (2007) rapportent un effet positif de l'utilisation des filets qui se couvrent d'algues avec le temps. Ceux-ci servent de lieu de protection et de croissance pour les jeunes poissons et autres invertébrés mobiles. Au bassin aux Huîtres aux Îles-de-la-Madeleine, les structures d'élevage d'huîtres, soit des cages

surélevées du fond, servent d'abri pour des homards et des crabes. Des tables d'huîtres avec poches, peuvent également modifier les courants près du fond et ainsi favoriser la biodéposition (Nugues *et al.*, 1996).

3.2.2 Excrétion et décomposition

La lagune de Sacca di Goro en Italie, d'une profondeur moyenne de 1,5 m, supporte des ensemencements importants de palourdes japonaises (*Tapes philippinarum*) qui occupent près de tiers de sa superficie, à des densités entre 2000-2500 individus par m² (Bartoli *et al.*, 2001; Nizzoli *et al.*, 2006). Ces ensemencements intensifs occasionnent une augmentation des flux d'azote et de carbone, ainsi que des flux de phosphore et de silice (Bartoli *et al.*, 2001; Nizzoli *et al.*, 2006). Selon Bartoli *et al.* (2001), la consommation d'oxygène était près de cinq fois plus élevée dans le sédiment avec palourdes que dans un site contrôle sans palourde. Le taux de production de dioxyde de carbone était pour sa part jusqu'à neuf fois plus important dans le sédiment avec palourdes. Ces auteurs ont également remarqué des changements dans la structure des communautés endobenthiques, associés à une augmentation de l'abondance d'espèces opportunistes, comme le polychète *Capitella capitata*, un indicateur d'enrichissement organique des sédiments.

Les ensemencements décrits ci-haut sont réalisés à des niveaux très importants. En comparaison, les ensemencements de palourdes (*Prothaca staminea*, *Nuttalia obscurata* et *Tapes philippinarum*) réalisés à Baynes Sound en Colombie-Britannique occupent au plus 20 % de la zone intertidale (Carswell *et al.*, 2006). Les ensemencements de myes (*Mya arenaria*) aux Îles-de-la-Madeleine sont aussi beaucoup moins invasifs et sont réalisés à des densités d'environ 500 myes par m².

3.2.3 Contribution à la communauté benthique

Les ensemencements de palourdes japonaises réalisés dans l'estuaire du fleuve Exe (Royaume-Uni), à des densités de moins de 500 individus/m², ne semblent pas affecter de façon significative les communautés benthiques (Spencer *et al.*, 1997). Mojica et Nelson (1993) ont toutefois rapporté une légère diminution de la biodiversité des communautés benthiques causée par la culture de la palourde *Mercenaria mercenaria* dans les eaux peu profondes de la lagune de l'Indian River en Floride.

L'élevage d'huîtres sur des tables sur le fond semble causer de légères modifications de la structure des communautés benthiques, se traduisant en une augmentation du nombre des espèces dominantes (De Grave *et al.*, 1998; Forrest et Creese, 2006). D'après Forrest et Creese (2006), ces modifications sont observables jusqu'à environ 20 m du site de culture et disparaissent au-delà de 35 m. Nugues *et al.* (1996) ont observé des effets similaires dans une culture d'huîtres moins intensive que celle étudiée par Forrest et Creese (2006). Dans une étude comparant différents types d'habitats à Willapa Bay (États Unis), Ferraro et Cole (2007) ont remarqué que les indices de diversité tendaient à augmenter lorsque des prairies à zostères étaient associées à des installations d'ostréiculture.

Afin de réduire les effets de la prédation sur le succès d'un ensemencement, un contrôle des prédateurs peut être pratiqué. À ce sujet, il est intéressant de noter qu'au Japon cette

stratégie de contrôle fait partie du processus routinier de la production (Nadeau, 2006). Au moment de la récolte, les étoiles de mer capturées par dragage sont récupérées et débarquées à terre. En Norvège, l'utilisation de barrières de protection a été expérimentée pour diminuer la prédation par des crabes (*Cancer pagurus*) (Strand, 2005). Aux Îles-de-la-Madeleine, deux stratégies ont été expérimentées (Nadeau et Hébert, 2003; Nadeau, 2006). La première consistait à retirer les prédateurs lors de la pêche aux pétoncles sur des fonds ensemencés. La seconde approche consistait à faire une pêche dirigée, par dragage, envers les prédateurs avant l'ensemencement des pétoncles.

Outre le contrôle des prédateurs, l'aménagement des fonds à ensemercer par l'ajout de coquilles peut être envisagé. D'ailleurs, les travaux de restauration ou d'ensemencement d'huîtres sont souvent précédés par l'ajout de coquilles d'huîtres ou de palourdes sur le fond (MacKenzie, 1996; O'Beirn *et al.*, 2000; Soniat et Burton 2005; Sahlin 2009). Pour les pétoncles, la nature du fond constitue également un facteur important pour leur survie (Booth et Cox, 2003). Dans ce contexte, une préparation des fonds par l'ajout de coquilles vides a été suggérée comme stratégie d'aménagement afin que les pétoncles juvéniles puissent bénéficier d'un substrat optimal pour leur attachement avec leur byssus (Bourgeois, 2004). L'ajout de coquilles résulterait également en une augmentation de la complexité physique de l'habitat sédimentaire avec des effets potentiellement positifs non seulement sur les pétoncles, mais aussi sur d'autres espèces d'invertébrés (Bourgeois, 2004; Guay et Himmelman, 2004).

L'ajout de bivalves d'élevage sur le fond ou en suspension dans des conditions naturelles, pour une période d'affinage plus ou moins prolongé et à des concentrations relativement élevées, a pour effet de faciliter le succès de reproduction de l'espèce en élevage. Par exemple, les ensemencements de pétoncles géants réalisés dans le passé au large des Îles-de-la-Madeleine pourraient avoir contribué à augmenter les taux de fécondation et de recrutement du pétoncle dans des secteurs à proximité (Hugo Bourdages, MPO, comm. pers.). Dans un même ordre d'idée, un projet d'initiative locale a visé le rétablissement de la population d'huîtres au bassin aux Huîtres aux Îles-de-la-Madeleine, par l'introduction de géniteurs sur le fond et dans des structures d'élevage (Sahlin, 2009).

3.2.4 Récolte

Les interactions entre la conchyliculture et l'environnement associées à l'étape de récolte suivant l'ensemencement sont très similaires avec celles associées aux activités de pêche. Il est également important de préciser que les sites ensemencés sont sous baux aquacoles et sont utilisés dans un contexte de « put and take ».

Au Québec, la récolte de la mye commune d'élevage se pratique à l'aide d'un râteau hydraulique avec jets d'eau. Cet engin est poussé manuellement et expulse des jets d'eau vers les sédiments qui sont remués jusqu'à une profondeur d'environ 10 à 20 cm (Sylvestre, 2003; Chevarie et Myrand, 2006). Les organismes délogés sont récupérés par le biais d'épuisettes après le passage du râteau. L'impact visible le plus notable causé par le râteau est la création de dépressions ou de tranchées dans les sédiments. La disparition de ces traces peut prendre entre quelques jours et 2-3 mois selon le type de sédiments et de l'hydrologie locale (Spencer *et al.*, 1998;

Tuck *et al.*, 2000; Provencher, 2005). Tuck *et al.* (2000) ont observé une diminution de la fraction fine des sédiments. Ces altérations ont été remarquées aussi lors d'une étude d'impact du râteau hydraulique au barachois de Malbaie, en Gaspésie (Provencher, 2005).

