



SODIM

Société de développement de l'industrie maricole inc.

*Caractérisation initiale de la faune
endobenthique sur un site destiné à la
mytiliculture commerciale en milieu ouvert :
Cas de la Baie de Plaisance, Îles-de-la-
Madeleine*

Rapport final

Dossier n° 710.174

Rapport commandité par la SODIM

Laboratoire d'écologie benthique
Institut des sciences de la mer de Rimouski



UQAR ISMER

**Caractérisation initiale de la faune endobenthique sur un site
destiné à la mytiliculture commerciale en milieu ouvert :**

Cas de la Baie de Plaisance, Îles-de-la-Madeleine

Projet de recherche interinstitutionnelle

ISMER-MAPAQ-MPO

Projet de recherche interinstitutionnelle
ISMER – MAPAQ – MPO

**Caractérisation initiale de la faune endobenthique sur un site destiné à la
mytiliculture commerciale en milieu ouvert :
Cas de la Baie de Plaisance, Îles-de-la-Madeleine**

RESPONSABLE :

Dr Philippe Archambault, Institut des sciences de la mer, Université du Québec à Rimouski

COLLABORATEURS :

Madeleine Nadeau et François Bourque, Centre maricole des Îles-de-la-Madeleine, MAPAQ ;
Guillaume Tita, Centre de recherche sur les milieux insulaires et maritimes (CERMIM).

PARTICIPANTS :

Nom des participants sur le terrain aux îles : Jean-Guy Turbide et Claude Poirier
Plongeurs : La compagnie Le Repère du Plongeur- Mario Deraspe
Analystes : François Gallien, Francine Aucoin, Michelle Langford, Jessie Parent, Vanessa Lavoie
Taxonomie des invertébrés benthiques : Laure de Montety, Magalie Hardy
Analyse des vidéos : Mélanie Lévesque, Timothée Govare
Analyse granulométrique : Cindy Grant
Compilation de la base de données : Laure de Montety
Vérification de la base de données : Timothée Govare
Rédaction du rapport : Cindy Grant, Philippe Archambault, Mélanie Lévesque, Madeleine Nadeau et Laure de Montety
Organismes subventionnaires / partenaires financiers : MAPAQ, ISMER et SODIM

RÉSUMÉ

La description de l'état initial d'un site mytilicole et de trois sites témoins de la Baie de Plaisance (Îles-de-la-Madeleine) a été faite en 2007 et 2008 en deux volets : une caractérisation des assemblages endobenthiques, échantillonnés à l'aide d'une benne, et une caractérisation des assemblages épibenthiques réalisée en plongée. En terme d'habitat benthique, les sédiments prélevés sur les sites d'étude sont sableux et peu variables entre les sites. Au contraire, l'endofaune et l'épifaune sont plus hétérogènes, variant spatialement et temporellement. Au total, 152 taxons d'organismes endobenthiques ont été répertoriés; parmi ceux-ci, le bivalve *Nucula delphinodonta* qui représente à lui seul 47% de l'abondance relative. Parmi les 22 espèces épibenthiques recensées, 3 sont des espèces commercialement exploitées dans le Golfe du St-Laurent. Cette étude dresse donc, d'une part, un portrait global de la communauté benthique de la zone d'étude. D'autre part, elle soulève l'importance de choisir un plan d'échantillonnage robuste qui permette de suivre les changements temporels et spatiaux de l'écosystème sur un site d'élevage avant et après l'installation des structures.

Mots clés : endofaune, épifaune, mytiliculture, Baie de Plaisance

TABLE DES MATIÈRES

| | |
|--------------------------------------|----|
| 1. Introduction | 5 |
| 2. Méthodologie | 8 |
| 2.1 Plan d'échantillonnage | 8 |
| 2.2 Sédiments et faune endobenthique | 10 |
| 2.3 Faune épibenthique | 11 |
| 2.4 Analyses statistiques | 13 |
| 3. Résultats et discussion | 15 |
| 3.1 Sédiments | 15 |
| 3.2 Faune endobenthique | 17 |
| 3.3 Faune épibenthique | 22 |
| 4. Conclusion | 30 |
| Références bibliographiques | 34 |
| Références taxonomiques | 37 |
| Annexe I | 38 |
| Annexe II | 40 |

1. INTRODUCTION

Depuis la fin des années 1980, l'industrie aquacole se développe mondialement et ce, particulièrement en région côtière marine. La consommation croissante des produits de la mer de même que l'épuisement des stocks de pêche sont à l'origine de cette expansion. En conséquence, les produits de l'aquaculture représentent à ce jour près de 29% de l'industrie agroalimentaire dans le monde, fournissant 50% des poissons consommés par la population humaine (FAO 2007).

Dans l'optique actuelle de gestion des écosystèmes, la détection de perturbations environnementales liées aux activités humaines, telles que l'aquaculture, est un élément clé. En effet, la culture en suspension des bivalves (moules, pétoncles, huîtres) peut avoir une influence sur l'environnement marin benthique. Par exemple, les organismes filtreurs cultivés se nourrissent de particules (plancton et détritiques) dans la colonne de l'eau, employant une partie de ce qu'ils filtrent pour la croissance, et consolidant la fraction restante en fèces ou pseudofèces. Ces arrangements de particules sombrent rapidement sur le fond marin et peuvent mener à une accumulation localisée de matériel organique affectant par le fait même les réseaux trophiques benthiques (Grant *et al.* 1995, Kaiser *et al.* 1998). De plus, la chute des bivalves cultivés peut avoir comme conséquence une charge organique additionnelle sur le fond marin. L'étendue et le degré d'enrichissement organique provenant des activités d'aquaculture dépendent de beaucoup de facteurs: la taille et l'âge de la ferme, les espèces et la biomasse cultivées et des conditions benthiques telles que les forces hydrodynamiques et le type de fond.

Des travaux récents effectués à des fermes d'élevage de moules ont démontré que l'abondance et la biomasse de l'endofaune sont plus élevées à des concentrations intermédiaires de biodépôts produits par les moules en culture (cohorte de moules d'âge 0+) comparativement à des cohortes d'âge 1+, suggérant que certaines espèces benthiques bénéficient d'un enrichissement modéré en matière organique (Callier *et al.* 2007). De plus, des changements dans la communauté benthique peuvent se faire

ressentir en moins de 50 jours (Callier *et al.* 2009) suivant l'installation d'une ferme. Ces changements de l'environnement benthique peuvent également avoir des effets directs et indirects sur les communautés d'organismes benthiques plus gros et plus mobiles. Malheureusement, ces organismes ne sont habituellement pas considérés dans les études sur les interactions aquaculture-environnement malgré le fait que ces espèces sont souvent d'importance commerciale. De plus, ces organismes correspondent davantage à l'image que le grand public a de la biodiversité benthique. Il y a donc un intérêt pour inclure aux études environnementales l'abondance et/ou la productivité de tels organismes qui pourraient être influencées positivement par la présence d'activités aquacoles.

Plusieurs indices nous permettent de croire que l'aquaculture de moules pourrait avoir des aspects positifs sur la production de l'écosystème. En effet, il est suggéré que les structures utilisées en aquaculture, telle que les cages, les filets, les boudins, les ancrages, les cordages et les bouées, pourraient agir tels des récifs artificiels en plus de produire une source additionnelle de nourriture (Shumway *et al.* 2003). Un certain nombre d'études a d'ailleurs démontré une plus grande abondance de poissons et de macro-invertébrés sous ou à proximité de récifs artificiels (Costa-Pierce & Bridger 2002, Mckindsey *et al.* 2006) et de sites mytilicoles de l'île du Prince Édouard (D'Amours *et al.* 2008) et dans la lagune de Grande Entrée, aux Îles-de-la-Madeleine (Clynick *et al.* 2008). Les structures d'élevage peuvent avoir un profil plus élevé qui permet d'attirer les poissons pélagiques ou encore un profil plus bas qui permet d'attirer les poissons benthiques et les invertébrés épibenthiques mobiles. Ces structures fournissent des refuges à certaines espèces pour se protéger des prédateurs et de certains stress environnementaux (i.e. courant et lumière) ainsi que pour faciliter l'alimentation en raison de l'abondance d'organismes épibenthiques et l'accumulation de matières organiques. La déposition de matière organique peut augmenter l'apport en nourriture, ce qui favorise la présence d'organismes détritivores et opportunistes aux sites mytilicoles. Ainsi, les sites d'aquaculture pourraient influencer la distribution spatiale et temporelle des invertébrés et des poissons autour de structures aquacoles.

La plupart des études portant sur les interactions aquaculture-environnement sont, à ce jour, réalisées sur des fermes d'élevage établies depuis plusieurs années et l'âge de ces cultures influence grandement leur effet sur l'environnement (Miron *et al.* 2005). La plupart des études environnementales sont menées en comparant le site d'élevage à des sites témoins, sans la présence de fermes. Bien que généralement situés à proximité des sites d'élevage, les sites témoins peuvent cependant posséder des conditions physiques et biologiques différentes de celles présentes sur le site d'élevage. Il est donc hasardeux d'associer les changements à la présence de la ferme et non à des phénomènes naturels. C'est pourquoi il est recommandé, lorsque possible, de documenter le site d'élevage et les sites témoins avant l'installation des fermes tel que proposé par Lasiak *et al.* (2006) ou, du moins, dès les premiers instants suivant l'installation de la ferme.

En 2007, deux baux aquacoles pour l'élevage de la moule ont été octroyés en milieu ouvert, dans la Baie de Plaisance aux Îles-de-la-Madeleine. Cette baie s'étend de l'île du Cap-aux-Meules jusqu'à celle du Havre-Aubert. À titre de point de référence, ce secteur avait déjà fait l'objet d'une caractérisation environnementale sur une petite échelle spatiale, avant et après l'installation de structures d'élevage expérimentales (Tita *et al.* 2004, Tita & Bourque 2007). Les caractéristiques sédimentaires, de l'endofaune et de la méiofaune ont alors été étudiées. La nouvelle vocation commerciale du site demande toutefois une caractérisation sur une échelle spatiale plus grande. Comme la rapidité d'expansion des fermes sous bail n'est pas connue, le présent projet propose uniquement une caractérisation initiale du secteur mytilicole sous bail et de sites témoins situés à proximité. Le suivi des mêmes sites pourra être envisagé à l'avenir après l'établissement des fermes. De plus, le projet propose une analyse particulière des organismes benthiques et mobiles, lesquels font souvent l'objet des préoccupations des divers utilisateurs du milieu entre autres pour leur importance commerciale. Il s'agit donc d'une première phase d'analyse qui devrait permettre, si le suivi se poursuit dans l'avenir, d'identifier les aspects négatifs et positifs de la mytiliculture en milieu ouvert sur l'habitat et éventuellement, éclairer les décisions reliées à des conflits d'usage potentiels pour les ressources marines.

L'objectif principal de la présente étude menée en 2007 et 2008 était donc d'établir l'état initial des communautés de macrofaune endobenthiques et épibenthiques sur le site mytilicole et des sites témoins de la Baie de Plaisance.

2. MÉTHODOLOGIE

2.1 Plan d'échantillonnage

Le projet visait la caractérisation de quatre sites, soit le site mytilicole (SM) et trois sites témoins (T1, T2, T3) de la Baie de Plaisance aux Îles-de-Madeleine (Figure 1). À noter que le site témoin T1 se retrouve à environ 2,5 km des côtes des Îles-de-la-Madeleine.

Pour se faire, des grilles délimitant des stations d'échantillonnage de 220×220 m ont été établies sur chaque site (48 stations sur le site mytilicole et 25 stations sur les sites témoins). Le plan d'échantillonnage complet est disponible à l'Annexe 1. Le sédiment et la faune endobenthique ont été échantillonnés à l'aide d'une benne tandis que la faune épibenthique a été caractérisée en plongée sous-marine. Les dates d'échantillonnage sont détaillées au Tableau 1. Quatre périodes d'échantillonnage ont été réalisées entre 2007 et 2008.

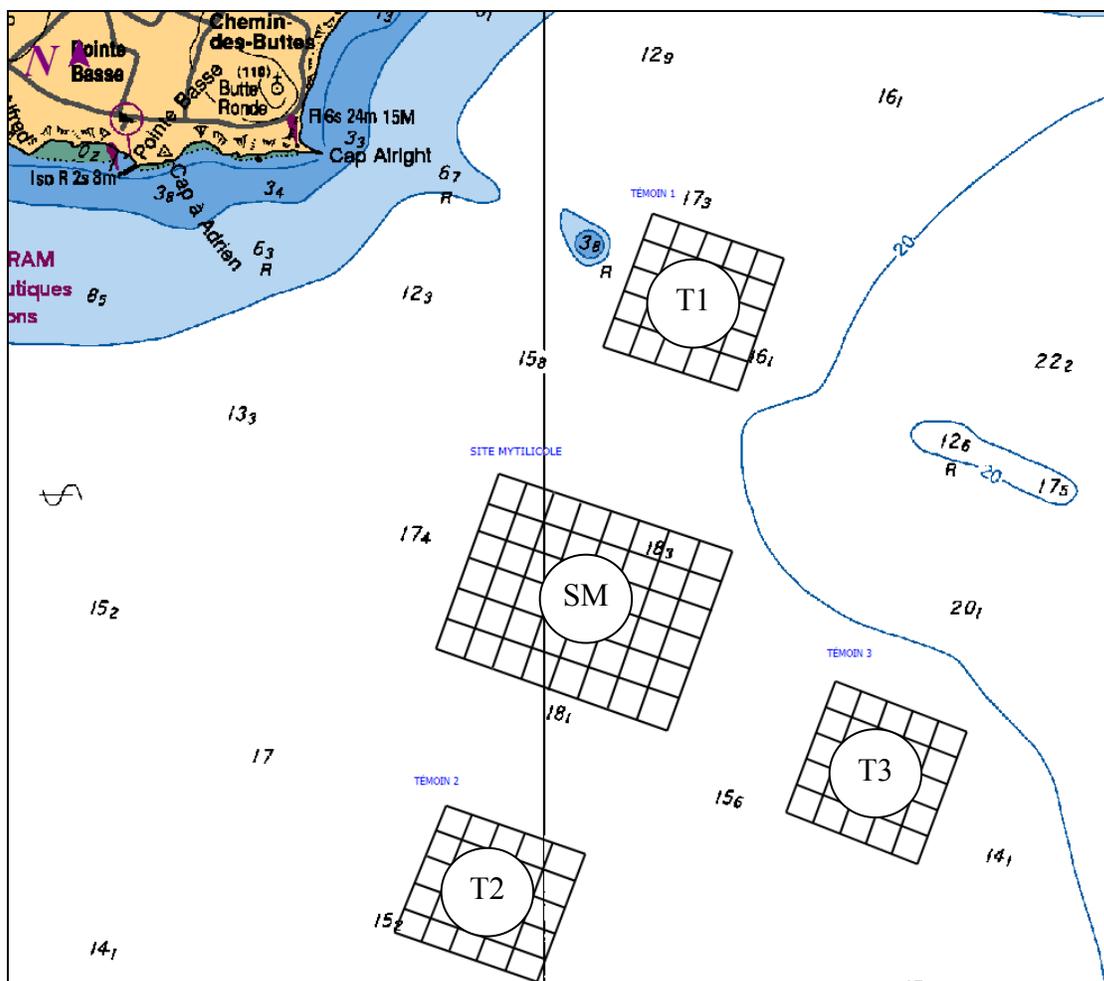


Figure 1. Carte marine modifiée des Îles-de-la-Madeleine, partie sud (495101, 1: 60 000) indiquant la localisation du site mytilicole (SM) et des sites témoins (T1, T2, T3) échantillonnés pour la caractérisation initiale de la macrofaune benthique de la Baie de Plaisance, Îles-de-Madeleine. Nobeltec®, Visual Navigation suite, Version 9.2.2218.