Le passage du râteau hydraulique peut également modifier la communauté benthique. Au Québec, des études ont été réalisées sur différents sites afin de mesurer l'impact du râteau utilisé pour la récolte des myes d'élevage. Sur deux des sites, les résultats n'ont pas révélé d'effet notable sur les communautés benthiques deux mois après la récolte (Provencher, 2005; Chevarie et Myrand, 2006). Sur un troisième site étudié, certaines espèces macrobenthiques se sont rétablies relativement rapidement (d'une semaine à un mois) tandis que d'autres sont demeurées à de faibles densités après 12 mois. Ces résultats sont cohérents avec ceux rapportés dans la littérature lors de la récolte de populations sauvages. Tuck *et al.* (2000) ont observé que les altérations des communautés benthiques, visibles après le passage d'un râteau hydraulique, étaient disparues cinq jours après la récolte. Hall et Harding (1997) ont observé une réduction immédiate jusqu'à 30 % de l'abondance des espèces et jusqu'à 50 % du nombre d'individus lors d'une récolte expérimentale par drague aspiratrice tirée par bateau sur un fond de pêche de la coque *Cerastoderma edule*. Toutefois, les communautés benthiques étaient rétablies après 56 jours. Kaiser *et al.* (1998a) ont rapporté un rétablissement de la communauté endobenthique dans les sept mois suivant une récolte par succion de la palourde japonaise.

Les pétoncles ensemencés à grandes profondeurs (>25 mètres) sont récupérés à l'aide d'une drague du même type (Digby) que celle utilisée pour la pêche commerciale. L'impact de cet engin est largement couvert dans la littérature. Selon Collie *et al.* (2000) et Eleftheriou (2000), la drague serait l'engin de pêche qui perturberait le plus les fonds marins. Toutefois, Hartog et Archambault (2002) mentionnent qu'il y a peu de connaissances disponibles sur les impacts de la drague de pétoncles telle qu'utilisée dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent, et ce, malgré les activités relativement intenses de dragage qui y sont effectuées. De plus, l'impact d'une drague peut différer de manière notable d'un endroit à l'autre selon les espèces halieutiques visées, le type d'engin utilisé, le type de substrat et le régime de perturbations naturelles (Kaiser *et al.*, 1998a; Collie *et al.*, 2000; Hiddink, 2006). Selon ces facteurs, les dragues peuvent causer un aplatissement et une réduction de la complexité physique de l'habitat benthique (Eleftheriou et Robertson, 1992; Bradshaw *et al.*, 2001; Watling *et al.*, 2001; Hartog et Archambault, 2002) et la remise en suspension de sédiments fins, tout en modifiant la structure sédimentaire (Hartog et Archambault, 2002). Arseneau *et al.* (2003), ont observé que les impacts de la drague sur la structure sédimentaire pouvaient s'atténuer après sept mois, dans des zones de substrat meuble (sable et gravier). Watling *et al.* (2001) ont toutefois noté que les sédiments fins de la couche de surface n'étaient pas encore rétablis six mois après un dragage expérimental.

Aspects positifs, selon Riemann et Hoffmann (2001); une augmentation de la concentration d'éléments nutritifs dans la colonne d'eau suite au passage d'une drague augmenterait la production primaire planctonique. Dans la lagune de Venise, Italie, le dragage des palourdes japonaises permet la remise en suspension de la matière organique et stimule même la croissance des bivalves (Pranovi *et al.*, 2004).

L'utilisation de la drague peut engendrer un taux élevé de mortalité indirecte (Myers *et al.*, 2000; Hartog et Archambault, 2002). Toutefois, rappelons que dans le cas des projets d'ensemencement, la récolte des stocks d'élevage est gérée par la compagnie de production et les pertes associées à la mortalité indirecte doivent être limitées étant donné les pertes économiques qu'elles représentent. Le dragage affecte également les espèces associées (Currie et Parry, 1996; Collie *et al.*, 2000; Watling *et al.*, 2001). Une étude sur l'importance des prises accidentelles signale qu'entre 2 et 25 % de certaines espèces benthiques non visées par la pêche risquent d'être capturées (Jenkins *et al.*, 2001). Selon Hiddink (2006), les impacts de la drague à pétoncles seraient généralement moins importants dans des régions soumises à des perturbations naturelles relativement fréquentes, car le niveau de résilience des communautés benthiques y est plus élevé. Des résultats de Watling *et al.* (2001) ont révélé que certains crustacés et polychètes pouvaient demeurer absents d'un site jusqu'à six mois après la perturbation du dragage, alors que le rétablissement était plus rapide pour d'autres groupes taxonomiques. Bradshaw (2002) a estimé qu'à long terme, (50 ans) les espèces moins mobiles avaient tendance à diminuer contrairement à certains crustacés et charognards, ayant une capacité de régénération des tissus élevée tels les buccins et les étoiles de mer. Certaines espèces nécrophages profitent donc de l'abondance des organismes tués ou blessés après le passage de la drague (Ramsay, 1998; Jenkins *et al.*, 2001). Selon Pranovi *et al.*, (2000, 2003) les activités de récolte dans la lagune de Venise ne produiraient pas des altérations significatives des communautés méiofauniques. Celles-ci semblent pouvoir résister plus facilement aux effets immédiats et chroniques des perturbations sédimentaires grâce à leurs stratégies de recolonisation plus efficaces (p. ex. cycle de vie court et dispersion rapide en milieu intertidal) (Schratzberger *et al.*, 2002).

La vitesse de recolonisation d'un site perturbé serait influencée par la stabilité des sédiments, mais également par l'exposition aux vagues et aux courants du site, ainsi qu'à l'intensité et la fréquence des perturbations (Kaiser *et al.*, 1998a; Spencer *et al.*, 1998; Collie *et al.*, 2000; Tuck *et al.*, 2000; Norkko *et al.*, 2006). Généralement, les sites exposés à des courants de marée relativement importants, accompagnés de cycles d'émersion/immersion, montrent une vitesse de recolonisation plus rapide (Tuck *et al.*, 2000; Provencher, 2005). De plus, Norkko *et al.* (2006) et Provencher (2005) suggèrent que l'étendue des zones perturbées par la récolte influence le temps de rétablissement des communautés benthiques. Toutefois, Hall et Harding (1997) n'ont noté aucune différence de temps de recolonisation entre des sites ayant des superficies variant entre 225 m² et 2 025 m².