Tableau 1. Calendrier des échantillonnages réalisés pour le projet de suivi environnemental des sites mytilicoles dans la Baie de Plaisance, Îles-de-Madeleine.

| Année | Jours d'échantillonnage | | Temps d'échantillonnage |
|-------|-----------------------------------|----------------------------------|-------------------------|
| | Benne | Plongée | |
| 2007 | 29 août, 6, 10, 11 et 14 sept. | 18, 19, 21 et 27 sept. | 1 |
| | 28 et 29 juillet | 17, 18, 21, 23 et 24 juillet | 2 |
| 2008 | 1, 2 et 20 octobre | 17, 18 et 24 sept. | 3 |
| | 28 novembre et 3 décembre | 18 novembre, 5 et 11 décembre | 4 |

2.2 Sédiments et faune endobenthique

La faune endobenthique a été échantillonnée à l'aide d'une benne de type Peterson (surface d'échantillonnage = 305 × 305 mm). À chaque station sélectionnée de façon aléatoire à l'aide de la grille, quatre échantillons ont été prélevés avec la benne puis pesés. Pour chaque échantillon, environ 10 ml de sédiment ont été recueillis puis congelés pour des fins d'analyses granulométriques. Les sédiments restants ont ensuite été rincés sur un tamis de 1 mm de maille pour en recueillir les organismes. Ceux-ci ont été conservés dans de l'éthanol 95%. Les gros spécimens recueillis sur la maille du tamis ont immédiatement été notés et mesurés. Un premier échantillonnage a été réalisé à l'été 2007 et trois périodes d'échantillonnage ont été couvertes en 2008 (Tableau 1). Soixante-douze échantillons d'endofaune et de sédiments ont ainsi été prélevés en 2007 et 216 en 2008, pour un total de 288 échantillons.

Les analyses granulométriques ont été faites à l'aide d'un analyseur de taille de particules par diffraction laser (LS 13320 Beckman-Coulter) et la classification utilisée des sédiments est inspirée de celle de Wentworth (1922). Les analyses taxonomiques ont été effectuées sur les organismes préservés. En premier lieu, chaque échantillon a été

rincé à l'eau sur un tamis de maille 1 mm et le contenu du tamis a été transféré dans un labyrinthe de tri. L'échantillon a été trié à la loupe binoculaire afin de séparer les organismes des sédiments. Les organismes récupérés ont été identifiés au niveau taxonomique le plus précis possible (en général, au niveau de l'espèce) à l'aide de clefs d'identification. Les noms des espèces ont été vérifiés et mis à jour par l'utilisation des sites ITIS (www.itis.org) et WoRMS (<http://www.marinespecies.org/index.php>). Une fois identifiés, les spécimens ont été conservés dans l'éthanol 70 %.

La saisie des données a été faite sous format Excel, en pourcentage de volume par taille de particule (μm) pour les sédiments et en nombre d'organismes par échantillon (nb ind./0,093 m²) pour chaque station échantillonnée. Les bases de données ont été saisies et contre-vérifiées par des personnes différentes, de manière à limiter au maximum les erreurs.

2.3 Faune épibenthique

La faune épibenthique (les organismes de surface) a été estimée en plongée. Deux sites témoins (T1 et T2) et le site mytilicole (SM) ont ainsi été inventoriés en 2007 et 2008 (Figure 1). En 2007, des transects ont été filmés par des plongeurs à l'aide d'une caméra (Sony HDV, HDR-FX1) dans un boîtier Amphibico (Phenom-FX71) et les images ont été enregistrées sur des cassettes mini DV. Les traits d'une largeur de 0,5 m, délimités par un quadrat fixé au boîtier de la caméra, ont été couverts sur une distance de 100 m. Tous les 5 m, le quadrat a été immobilisé afin d'évaluer le recouvrement par les différents organismes présents. Le quadrat utilisé mesurait 50 × 50 cm et était doté d'une grille de 10 ou 15 cm de maille (Figure 2).

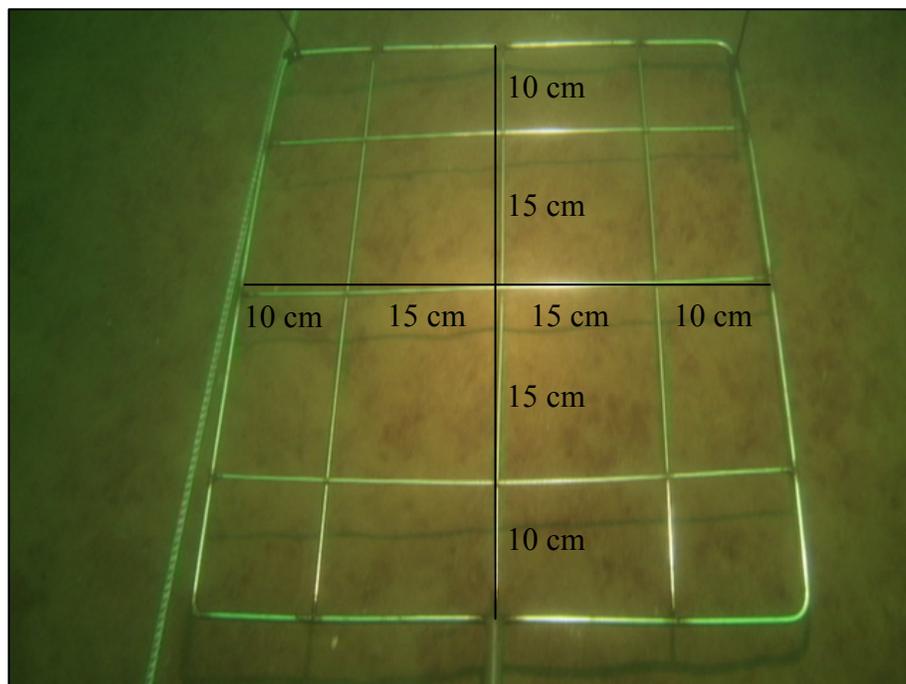


Figure 2. Image du quadrat utilisé pour les transects couverts à la caméra en 2007.

Trois traits ont été réalisés à chacune des trois stations aléatoires des deux sites témoins et trois traits ont également été effectués pour chacune des quatre stations du site mytilicole (Annexe 1). Donc, un total de 18 traits sur les sites témoins ($2 \text{ sites} \times 3 \text{ stations} \times 3 \text{ traits}$) et 12 traits sur le site mytilicole ($4 \text{ stations} \times 3 \text{ traits}$) ont été effectués.

L'analyse des vidéos de 2007 a consisté à regarder les enregistrements vidéo de l'ensemble des transects et à noter au fur et à mesure la composition de la macrofaune vivante à l'intérieur de chaque quadrat composant le transect. Puisque les transects étaient de 100 m de long, environ 200 quadrats de 50 cm ont été évalués. Avant de procéder à une analyse approfondie des quadrats, une compilation préliminaire était effectuée afin d'habituer l'évaluateur à repérer les organismes ciblés. C'est durant la seconde évaluation

que les espèces benthiques ont été identifiées et dénombrées et que le type de substrat était déterminé. Les organismes à valeur commerciale tels le homard *Homarus americanus*, le pétoncle géant *Placopecten magellanicus* et le crabe commun *Cancer irroratus* ont été mesuré (en cm). Certaines séquences vidéo ont également été revues afin de mieux déceler le relief et les déplacements des organismes et des contre-vérifications ont été faites par une tierce personne.

En 2008, le protocole d'échantillonnage de la faune épibenthique différait de celui de 2007. Toujours exécuté en plongée sous-marine, aucune vidéo n'a été prise pour l'échantillonnage de 2008. Cette modification avait pour objectifs de contourner les difficultés associées aux analyses vidéo et d'optimiser le travail des plongeurs sur le fond. De plus, avec cette nouvelle approche, nous avons augmenté le nombre de stations couvertes par les plongeurs (Annexe 1). Ainsi, deux plongeurs ont noté à même le site d'étude la faune épibenthique retrouvée sur 3 transects de 50 m² (50 × 1 m) pour les 42 stations appartenant aux sites témoins (T1 et T2) et mytilicole (SM). L'ensemble des données récoltées a par la suite été transféré dans un fichier Excel.

2.4 Analyses statistiques

Les assemblages endobenthiques et épibenthiques ont été décrits à l'aide d'indicateurs univariés : abondance (nombre d'individus/m²), nombre d'espèces, indice d'équitabilité de Pielou (J') et indice de diversité de Shannon-Wiener (H'). Ces indicateurs écologiques ont été calculés à l'aide du logiciel de statistiques PRIMER v6 (Clarke & Warwick 2001, Clarke & Gorley 2006).

Des analyses de variance (ANOVA) hiérarchiques ont ensuite été réalisées pour évaluer les variations temporelles et spatiales des caractéristiques univariées des assemblages (abondance, nombre d'espèces, indice d'équitabilité et indice de diversité). Le plan d'échantillonnage est asymétrique et les facteurs du modèle sont : *Temps* (facteur

fixe), *Site* (facteur fixe), *Station* (facteur aléatoire emboîté dans *Site*) et leurs interactions (Annexe 1). L'homogénéité des variances et la normalité des résidus préalables aux analyses ont été vérifiées visuellement, tel que suggéré par Quinn & Keough (2002) et des transformations ont été effectuées, lorsque nécessaires, pour satisfaire aux postulats du test. Des comparaisons *a posteriori* ont été faites avec le test de Tukey. Un seuil de significativité de 0,05 a été fixé pour toutes les analyses statistiques.

Une analyse de type BACI (Underwood 1993a) devait être utilisée dans le cadre de cette étude, mais plusieurs points ont limité son utilisation. D'abord, ce type d'analyse nécessite plusieurs périodes d'échantillonnage avant et après une perturbation (par exemple, avant et après l'installation d'une ferme mytilicole). De plus, le prélèvement des échantillons doit être effectué exactement de la même manière aux différentes périodes d'échantillonnage. Les données récoltées dans la présente étude ne permettent pas l'utilisation d'une analyse BACI puisqu'il n'y a pas de période d'échantillonnage avant l'installation de la ferme. Effectivement, des résultats récents montrent que des changements au sein d'une communauté benthique peuvent survenir en moins de 50 jours sur un site mytilicole et ce, pour une faible densité de moules (Callier *et al.* 2009).

D'autres résultats suggèrent également que la seule présence des blocs sur le fond nécessaire au maintien des filières augmente l'abondance d'organismes à valeur commerciale tels les crabes et les homards (D'Amours *et al.* 2008, Clynick *et al.* 2008, McKindsey & Archambault données non publiées). Il est important de noter qu'un petit nombre de filières a été installé dans la Baie de Plaisance en 2007 et 2008; nous ne pouvons donc pas considérer ce site comme totalement exempt de l'influence de la mytiliculture. Pour les raisons mentionnées, il a été décidé d'effectuer une analyse considérant les dates d'échantillonnage comme un facteur temps (voir Archambault *et al.* 2001 pour une description complète). L'utilisation d'une source de variation 'temps' ne limite en rien le choix, le moment et le nombre de dates pour la prochaine période d'échantillonnage. De plus, il sera possible d'effectuer une analyse en comparant deux

périodes d'échantillonnage soit la période 2007-2008 avec la future période pourvu que cette future période soit le plus identique possible à celle décrite dans ce rapport.

Enfin, des analyses multivariées des assemblages endobenthiques et épibenthiques (2008 seulement) ont été faites suivant le même plan statistique et ce, avec PERMANOVA (9999 permutations, Anderson 2001). Une matrice de similarité de Bray-Curtis a d'abord été calculée à partir des données transformées racine quatrième ($\sqrt[4]{x}$); cette transformation permet de réduire l'importance des espèces très abondantes tout en augmentant l'influence des espèces rares (Clarke & Warwick 2001). Les différences d'assemblages ont été visualisées avec un cadrage multidimensionnel (MDS).

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 Sédiments

Les sédiments prélevés lors des campagnes d'échantillonnage de 2007 et de 2008 sont majoritairement de type sableux à sablo-vaseux. Il y a peu de variation dans la composition des sédiments d'une période d'échantillonnage à l'autre et les sites sont essentiellement composés de sables très fins (63 à 125 μm) à fins (125 à 250 μm). Ces résultats sont présentés à la Figure 3.

Il est également important de souligner que le sédiment n'a pu être caractérisé à certaines stations (T1-4D, T1-15, T3-10D et SM-12A) puisqu'il était dur et donc non échantillonné par la benne.

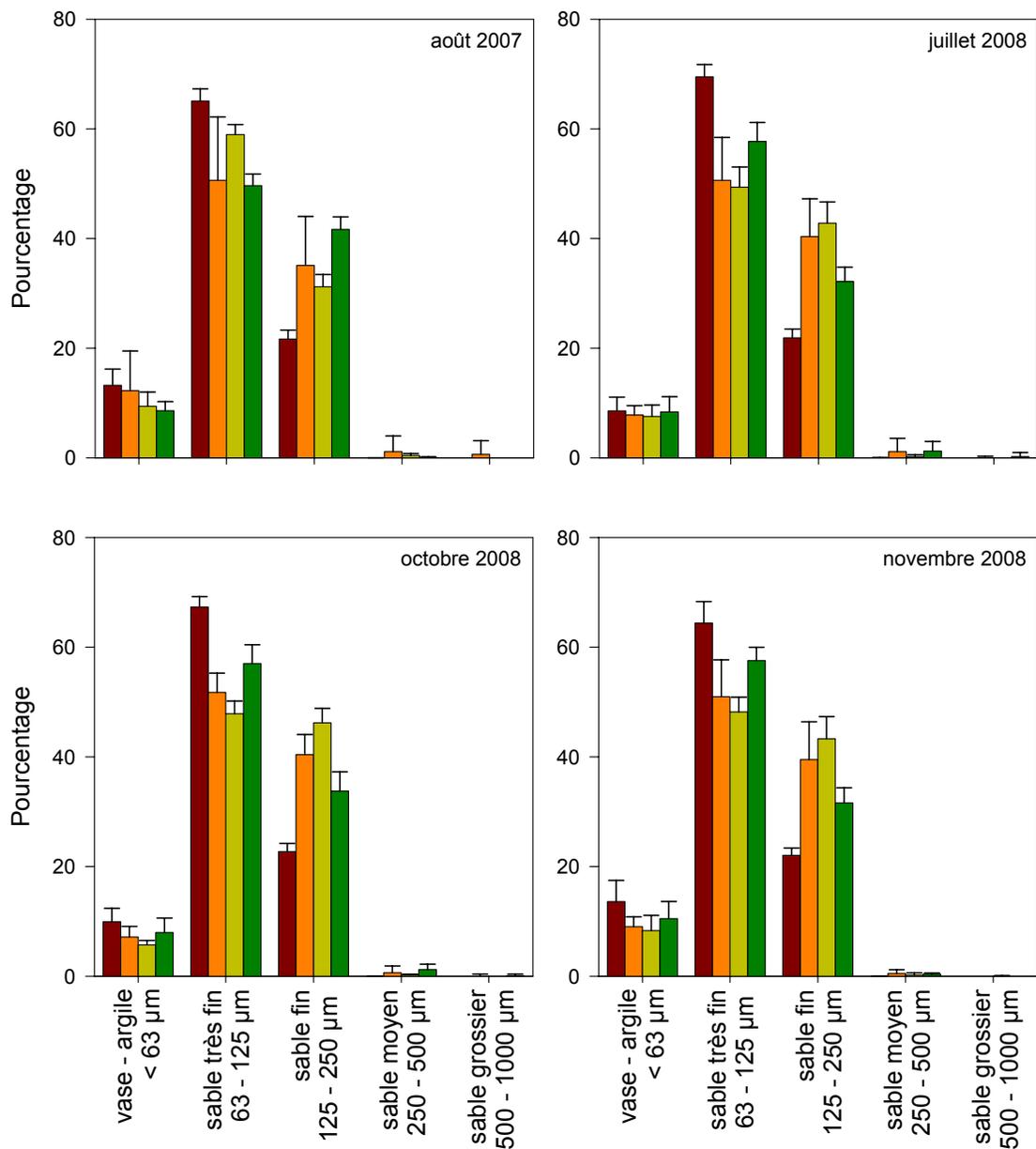


Figure 3. Proportion (% , moyenne \pm écart-type) des différentes classes de taille (μm) des sédiments des sites mytilicole (■ SM) et témoins (■ T1, ■ T2, ■ T3) aux quatre périodes d'échantillonnage.