Lors des ensemencements, une rotation des sites permet d'assurer une récolte annuelle et la période de croissance nécessaire aux juvéniles ensemencés. La durée du cycle de rotation varie en fonction de la vitesse de croissance des espèces et la taille à l'ensemencement et peut atteindre jusqu'à cinq ans pour les myes (Chevarie et Myrand, 2007; Provencher 2005) et le pétoncle géant (Cliche et Giguère, 1998). Selon Hart (2003), un système de rotation entre les différents sites d'ensemencement de pétoncles permettrait d'atténuer significativement les impacts associés aux activités de dragage (Hart, 2003).

4. Conclusion

L'objectif de ce document était de faire une synthèse des connaissances sur les interactions entre la conchyliculture et l'environnement. Les sujets traités se sont limités aux aspects concernant l'habitat biophysique et incluent des études scientifiques réalisées jusqu'en 2007.

La conchyliculture, qui englobe toutes les formes d'élevage de mollusques, est une stratégie de production qui implique l'utilisation de zones marines pour l'installation de structures d'élevage ou pour la réalisation d'ensemencements. Au Québec, on pratique principalement la culture en suspension (moules, pétoncles). Les diverses étapes de production, soit l'approvisionnement en juvéniles, la période de croissance et la récolte, interagissent avec l'environnement à des degrés divers. La nature de ces interactions est liée à l'intensité de la production (superficie du site aquacole, densité d'élevage) et les facteurs biophysiques du milieu récepteur (hydrodynamisme, topographie, habitat). Les interactions se produisent à petite échelle (à proximité des fermes) ou à plus grande échelle spatiale et peuvent être non significatives ou se traduire par une amélioration ou une détérioration de l'habitat marin. De façon très générale, des effets adverses sur l'environnement découlant de la conchyliculture augmentent avec le degré d'intensité de la production. Il est dans ce contexte important de noter qu'au Québec, le niveau d'intensité est de beaucoup inférieur à celui en cours ailleurs au Canada.

Les élevages de bivalves exigent l'approvisionnement en juvéniles par le captage larvaire en milieu naturel, par une production en écloserie ou via des récoltes et transferts de juvéniles. Très peu d'études couvrent cette étape de la production. Toutefois, le captage pélagique en milieu naturel semble occasionner peu d'impact sur l'environnement et pourrait même être bénéfique pour la biodiversité. Les préoccupations soulevées par l'utilisation de larves provenant des écloséries est surtout à l'égard d'un possible affaiblissement du pool génétique des populations sauvages, alors que le transfert de juvéniles implique des risques à l'égard d'introduction d'espèces envahissantes.

À grande échelle, les bivalves jouent un rôle dans la régulation des algues microscopiques lors de leur croissance, qui peut se traduire par une amélioration des eaux côtières où un processus d'eutrophisation est en cours. La plupart des travaux scientifiques sur les effets de la conchyliculture avec l'environnement portent toutefois sur les processus benthiques locaux découlant de l'augmentation de la déposition de la matière organique des élevages de moules en suspension. Dépendant du régime de courant, des conditions d'élevage et de l'approche méthodologique, la dispersion de cette biodéposition peut être négligeable ou s'étendre jusqu'à 1 km du site maricole. L'enrichissement des sédiments qui découle de la biodéposition engendre parfois des conditions d'anoxie près du fond et dans la colonne d'eau, avec des conséquences, parfois néfastes, sur la composition et l'abondance des communautés benthiques. En contrepartie, l'enrichissement des sédiments est généralement accompagné d'une régénération de nutriments pouvant favoriser localement la productivité de l'écosystème.

La problématique d'enrichissement des sédiments a également été observée lors de la croissance de bivalves sur le fond suite à d'ensemencements très intensifs ou lors de l'utilisation

de structures de protection contre des prédateurs. Toutefois, la conchyliculture par ensemencement interagit principalement avec l'environnement à l'étape de récolte. Au Québec, la récolte de la mye commune d'élevage se pratique à l'aide d'un râteau hydraulique avec jets d'eau et les pétoncles ensemencés à grandes profondeurs sont récupérés à l'aide d'une drague utilisée pour la pêche commerciale. Les effets sur l'environnement sont très similaires à celles associées aux activités de pêche commerciale et concernent surtout la modification de la complexité physique de l'habitat benthique et l'appauvrissement des communautés benthiques. Remarquons que, contrairement à la pêche commerciale, les projets d'ensemencement se basent sur un principe de « put and take », comprenant un système de rotation entre différents sites qui permet d'atténuer significativement les impacts associés aux activités de la récolte. Les structures aquacoles, en suspension ou sur le fond, augmentent l'habitat disponible en trois dimensions et peuvent donc contribuer à accroître la biodiversité et l'abondance des organismes. La complexité du substrat peut également être accrue par des coquilles qui tombent sur le fond à partir des filières de bivalves en suspension, ou par un ajout de coquilles comme stratégie d'aménagement lors de projets d'ensemencement de pétoncles ou d'huîtres. De surcroît, de nombreux prédateurs aquatiques sont attirés par la source alimentaire additionnelle que représentent les bivalves en élevage.

Comme souligné précédemment, il semble exister dans la littérature un biais envers les effets négatifs des élevages de bivalves. Notre revue de littérature reflète cette réalité, mais représente également une tentative de balancer le discours actuel en mettant en évidence le peu de travaux traitant des effets positifs de la conchyliculture. Nous considérons prioritaire de poursuivre la recherche en ce sens afin d'atteindre une compréhension plus complète et réelle du rôle de la conchyliculture dans l'environnement marin.

Remerciements

Ce document a été produit avec l'appui financier du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, de la Société du développement de l'industrie maricole, du ministère du Développement économique, de l'Innovation et de l'Exportation, de la Fondation communautaire Gaspésie-Îles et du Centre de recherche sur les milieux insulaires et maritimes.

Références

- Anonyme. 2003. Clubbed tunicate use options. Prince Edward Island Agriculture, Fisheries and Aquaculture, Technical Report 232: iv + 30 p.
- Arseneau, M.J., P. Archambault, P. Goudreau. 2003. Effet de la pêche commerciale sur le gisement de pétoncles d'Islande (*Chlamys islandica*) de l'île Rouge dans l'estuaire du Saint-Laurent: évaluation des impacts sur le pétoncle et la communauté benthique associée. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2512: vii + 38 p.
- Asmus, R.M., H. Asmus. 1991. Mussel beds: limiting or promoting phytoplankton? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 148: 215-232.
- Barber, B.J. 1996. Impacts of shellfish introductions on local communities. In: Pedersen, J. (Ed). Exotic species workshop: issues relating to aquaculture and biodiversity. MIT Sea Grant College Program (MITSG 96-15). Cambridge: p. 18-21.
- Bartoli, M., D. Nizzoli, P. Viaroli, E. Turolla, G. Castaldelli, E.A. Fano, R. Rossi. 2001. Impact of *Tapes philippinarum* farming on nutrient dynamics and benthic respiration in the Sacca di Goro. *Hydrobiologia* 455(1-3): 203-212.
- Baudinet D., E. Alliot, B. Berland, C. Grenz, M. Plante-Cuny, R. Plante, C. Salen-Picard. 1990. Incidence of mussel culture on biogeochemical fluxes at the sediment-water interface. *Hydrobiologia* 207:187-196.
- Bayne, B.L. 1965. Growth and the delay of metamorphosis of the larvae of *Mytilus edulis* (L.). *Ophelia* 2: 1-47.
- Beadman H.A., R.W.G. Caldow, M.J. Kaiser, R.I. Willows. 2003. How to toughen up your mussels: using mussel shell morphological plasticity to reduce predation losses. *Marine Biology* 142: 487 - 494.
- Beaumont, A.R. 2000. Genetic considerations in hatchery culture of bivalve shellfish. In: Fingerman, M., Nagabhushanam, R. (Eds.), Recent advances in marine biotechnology. Science Publishers, Inc, p. 87-109.
- Beaumont, A.R., M.D. et Budd. 1982. Delayed growth of mussel (*Mytilus edulis*) and scallop (*Pecten maximus*) veligers at low temperatures. *Marine Biology* 71: 97-100.
- Bernard, F.R. 1989. Uptake and elimination of coliform bacteria by four marine bivalve mollusks. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 46: 1592-1599.
- Booth J.D., O. Cox. 2003. Marine fisheries enhancement in New Zealand: our perspective. *Journal of Marine and Freshwater Research* 37: 673-690.
- Boothroyd, F.A., N.G. MacNair, T. Landry, A. Locke, T.J. Davidson. 2002. Dealing with an aquatic invader: the clubbed tunicate (*Styela clava*) in Prince Edward Island waters. *Aquaculture Canada* 2002, Charlottetown, PEI.
- Bourgeois, M. 2004. Effet du substrat sur la survie, la croissance et la dispersion du pétoncle géant juvénile *Placopecten magellanicus* (Gmelin, 1791). M.Sc. Océanographie. Rimouski, Université du Québec: 125 p.
- Bourque, D., T. Landry, J. Davidson, N. McNair. 2003. Impact of an invasive tunicate in Atlantic Canada: Recruitment and competition. *Journal of Shellfish Research* 22: 320.
- Bourque, F., B. Myrand 2005. Étude descriptive du dégrappage en milieu lagunaire aux Îles-de-la-Madeleine. MAPAQ. DIT, Rapport de recherche et de développement. N° 152, 9 p.
- Bourque, F., B. Myrand. 2008. Traitement des collecteurs de moules à la saumure pour contrer la prédation par les étoiles de mer. MAPAQ. DIT, Rapport de recherche et de développement. N° 160, 20 p.
- Bradshaw, C. 2002. The role of scallop-dredge disturbance in long-term changes in Irish Sea benthic communities: a re-analysis of an historical dataset. *Journal of Sea Research* 2: 161-184.
- Bradshaw, C., L.O. Veale, A.S. Hill, A.R. Brand. 2001. The effect of scallop dredging on Irish Sea benthos: experiments using a closed area. *Hydrobiologia* 465: 129-138.
- Calderon, I. 2007. Atelier de travail sur l'élevage de la mye commune - Institut des sciences de la mer de Rimouski, 20 au 22 avril 2005. Compte rendu N° 32. Direction de l'innovation et des technologies, MAPAQ, Gaspé, 50 p.
- Callier, M.D., A.M. Weise, C.W. McKindsey, G. Desrosiers. 2006. Sedimentation rates in a suspended mussel farm (Great-Entry Lagoon, Canada): 2 biodeposit production and dispersion. *Marine Ecology Progress Series* 322: 129-141.
- Carlton, J.T. 1992a. Introduced marine and estuarine mollusks of North America: an end-of-the-20th-century perspective. *Journal of Shellfish Research* 11: 489-505.
- Carlton, J.T. 1992b. Dispersal of living organisms into aquatic ecosystems as mediated by aquaculture and fisheries activities. In: Rosenfield, A., Mann, R. (Eds). Dispersal of living organisms into aquatic ecosystems. Maryland Sea Grant, College Park, p.13-46.
- Carswell, B., S. Cheesman, J. Anderson. 2006. The use of spatial analysis for environmental assessment of shellfish aquaculture in Baynes Sound, Vancouver Island, British Columbia, Canada. *Aquaculture* 253: 408-414.
- Carver, C.E., A. Chisholm, A. Mallet. 2003. Strategies to mitigate the impact of *Ciona intestinalis* (L.) biofouling on shellfish production. *Journal of Shellfish Research* 22: 621-631.
- Castro, J.J., J.A. Santiago, A.T. Santana-Ortega. 2001. A general theory on fish aggregation to floating objects: An alternative to the meeting point hypothesis. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 3: 255-277.
- Chamberlain, J., T.F. Fernandes, P. Read, T.D. Nickell, M. Davies. 2001. Impacts of biodeposits from suspended mussel (*Mytilus edulis* L.) culture on the surrounding surficial sediments. *ICES journal of marine science* 58: 411-416.
- Chevarie, L., B. Myrand. 2006. Programme de recherche-développement en myiculture aux Îles-de-la-Madeleine (Programme MIM) 2003. MAPAQ, DIT. Compte rendu n° 28, 50 p.
- Chevarie, L., B. Myrand. 2007. Programme de recherche-développement en myiculture aux Îles-de-la-Madeleine (Programme MIM) 2004 et bilan 2000-2005. MAPAQ, DIT. Compte rendu n° 30, 47 p.
- Chopin, T., A.H. Buschmann, C. Halling, M. Troell, N. Kautsky, A. Neori, G.P. Kraemer, J.A. Urtuche-González, C. Yarish, C. Neefus. 2001. Integrating seaweeds into marine aquaculture systems: a key toward sustainability. *Journal of Phycology* 37: 975-986.
- Christensen, P.B., R.N. Glud, T. Dalsgaard, P. Gillespie. 2003. Impacts of longline mussel farming on oxygen and nitrogen dynamics and biological communities of coastal sediments. *Aquaculture* 218: 567-588.
- Cliche G., M. Giguère, P.-A. Joncas, B. Thomas, S. Vigneau. 1999. Programme de Recherche sur le Pétoncle à des fins d'Élevage et de Repeuplement – Phase II. MAPAQ. Compte-rendu, 17 p.