3.2 Faune endobenthique

Au total, 152 taxons d'endofaune ont été inventoriés dans la Baie de Plaisance. Les taxons dominants en termes d'abondance sont présentés à la Figure 4. Le bivalve *Nucula delphinodonta* représente à lui seul 47% de l'abondance relative; suivi du polychète *Ninoe nigripes* (18%).

Le nombre d'espèces varie de 2 à 24 par échantillon (moyenne et écart-type : 13 ± 5 espèces/échantillon) alors que l'abondance est de 22 à 5495 individus/m² (moyenne \pm écart-type : 1315 ± 934 individus/m²). L'indice d'équitabilité de Pielou (J') moyen est de $0,7 \pm 0,1$ et celui de diversité de Shannon-Wiener (H') est de $1,6 \pm 0,4$.

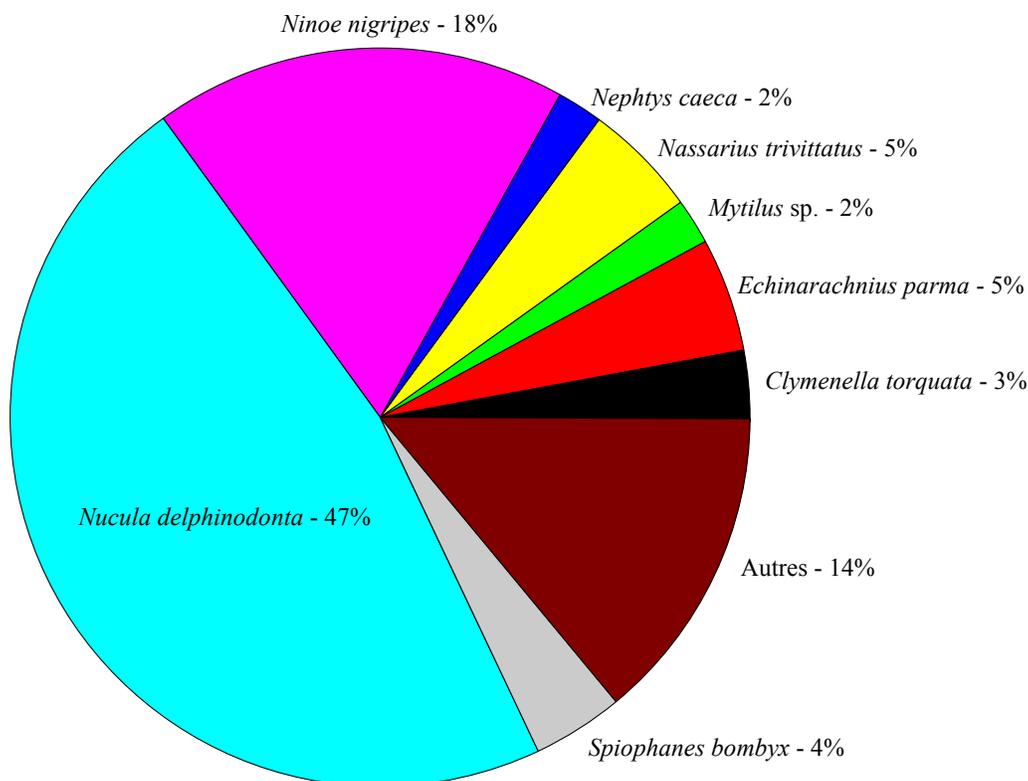


Figure 4. Abondance relative (%) des taxons dominants recensés sur les sites de la Baie de Plaisance. La catégorie « Autres » regroupe 144 taxons dont l'abondance relative est inférieure à 2%.

Les caractéristiques univariées des assemblages endobenthiques varient suivant les différents facteurs du plan d'échantillonnage (Tableau 2 et Figure 5). Les résultats des tests *a posteriori* de comparaisons multiples sont présentés à la Figure 5 pour le facteur site. À noter que pour le nombre d'espèces, l'interaction significative des facteurs temps et site (Temps \times Site, Tableau 2) ne permet pas d'illustrer la différence entre les sites uniquement avec le test de comparaisons multiples *a posteriori*. Cependant, l'ANOVA étant plus puissante et robuste que le test de comparaisons multiples, nous pouvons dire que les sites ayant le plus petit (SM) et le plus grand nombre d'espèces (T2) sont significativement différents. Dans un tel contexte d'hétérogénéité spatiale et temporelle, l'utilisation combinée de plusieurs indices permet une représentation plus juste de la réalité et souligne l'importance d'un plan d'échantillonnage robuste.

Tableau 2. Résultats des analyses de variance (ANOVA) testant l'effet du Temps, Site, Station(Site) ainsi que leurs interactions sur les caractéristiques univariées des assemblages endobenthiques soit l'abondance, le nombre d'espèces, l'indice d'équitabilité de Pielou (J') et l'indice de diversité de Shannon-Wiener (H').

| Sources de variation | dl | Abondance | | | Nombre d'espèces | | |
|------------------------------|-----|--------------|---------|---------------|------------------|---------|---------------|
| | | MS | F-ratio | <i>p</i> | MS | F-ratio | <i>p</i> |
| Temps | 3 | 74412 | 8,82 | 0,0001 | 149 | 6,31 | 0,0012 |
| Site | 3 | 119766 | 11,39 | 0,0005 | 166 | 4,81 | 0,0165 |
| Station(Site) | 14 | 10528 | 1,25 | 0,2804 | 35 | 1,46 | 0,1680 |
| Temps \times Site | 9 | 11804 | 1,40 | 0,2196 | 78 | 3,30 | 0,0039 |
| Temps \times Station(Site) | 42 | 8453 | 1,90 | 0,0017 | 24 | 1,77 | 0,0046 |
| Résidus | 212 | 4448 | | | 13 | | |
| Total* | 283 | | | | | | |
| Sources de variation | dl | Équitabilité | | | Diversité | | |
| | | MS | F-ratio | <i>p</i> | MS | F-ratio | <i>p</i> |
| Temps | 3 | 0,1005 | 6,84 | 0,0007 | 0,0006 | 0,01 | 0,9996 |
| Site | 3 | 0,6404 | 29,20 | 0,0001 | 2,9184 | 8,34 | 0,0020 |
| Station(Site) | 14 | 0,0219 | 1,49 | 0,1562 | 0,3505 | 2,55 | 0,0097 |
| Temps \times Site | 9 | 0,0362 | 2,46 | 0,0236 | 0,6509 | 4,74 | 0,0002 |
| Temps \times Station(Site) | 42 | 0,0147 | 1,57 | 0,0211 | 0,1375 | 1,74 | 0,0060 |
| Résidus | 212 | 0,0094 | | | 0,0789 | | |
| Total* | 283 | | | | | | |

* Quatre échantillons ont été retirés de la base de données, préalablement à l'analyse, puisqu'ils ne contenaient aucun organisme (C1-4D, C1-15D, C3-10D et SM-12A); il est impossible de faire le test avec des échantillons dépourvus d'organismes.