- Cliche G., M. Giguère. 1998. Bilan du programme de recherche sur le pétoncle à des fins d'élevage et de repeuplement (REPERE) de 1990 à 1997. Rapport canadien à l'industrie sur les sciences halieutiques et aquatiques N° 247, 74 p.
- Cloern J.E. 1982. Does the benthos control phytoplankton biomass in South San Francisco Bay? *Marine Ecology Progress Series* 9: 191-202.
- Collie, J.S., S.J. Hall, M.J. Kaiser, I.R. Poiner. 2000. A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. *Journal of Animal Ecology* 69: 785-798.
- Cranford, P., M. Dowd, J. Grant., B. Hargrave, and S. McGladdery. 2003. Ecosystem Level Effects of Marine Bivalve Aquaculture. In: Volume I: A Scientific Review of the Potential Environmental Effects of Aquaculture in Aquatic Ecosystems. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2450: 51-84.
- Cranford, P., R. Anderson, P. Archambault, T. Balch, S.S. Bates, G. Bugden, M.D. Callier, C. Carver, L. Comeau, B. Hargrave, W.G. Harrison, E. Home, P.E. Kepjay, W.K.W. Li, A. Mallet, M. Ouellet, P. Strain. 2006. Indicators and Thresholds for Use in Assessing Shellfish Aquaculture Impacts on Fish habitat. MPO, Document de Recherche. 2006/034. Disponible en ligne sur: http://www.meds-sdmm.dfo-mpo.gc.ca/csas/applications/publications/publication_f.asp?year_selected=2006&series=RES.
- Crawford, C.M., C.K.A. Macleodl., M. Mitchell. 2003. Effects of shellfish farming on the benthic environment. *Aquaculture* 224: 117-140.
- Currie, D.R., G.D. Parry. 1996. Effects of scallop dredging on a soft sediment community: a large-scale experimental study. *Marine Ecology Progress Series* 134: 131-150.
- D'Amours, O., P. Archambault, C.W. McKindsey, L.E. Johnson. 2008. Local enhancement of epibenthic macrofauna by aquaculture activities. *Marine Ecology Progress Series* 371:73-84.
- Dahlbäck, B.L., A.H. Gunnarsson. 1981. Sedimentation and sulfate reduction under a mussel culture. *Marine Biology* 63: 269-275.
- Dame R.F. 1996. Ecology of marine bivalves: an ecosystem approach. *Marine Science Series*, CRC Press Inc., New York. 254 p.
- Dame, R.F., N. Dankers. 1988. Uptake and release of materials by a Wadden Sea mussel bed. *Journal of experimental marine biology and ecology*: 207-216.
- Danovaro, R., C. Gambi, G.M. Luna, S. Mirto. 2004. Sustainable impact of mussel farming in the Adriatic Sea (Mediterranean Sea) : evidence from biochemical, microbial and meiofaunal indicators. *Marine Pollution Bulletin* 49: 325-333.
- Danovaro, R., C. Corinaldesi, T. LaRosa, G.M. Luna, A. Mazzola, S. Mirto, L. Vezzulli, M. Fabiano. 2003. Aquaculture impact on benthic microbes and organic matter cycling in coastal mediterranean sediments: a synthesis. *Chemistry and ecology* 1: 59-65.
- Davenport, J., R.J.J.W. Smith, M. Packer. 2000. Mussels *Mytilus edulis*: significant consumers and destroyers of mesozooplankton. *Marine Ecology Progress Series* 198: 131-137.
- Day, A. 1995. Sea duck predation- a problem in Nova Scotia. *Northern Aquaculture* 1:3.
- De Grave, S., S.J. Moore, G. Burnell. 1998. Changes in benthic macrofauna associated with intertidal oyster, *Crassostrea gigas* (Thunberg) culture. *Journal of Shellfish Research* 17(4) : 1137-1142.
- Deslous-Paoli, J.-M., P. Souchu, N. Mazouni, C. Juge, F. Dagault. 1998. Relations milieu - ressources : impact de la conchyliculture sur un environnement lagunaire méditerranéen (Thau). *Oceanologica Acta* 6: 831 - 843.
- Doiron, S. 2006. Manuel de référence de l'ostréiculteur. Ministère de l'agriculture, des pêches et de l'aquaculture du Nouveau-Brunswick. 75 p.
- Edebo, L., J. Haamer, O. Lindahl, L.-O. Loo, L. Piriz. 2000. Recycling of macronutriments from sea to land using mussel cultivation. *International Journal of Environment and Pollution* 13: 1-6.
- Eleftheriou, A. 2000. Marine benthos dynamics : environmental and fisheries impacts. *ICES journal of marine science* 57: 1299-1302.
- Eleftheriou, A., M. Robertson. 1992. The effects of experimental scallop dredging on the fauna and physical environment of a shallow sandy community. *Netherlands Journal of Sea Research* 30: 289-299.
- Ferraro SP, FA. Cole. 2007. Benthic macrofauna-habitat associations in Willapa Bay, Washington, USA. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 71: 491-507.
- Forrest, B.M., R.G. Creese. 2006. Benthic impacts of intertidal oyster culture, with consideration of taxonomic sufficiency. *Environmental Monitoring and Assessment* 112: 159-176.
- Forrest, B., T. Dodgshun, K. Blakemore. 2004. Vector management tools for invasive marine species: reducing the spread of biofouling pests with aquaculture transfers 13th International Conference on Aquatic Invasive Species, Ennis, Ireland, p. 159.
- Freire J, E. González-Gurriarán. 1995. Feeding ecology of the velvet swimming crab *Necora puber* in mussel raft areas of the Ria de Arousa (Galicia, NW Spain). *Marine Ecology Progress Series* 119: 139-154.
- Gendron, L., A.M. Weise, M. Fréchette, P. Ouellet, C.W. McKindsey, L. Girard. 2003. Évaluation du potentiel des moules d'élevage (*Mytilus edulis*) à ingérer des larves de homard (*Homarus americanus*) de stade I. Rapport canadien à l'industrie sur les sciences halieutiques et aquatiques: vii+ 20 p.
- Giguère M., G. Cliche, S. Brulotte. 1995. Synthèse des travaux réalisés entre 1986 et 1994 sur le captage du naissain de pétoncles aux Îles-de-la-Madeleine. Rapport canadien à l'industrie sur les sciences halieutiques et aquatiques 2061: xii + 71 p.
- Grant J. 1999. Ecological constraints on the sustainability of bivalve aquaculture. In: Svennevig, N., H. Reinertsen, M. New, (Eds). Proceedings of the second international symposium on sustainable aquaculture, 2-5 November 1997, Oslo. Sustainable aquaculture *Food for the future?* A.A. Balkema Publishers, Brookfield, p. 85-96.
- Grant, J., C. Bacher. 2001. A numerical model of flow modification induced by suspended aquaculture in a Chinese bay. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 5: 1003-1011.
- Grant, J., J. Stenton-Dozey, P. Monteiro, G. Pitcher, K. Heasman. 1998. Shellfish culture in the Benguela system: A carbon budget of Saldanha Bay for raft culture of *Mytilus galloprovincialis*. *Journal of Shellfish Research* 1: 41-49.
- Grant, J., A. Hatcher, D.B. Scott, P. Pocklington, C.T. Schafer, G.V. Winters. 1995. A multidisciplinary approach to evaluating impacts of shellfish aquaculture on benthic communities. *Estuaries* 1A: 124-144.
- Grant, J., K.J. Curran, T.L. Guyondet, G. Tita, C. Bacher, V. Koutitonsky, M. Dowd. 2007. A box model of carrying capacity for suspended mussel aquaculture in Lagune de la Grande-Entree, Iles-de-la-Madeleine, Quebec. *Ecological modelling* 1-2: 193-206.
- Guay, M., J.H. Himmelman. 2004. Would adding scallop shells (*Chlamys islandica*) to the sea bottom enhance recruitment of commercial species? *Journal of experimental marine biology and ecology* 312: 299-317.
- Hall, S.J., M.J.C. Harding. 1997. Physical disturbance and marine benthic communities : the effects of mechanical harvesting of cockles on non-target benthic infauna. *Journal of Applied Ecology* 34: 497-517.

- Hart, D.R. 2003. Yield- and biomass-per-recruit analysis for rotational fisheries, with an application to the Atlantic sea scallop (*Placopecten magellanicus*). Fishery Bulletin 101: 44-57.
- Hartog, F., P. Archambault. 2002. Impacts de la pêche au pétoncle sur les fonds marins et la faune associée : revue de littérature. Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2627: vii + 38 p.
- Hartstein, N.D., A.A. Rowden. 2004. Effect of biodeposits from mussel culture on macroinvertebrate assemblages at sites of different hydrodynamic regime. Marine Environmental Research 57: 339-357.
- Hartstein, N.D., C.L. Stevens. 2005. Deposition beneath long-line mussel farms. Aquacultural engineering 3: 192-213.
- Hatcher, A., J. Grant, B. Schofield. 1994. Effects of suspended mussel culture (*Mytilus spp.*) on sedimentation, benthic respiration and sediment nutrient dynamics in a coastal bay. Marine Ecology Progress Series 115: 219-235.
- Hégaret, H., S.E. Shumway, G.H. Wikfors. 2005. Potential transport of harmful algae through bivalves. Journal of Shellfish Research 24: 657.
- Hiddink, J.G. 2006. Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production, and species richness in different habitats. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences 4: 721-736.
- Inglis, G.J., N. Gust. 2003. Potential indirect effects of shellfish culture on the reproductive success of benthic predators. Journal of Applied Ecology 40: 1077-1089.
- Inglis, G.J., B.J. Hayden, A.H. Ross. 2000. An Overview of Factors Affecting the Carrying Capacity of Coastal Embayments for Mussel Culture. NIWA, Christchurch, Client Report CHC00/69: vi+31 p.
- Jamieson, G.S., L. Chew, G. Gillespie, A. Robinson, L. Bendell-Young, W. Heath, B. Bravender, A. Tompkins, D. Nishimura, P. Doucette. 2001. Phase 0: Examen des impacts environnementaux de la conchyliculture en zone intertidale dans la baie Baynes. Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS), document de recherche : 2001/125.
- Jenkins, S.R., B.D. Beukers-Stewart, A.R. Brand. 2001. Impact of scallop dredging on benthic megafauna: A comparison of damage levels in captured and non-captured organisms. Marine Ecology Progress Series 215: 297-301.
- Jensen, A. 2002. Artificial reefs of Europe: perspective and future. ICES journal of marine science 59 (suppl.): S3-S13.
- Kaiser, M.J. 2001. Disturbance of intertidal soft-sediment benthic communities by cockle hand raking. Journal of Sea Research 2 : 119-130.
- Kaiser, M.J., P. Armstrong, P. Dare, R. Flatt. 1998a. Benthic communities associated with heavily fished scallop ground in the English Channel. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 78: 1045-1059.
- Kaiser, M.J.I., S.D. Laing Utting, G.M. Burnell. 1998b. Environmental impacts of bivalve mariculture. Journal of Shellfish Research 1: 59-66.
- Lam-Hoai, T., C. Rougier. 2001. Zooplankton assemblages and biomass during a 4-period survey in a northern Mediterranean coastal lagoon. Water research 35(1): 271-83.
- Leblanc A.R., T. Landry, G. Miron. 2003. Fouling organisms of the blue mussel *Mytilus edulis*: Their effect on nutrient uptake and release. Journal of Shellfish Research 22 (3): 633-638.
- Leblanc, A.R., D. Bourque, T. Landry, J. Davidson, N.G. MacNair. 2007a. The predation of zooplankton by the blue mussel (*Mytilus edulis*) and the clubbed tunicate (*Styela clava*). Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques. 2684 : vii + 18 p.
- Leblanc, N., J. Davidson, R. Tremblay, M. McNiven, T. Landry. 2007b. The effect of anti-fouling treatments for the clubbed tunicate on the blue mussel, *Mytilus edulis*. Aquaculture 264: 205-213.
- Lehane, C., J. Davenport. 2002. Ingestion of mesozooplankton by three species of bivalve; *Mytilus edulis*, *Cerastoderma edule* and *Aequipecten opercularis*. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 4: 615-619.
- Lehane, C., J. Davenport. 2004. Ingestion of bivalve larvae by *Mytilus edulis*: experimental and field demonstrations of larviphagy in farmed blue mussels. Marine Biology 1: 101-107.
- Lehane, C., J. Davenport. 2006. A 15-month study of zooplankton ingestion by farmed mussels (*Mytilus edulis*) in Bantry Bay, Southwest Ireland. Estuarine, Coastal and Shelf Science 4: 645-652.
- Lesser, M.P., S.E. Shumway, T. Cucci, J. Smith. 1992. Impact of fouling organisms on mussel rope culture: interspecific competition for food among suspension - feeding invertebrates. Journal of experimental marine biology and ecology 165: 91-102.
- Le Vay, L., G.R. Carvalho, E.T. Quinto, J.H. Leбата, V.N. Ut, H. Fushimi. 2007. Quality of hatchery-reared juveniles for marine fisheries stock enhancement. Aquaculture 268, 169-180.
- Lindahl, O., R. Hart, B. Hernroth, S. Kollberg, L.-O. Loo, L. Oirog, A.-S. Rehnstam-Holm, J. Svensson, S. Svensson, U. Syversen. 2005. Improving marine water quality by mussel farming : A profitable solution for Swedish society. Ambio, 34(2): 131-138.
- Lorenzen, K. 2005. Population dynamics and potential of fisheries stock enhancement: practical theory for assessment and policy analysis. Philosophical Transactions of the Royal Society B - Biological Sciences 1453: 171-189.
- MacDonald, J., G. MacCallum, N. MacNair. 2005. Biofouling control in mussel farming on Prince Edward Island Aquaculture Canada 2005, St. John's, NF.
- Mackenzie, C.L. Jr. 1996. Chapter 21, Management of natural populations. In: Kennedy Victor S., R.I.E. Newell, A.E. Eble, (Eds). The eastern oyster *Crassostrea virginica*. Sea grant college, 707-721 p.
- Mazouni, N., J.-C. Gaertner, J.-M. Deslous-Paoli. 2001. Composition of biofouling communities on suspended oyster cultures: an in situ study of their interactions with the water column. Marine Ecology Progress Series 214: 93-102.
- McGarvey, R., F.M. Serchucl., A. McLaren. 1992. Statistics of reproduction and Early Life History Survival of the Georges Bank Sea Scallop (*Placopecten magellanicus*) population. Journal of Northwest Atlantic Fishery Science 13: 83-89.
- McKindsey, C.W., H. Thetmeyer, T. Landry, W. Silvert. 2006a. Review of recent carrying capacity models for bivalve culture and recommendations for research and management. Aquaculture 2: 451-462.
- McKindsey, C.W., M.R. Anderson, P. Barnes, S. Courtenay, T. Landry, S. M. 2006b. Effects of shellfish aquaculture on fish habitat. MPO Secrétariat canadien de consultation scientifique, document de recherche. 2006/011.
- McKindsey, C.W., T. Landry, F.X. O'Beirn, I.M. Davies. 2007. Bivalve aquaculture and exotic species: a review of ecological considerations and management issues. Journal of Shellfish Research, vol. 26(2): 281-294.