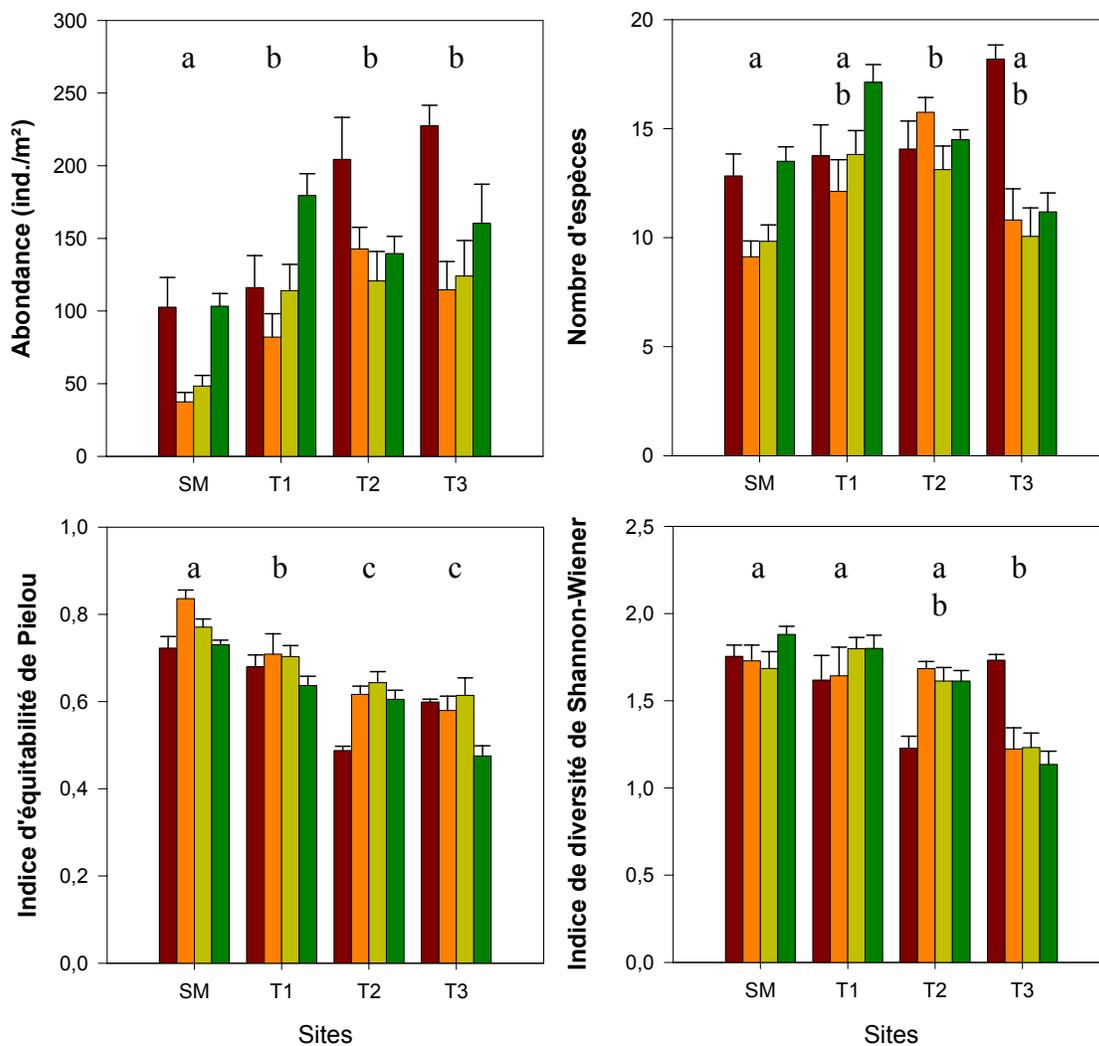


Figure 5. Caractéristiques (moyenne \pm erreur-type) de la macrofaune endobenthique au site mytilicole (SM) et aux sites témoins (T1, T2, T3) pour les 4 périodes échantillonnées (■ août-septembre 2007, ■ juillet 2008, ■ octobre 2008 et ■ novembre-décembre 2008; voir le Tableau 1 pour les dates exactes). Les différentes lettres représentent les différences significatives entre les sites.

L'analyse de variance par permutation confirme une importante hétérogénéité du milieu à l'étude puisque les assemblages endobenthiques sont significativement différents suivant tous les facteurs du plan d'échantillonnage (Tableau 3). De plus, les tests *a posteriori* montrent que tous les sites étudiés diffèrent l'un de l'autre. Cette hétérogénéité est illustrée par le cadrage multidimensionnel (MDS) pour le facteur site (Figure 6a) de même que pour le facteur temps (Figure 6b).

Tableau 3. Résultats de l'analyse de variance multivariée par permutation (PERMANOVA) testant l'effet du Temps, Site, Station(Site) ainsi que leurs interactions sur les assemblages de macrofaune endobenthique. La distribution des assemblages a été calculée à partir de la matrice de similarité de Bray-Curtis, sur des données transformées en racine quatrième comme suggéré par Clarke & Warwick (2001).

| Sources de variation | dl | MS | pseudo-F | <i>p</i> (<i>perm</i>) |
|-----------------------|-----|-------|----------|--------------------------|
| Temps | 3 | 9982 | 7,69 | 0,0001 |
| Site | 3 | 11532 | 6,31 | 0,0001 |
| Station(Site) | 14 | 1830 | 2,03 | 0,0001 |
| Temps × Site | 9 | 2784 | 2,14 | 0,0001 |
| Temps × Station(Site) | 42 | 1300 | 1,45 | 0,0001 |
| Résidus | 212 | 899 | | |
| Total* | 283 | | | |

Test *a posteriori* de comparaison multiple pour le facteur *Site*.

| | | <i>t</i> | <i>p</i> (<i>perm</i>) |
|-----|----|----------|--------------------------|
| SM, | T1 | 1,9477 | 0,0069 |
| SM, | T2 | 3,3674 | 0,0042 |
| SM, | T3 | 3,1444 | 0,0023 |
| T1, | T2 | 1,8832 | 0,0036 |
| T1, | T3 | 1,9912 | 0,0016 |
| T2, | T3 | 1,7469 | 0,0110 |

* Quatre échantillons ont été retirés de la base de données, préalablement à l'analyse, puisqu'ils ne contenaient aucun organisme (C1-4D, C1-15D, C3-10D et SM-12A).

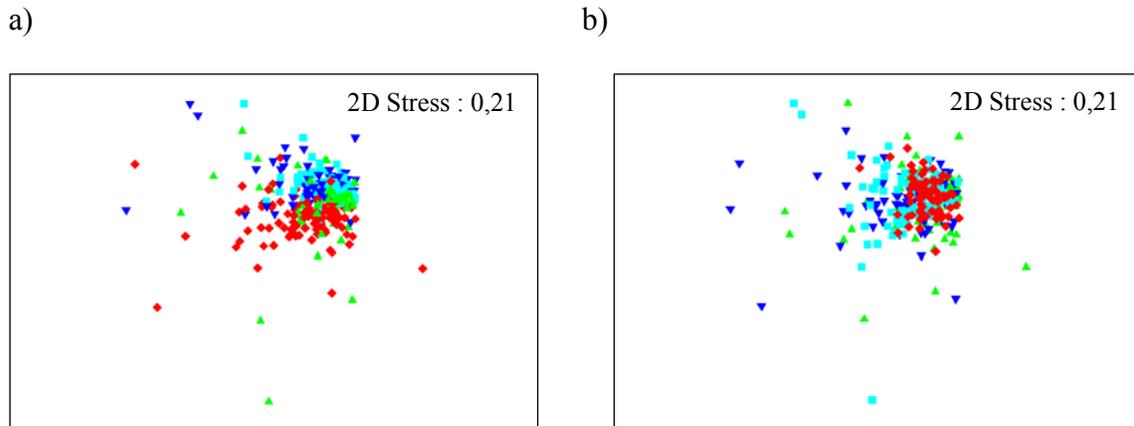


Figure 6. Cadrage multidimensionnel des indices de similarité de Bray-Curtis des assemblages endobenthiques *a)* des sites mytilicole (\blacktriangle SM) et témoins (\blacktriangledown T1, \blacksquare T2, \blacklozenge T3) et *b)* des temps d'échantillonnage (\blacktriangle août-septembre 2007, \blacktriangledown juillet 2008, \blacksquare octobre 2008, \blacklozenge novembre-décembre 2008).