- Meeuwig, J.J. 1999. Predicting coastal eutrophication from land-use: An empirical approach to small non-stratified estuaries. *Marine Ecology Progress Series*: 231-241.
- Minchin, D., H. Rosenthal. 2002. Exotics for stocking and aquaculture, making correct decisions. In: Leppäkoski, E., S. Gollasch, S. Olenin (Eds). *Invasive aquatic species of Europe: Distribution, impacts and management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, p. 206-215.
- Mineur, F., C. Maggs, M.P. Johnson, T. Belsher, M. Verlaque. 2004. Vectors for introduction of alien macroalgae in Europe: oyster transfers 13th International Conference on Aquatic Invasive Species, Ennis, Ireland, p. 158.
- Mirto, S., T. La Rosa, R. Danovaro, A. Mazzola. 2000. Microbial and meiofaunal response to intensive mussel-farm biodeposition in coastal sediments of the Western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* 3: 244-252.
- Mojica R.J., W.N. Nelson. 1993. Environmental effects of a hard clam (*Mercenaria mercenaria*) aquaculture site in the Indian River Lagoon, Florida. *Aquaculture* 113: 313-329.
- Molony, B.W., R. Lenanton, G. Jackson, J. Norris. 2003. Stock enhancement as a fisheries management tool. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 13: 409-432.
- Morrisey, D.J., R.G. Cole, N. Davey, S. Handley, A. Bradley, S. Brown, A. Madarasz. 2006. Abundance and diversity of fish on mussel farms in New Zealand. *Aquaculture* 2-4: 277-288.
- MPO. 2003. Code national sur l'introduction et le transfert d'organismes aquatiques. Pêches et Océans Canada (MPO), Ottawa vii + 54 p.
- MPO. 2005. Industrie canadienne de l'aquaculture 2004-2005, chiffres clés, 14 p.
- Myers, R.A., S.D. Fuller, D.G. Kehler. 2000. A fisheries management strategy robust to ignorance: rotational harvest in the presence of indirect fishing mortality. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 57: 2357-2362.
- Nadeau M. 2006. Méthodes de contrôle des étoiles de mer et des crabes utilisées dans le monde. In: Nadeau M., Tita G. (eds). Atelier de travail « Prédation du pétoncle et gestion des ensemencements », Îles-de-la-Madeleine. 29 février – 1^{er} mars 2004. MAPAQ, DIT, compte-rendu n° 24, p. 54.
- Nadeau M., D. Hébert. 2003. Impact du contrôle des prédateurs sur la survie des pétoncles géants ensemencés. In: Cliche, G., Coulombe, F. (eds). 4^e réunion annuelle de transfert de technologie- REPERE II, 26 et 27 mars 2003. MAPAQ, Îles-de-la-Madeleine, Compte rendu n° 22, 136 p.
- Naylor, R.L., S.L. Williams, D.R. Strong. 2001. Aquaculture - a gateway for exotic species. *Science* 294: 1655-1656.
- Newell, R.I.E. 2004. Ecosystem influences of natural and cultivated populations of suspension-feeding bivalve mollusk: a review. *Journal of Shellfish Research* 23: 51-61.
- Newell, R.I.E., E.W. Koch. 2004. Modeling seagrass density and distribution in response to changes in turbidity stemming from bivalve filtration and seagrass sediment stabilization. *Estuaries* 5(27): 793-806.
- Nizzoli, D., D.T. Welsh, E.A. Fano, P. Viaroli. 2006. Impact of clam and mussel farming on benthic metabolism and nitrogen cycling, with emphasis on nitrate reduction pathways. *Marine Ecology Progress Series* 315: 151-156.
- Norkko, A., R. Rosenberg, S.F. Thrush, R.B. Whitlatch. 2006. Scale- and intensity-dependent disturbance determines the magnitude of opportunistic response. *Journal of experimental marine biology and ecology* 1: 195-207.
- Nugues, M.M., M.J. Kaiser, B.E. Spencer, D.B. Edwards. 1996. Benthic community changes associated with intertidal oyster cultivation. *Aquaculture Resources* 27: 913-924.
- O'Beirn, F.X., M.W. Luckenbach, J.A. Nestlerode, G.M. Coates. 2000. Toward design criteria in constructed oyster reefs: oyster reefs: oyster recruitment as a function of substrate type and tidal height. *Journal Shellfish Research* 19, 387-395.
- Officer, C.B., T.J. Smayda, R. Mann. 1982. Benthic filter feeding: a natural eutrophication control. *Marine Ecology Progress Series*: 203-210.
- Parker, N.S., A.P. Negri, D.M.F. Frampton, L. Rodolfi, M.R. Tredici, S.I. Blackburn. 2002. Growth of the toxic dinoflagellate *Alexandrium minutum* (Dinophyceae) using high biomass culture systems. *Journal of Applied Phycology* 14: 313-324.
- Pilditch, C.A., J. Grant K., R. Bryan. 2001. Seston supply to sea scallops (*Placopecten magellanicus*) in suspended culture. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 58: 241 - 253.
- Powers M.J., C.H. Peterson, H.C. Summerson. 2007. Macroalgal growth on bivalve aquaculture netting enhances nursery habitat for mobile invertebrates and juvenile fishes. *Marine Ecology Progress Series* 339: 109-122.
- Pranovi, F., F. Ponte, S. Raicevich, O. Giovanardi. 2004. A multidisciplinary study of the immediate effects of mechanical clam harvesting in the Venice Lagoon. *ICES journal of marine science* 1: 43-52.
- Pranovi, F., S. Libralato, S. Raicevich, A. Granzotto, R. Pastres, O. Giovanardi. 2003. Mechanical clam dredging in Venice Lagoon: ecosystem effects evaluated with a trophic mass-balance model. *Marine Biology* 2: 393-403.
- Pranovi, F., S. Raicevich, G. Franceschini, M. Farrace, O. Giovanardi. 2000. "Rapido" trawling in the Northern Adriatic Sea: effects on the benthic communities in an experimental area. *ICES journal of marine science* 57: 517-524.
- Prins, T.C., A.C. Smaal, R.F. Dame. 1998. A review of the feedbacks between bivalve grazing and ecosystem processes. *Aquatic Ecology* 4: 349-359.
- Provencher, L. 2005. Étude d'impact du prélèvement de Myes communes (*Mya arenaria*) au moyen d'un râteau hydraulique sur la communauté benthique du banc coquillier du barchois de Malbaie. Mont-Joli, Québec, Institut Maurice-Lamontagne, Ministère des Pêches et des Océans: 33 p.
- Pryor, M., G.J. Parsons, C. Couturier. 1999. Temporal distribution of larval and post-set blue mussel (*Mytilus edulis* and *M. trossulus*) and starfish (*Asterias vulgaris*) at mussel culture sites in Newfoundland. *Bulletin Aquaculture Association Canada* 99-4, 40-42.
- Ramsay, K. 1998. Responses of benthic scavengers to fishing disturbance by towed gears in different habitats. *Journal of experimental marine biology and ecology* 1: 73-89.
- Renault T. 1996. Appearance and spread of diseases among bivalve molluscs in the northern hemisphere in relation to international trade. *Revue scientifique et technique de l'Office International des Epizooties* 15: 551-561.
- Richard M, P. Archambault, G. Thouzeau, C.W. McKindsey, G. Desrosiers. 2007. Influence of suspended scallop cages and mussel lines on pelagic and benthic biogeochemical fluxes in Havre-aux-Maisons Lagoon, Îles-de-la-Madeleine (Quebec, Canada). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64(11): 1491-1505.
- Riemann, B., E. Hoffmann. 1991. Ecological consequences of dredging and bottom trawling in the Limfjord, Denmark. *Marine Ecology Progress Series* 69: 171-178.