Une multitude d'indices, univariés et multivariés, permettent de caractériser les assemblages benthiques. Callier *et al.* (2008) ont montré que les effets des installations mytilicoles sur les assemblages benthiques des lagunes, aux Îles-de-la-Madeleine, sont liés aux indicateurs choisis. Par exemple, la richesse spécifique (le nombre d'espèces) de même que la diversité de Shannon-Wiener, deux indices largement utilisés dans le cadre d'études d'impact en raison de leur facilité d'interprétation, ne sont pas toujours représentatifs de l'importance écologique d'une communauté ou d'un changement dans la structure d'une communauté (Downes *et al.* 2002). Les indices utilisés doivent être choisis en considérant les objectifs poursuivis dans le cadre de l'étude et non uniquement par convention, habitude et à cause de pressions sociales. En termes de gestion, cela signifie que la richesse spécifique et la diversité ne doivent pas être les seuls outils utilisés pour le suivi d'une communauté (Downes *et al.* 2002). Ainsi, les analyses multivariées peuvent être plus sensibles et plus informatives que les analyses univariées puisqu'elles intègrent les effets liés à l'abondance de plusieurs taxons (ou autres variables) en une seule entité (Keough & Quinn 1991, Warwick & Clarke 1991, Downes *et al.* 2002, Drouin *et al.* 2009, *sous presse*). L'utilisation combinée de ces deux

approches peut être particulièrement avantageuse puisqu'elle augmente les chances de détecter un réel changement au sein d'une communauté (Downes *et al.* 2002).

3.3 Faune épibenthique

Les transects effectués en plongée en 2007 et en 2008 ont permis de répertorier quatre espèces de poissons et 18 espèces d'invertébrés dans la Baie de Plaisance (Annexe 2), dont trois espèces d'invertébrés benthiques commercialement exploitées dans les eaux du golfe du Saint-Laurent (Figure 7).

Les données d'épifaune benthique ayant été récoltées de manière différente en 2007 (vidéo) et 2008 (identification directe en plongée), les analyses statistiques ont été faites séparément. La distinction des critères taxonomiques permettant de trancher au niveau de l'espèce et même du genre a souvent été impossible via l'observation des vidéos (2007) et est limitée lors de l'identification directe en plongée (2008). Dans de telles situations, il est donc préférable de répertorier les organismes à un niveau taxonomique supérieur (par exemple, la famille plutôt que l'espèce). Tel fut le cas entre autres pour les mollusques (Bivalvia et Gastropoda), les anémones (Actiniaria), les Balanoidea, les Asteroidea et les espèces de la famille des Pyuridae. L'identification en plongée (vidéo ou identification directe) a certes un avantage logistique en comparaison des prélèvements à la benne, mais notre capacité d'identification pour des espèces plus petites ou des groupes particuliers s'en trouve diminuée.

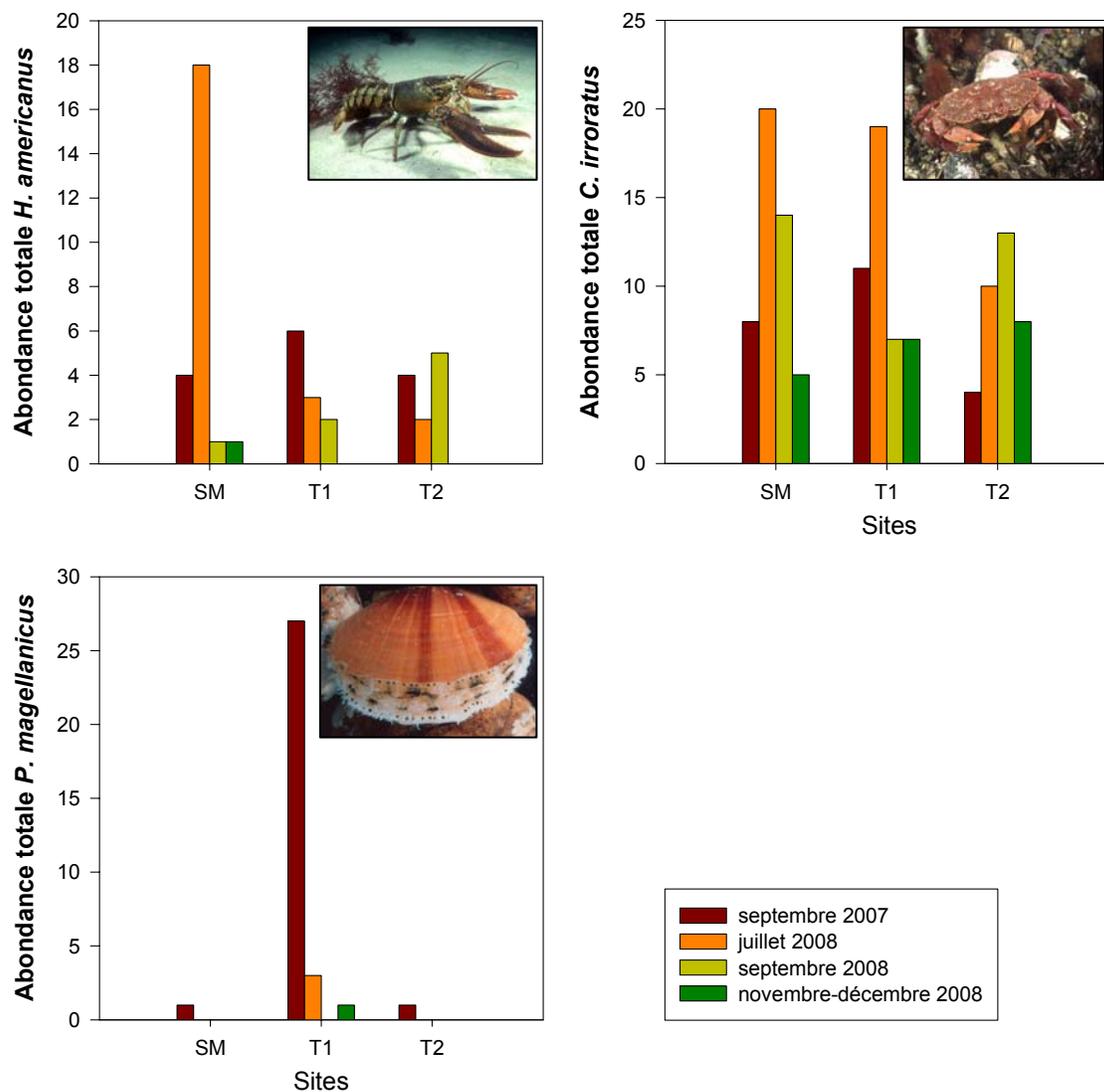


Figure 7. Abondance totale de homards (*Homarus americanus*), de crabes communs (*Cancer irroratus*) et de pétoncles géants (*Placopecten magellanicus*) pour les transects faits en 2007 (n = 12 transects pour SM et n = 9 tr./site témoin) et en 2008 (n = 18 tr. pour SM et n = 12 tr./site témoin) au site mytilicole (SM) et aux sites témoins (T1, T2).