- Rosenberg, R. 2001. Marine benthic faunal successional stages and related sedimentary activity. *Scientia Marina* 65 (Suppl. 2): 107-119.
- Roycroft D., T.C. Kelly, L.J. Lewis. 2004. Birds, seals and the suspension culture of mussels in Bantry Bay, a non-seaduck area in Southwest Ireland. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 61: 703-712.
- Sahlin J. 2009. Mise en place d'un substrat favorable à l'huître américaine dans le bassin aux Huîtres, Îles-de-la-Madeleine. Rapport présenté à Mines Seleine le 17 novembre 200, produit par le Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine dans le cadre du projet de compensation de dragage de 2008, 49 p. + annexes, www.zipdesiles.org/publications.htm.
- Scarratt, A.M., D.J. Scarratt, M.G. Scarratt. 1993. Survival of live *Alexandrium tamarense* cells in mussel and scallop spat under simulated transfer conditions. *Journal of Shellfish Research* 12: 383-388.
- Schratzberger, M., T.A. Dinmore, S. Jennings. 2002. Impacts of trawling on the diversity, biomass and structure of meiofauna assemblages. *Marine Biology* 1: 83-93.
- Smaal A.C., T.C., Prins. 1993. The uptake of organic matter and the release of inorganic nutrients by bivalve suspension feeder beds. In: Dame, R.F. (ed). *Bivalve filter feeders in estuarine and coastal ecosystem processes*. Springer-Verlag, Berlin, p. 271-298.
- Soniati, T.M., G.M. Burton. 2005. A comparison of the effectiveness of sandstone and limestone for oysters, *Crassostrea virginica*. *Journal of Shellfish research* 24: 483-485.
- Souchu, P., A. Vaquer, Y. Collos, S. Landrein, J.M. Deslous-Paoli, B. Bibent. 2001. Influence of shellfish farming activities on the biogeochemical composition of the water column in Thau lagoon. *Marine Ecology Progress Series* 218 :141-152.
- Spencer, B.E., M.J. Kaiser, D.B. Edwards. 1996. The effect of Manila clam cultivation on an intertidal benthic community: The early cultivation phase. *Aquaculture Research* 4: 261-276.
- Spencer, B.E., M.J. Kaiser, D.B. Edwards. 1997. Ecological effects of intertidal Manila clam cultivation: Observations at the end of the cultivation phase. *Journal of Applied Ecology* 2: 444-452.
- Spencer, B.E., M.J. Kaiser, D.B. Edwards. 1998. Intertidal clam harvesting: benthic community change and recovery. *Aquaculture Research* 29: 429-437.
- Stenton-Dozey, J.M.E., L.F. Jackson, A.J. Busby. 1999. Impact of mussel culture on macrobenthic community structure in Saldanha Bay, South Africa. *Marine Pollution Bulletin* 1-12: 357-366.
- Stenton-Dozey, J., T. Probyn, A. Busby. 2001. Impact of mussel (*Mytilus galloprovincialis*) raft-culture on benthic macrofauna, *in situ* oxygen uptake, and nutrient fluxes in Saldanha Bay, South Africa. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 58: 1021-1031.
- Stickney, R.R. 2003. How did we get into this mess? Junk science vs real science. *World aquaculture* 34:4-7,71.
- Strand Ø. 2005. Predator density and use of defensive fences against crabs. In: Nadeau M., Tita G. (Eds). *Atelier de travail "Prédation du pétoncle et gestion des ensemencements", Îles-de-la-Madeleine, MAPAQ. DIT. No 24., p. 20-22.*
- Streftaris N., A. Zenetos, E. Papathanassiou. 2005. Globalisation in marine ecosystems: The story of non-indigenous marine species across European seas. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*: 43: 419-453.
- Swan, K., J. Davidson, T. Landry. 2005. The effect of treatment regimes on the physiological fitness of the Prince Edward Island cultured blue mussel *Mytilus edulis* population. *AquaNet V, Victoria, BC: p E41.*
- Sylvestre, P. 2003. Étude d'impact de l'utilisation d'un râteau hydraulique dans l'estuaire de la Rivière Mingan. Rapport final. Groupe Mamit Innuat. 41 p.
- Thompson, R., N. MacNair. 2004. An overview of the clubbed tunicate (*Styela clava*) in Prince Edward Island. Prince Edward Island Agriculture, Fisheries and Aquaculture. Technical Report 234: viii + 29 p.
- Tita, G., J.-F. Crémer, B. Long, G. Desrosiers. 2006. Effets de la mytiliculture sur l'habitat sédimentaire de la lagune de Grande-Entrée, Îles-de-la-Madeleine. MAPAQ. DIT. Rapport scientifique présenté à la Direction de l'innovation et des technologies du MAPAQ: 21 p.
- Trottet, A., S. Roy, E. Tamigneaux, C. Lovejoy. 2007. Importance of heterotrophic planktonic communities in a mussel culture environment: the Grande-Entrée lagoon, Magdalen Islands (Québec, Canada). *Marine Biology* 151 (1): 377-392.
- Tuck, I.D., N. Bailey, M. Harding, G. Sangster, T. Howell, N. Graham, M. Breen. 2000. The impact of water jet dredging for razor clams, *Ensis* spp., in a shallow sandy subtidal environment. *Journal of Sea Research* 1: 65-81.
- Watling, L., R.H. Findlay, L.M. Mayer, D.F. Shick. 2001. Impact of a scallop drag on the sediment chemistry, microbiota and faunal assemblages of a shallow subtidal marine benthic community. *Journal of Shellfish Research* 46: 309-324.
- Wong, W.H., J.S. Levinton, B.S. Twining, N.S. Fisher, B.P. Kelaher, A.K. Alt. 2003. Assimilation of carbon from a rotifer by the mussels *Mytilus edulis* and *Perna viridis*: a potential food-web link. *Marine Ecology Progress Series* 253: 175-182.
- Wong, W.H., J.S. Levinton. 2004. Culture of the blue mussel *Mytilus edulis* (Linnaeus, 1758) fed both phytoplankton and zooplankton: a microcosm experiment. *Aquaculture Research* 10: 965-969.
- Würsig G.H., G.A. Gailey. 2002. Marine mammals and aquaculture: conflicts and potential resolutions. In: R.R. Stickney, J.P. McVey (Eds). *Responsible marine aquaculture*. CABI Publishing, Wallingford, p. 45-59.