Les caractéristiques univariées (abondance, nombre d'espèces, équitabilité de Pielou et diversité de Shannon-Wiener) décrivant l'épifaune benthique recensé en 2007 sont présentées à la Figure 8. Aucune différence significative n'est observée entre les sites pour ces caractéristiques univariées ($p > 0,05$, Figure 8).

En 2007, *Hippoglossoides* sp., *Echinarachnius parma*, des organismes appartenant à la classe Bivalvia et *Homarus americanus* sont les organismes retrouvés en plus grande occurrence au site mytilicole. Ce site est composé d'une faune épibenthique très similaire à celle retrouvée au site témoin T2. Les mêmes espèces avec des abondances moyennes voisines ont donc été observées. Le site témoin T1 représente le site avec la plus grande abondance et diversité d'espèces, quoique ceci ne soit pas statistiquement différent (Figure 8).

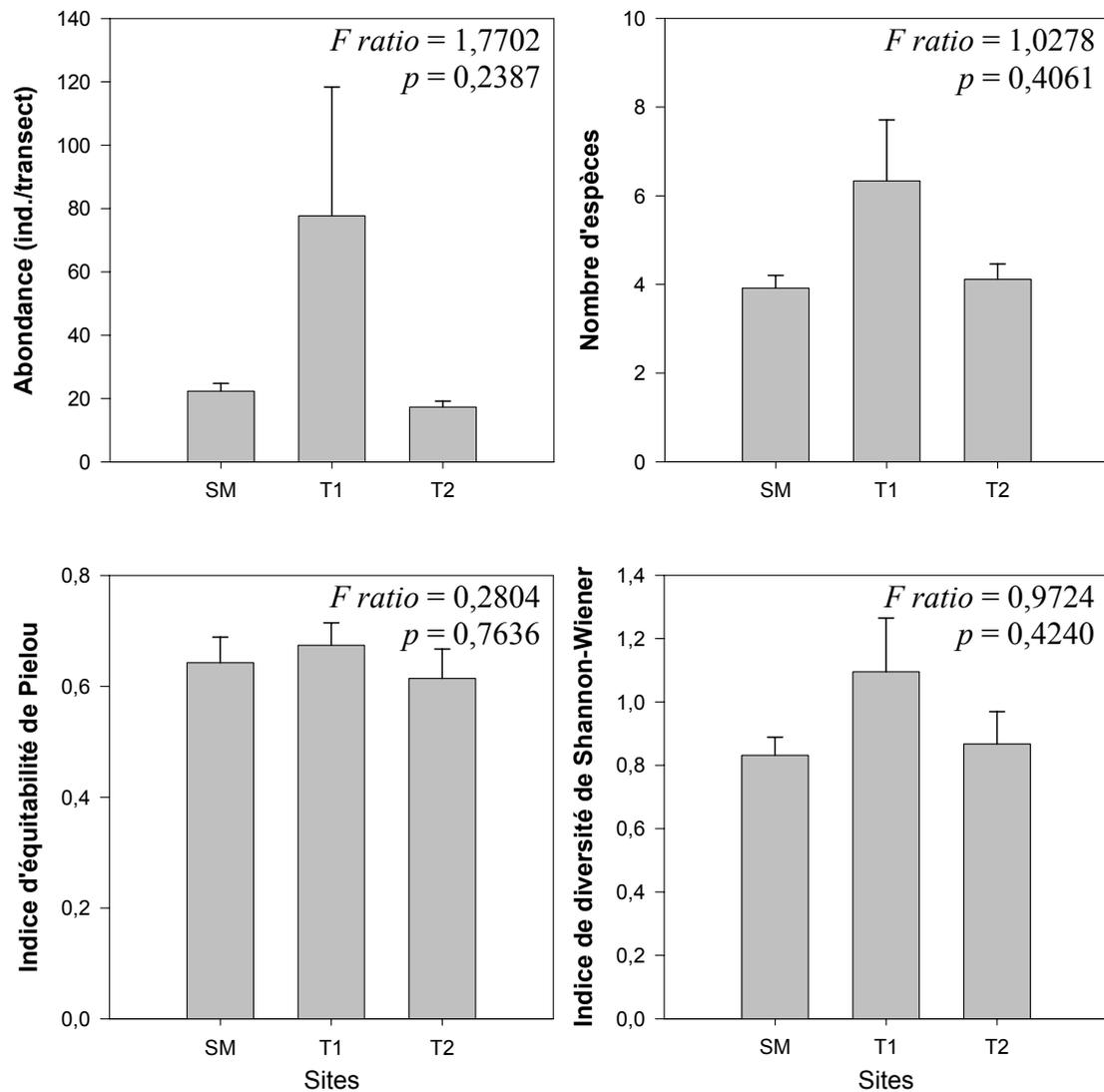


Figure 8. Caractéristiques univariées (moyenne \pm erreur-type) de la faune épibenthique recensée en septembre 2007 au site mytilicole (SM) et aux sites témoins (T1, T2). Les résultats des analyses de variance (ANOVA) sont indiqués pour le facteur *Site*.

En 2008, les caractéristiques univariées des assemblages épibenthiques (abondance, nombre d'espèces, équitabilité de Pielou et diversité de Shannon-Wiener) varient suivant les différents facteurs du plan d'échantillonnage (Tableau 4 et Figure 9). À noter que pour le nombre d'espèces de même que pour l'indice d'équitabilité de Pielou, l'interaction significative des facteurs temps et site (Temps \times Site) ne permet pas de voir une différence entre les sites uniquement.

Tableau 4. Résultats des analyses de variance (ANOVA) testant l'effet du Temps, Site, Station(Site) ainsi que leurs interactions sur les caractéristiques univariées de l'épibenthos soit l'abondance, le nombre d'espèces, l'indice d'équitabilité de Pielou (J') et l'indice de diversité de Shannon-Wiener (H').

| Sources de variation | dl | Log ₁₀ (Abondance + 1) | | | Nombre d'espèces | | |
|------------------------------|-----|-----------------------------------|---------|-----------------|------------------|---------|---------------|
| | | MS | F-ratio | <i>p</i> | MS | F-ratio | <i>p</i> |
| Temps | 2 | 9,105 | 41,132 | < 0,0001 | 16,127 | 12,207 | 0,0003 |
| Site | 2 | 0,638 | 5,325 | 0,0241 | 1,532 | 0,959 | 0,4129 |
| Station(Site) | 11 | 0,120 | 0,541 | 0,8542 | 1,599 | 1,210 | 0,3368 |
| Temps \times Site | 4 | 1,005 | 4,538 | 0,0080 | 0,745 | 0,564 | 0,6911 |
| Temps \times Station(Site) | 22 | 0,223 | 6,248 | < 0,0001 | 1,322 | 1,143 | 0,3216 |
| Résidus | 83 | 0,036 | | | 1,157 | | |
| Total* | 124 | | | | | | |

| Sources de variation | dl | Équitabilité | | | Diversité | | |
|------------------------------|-----|--------------|---------|-----------------|-----------|---------|-----------------|
| | | MS | F-ratio | <i>p</i> | MS | F-ratio | <i>p</i> |
| Temps | 2 | 4,257 | 98,563 | < 0,0001 | 9,993 | 78,821 | < 0,0001 |
| Site | 2 | 0,143 | 10,455 | 0,0028 | 0,311 | 17,201 | 0,0004 |
| Station(Site) | 11 | 0,014 | 0,317 | 0,9738 | 0,018 | 0,141 | 0,9991 |
| Temps \times Site | 4 | 0,153 | 3,544 | 0,0223 | 0,328 | 2,588 | 0,0649 |
| Temps \times Station(Site) | 22 | 0,043 | 2,961 | 0,0002 | 0,127 | 2,374 | 0,0026 |
| Résidus | 83 | 0,015 | | | 0,054 | | |
| Total* | 124 | | | | | | |

* Un échantillon a été retiré de la base de données, préalablement à l'analyse (T2-18,3 échantillonné en novembre-décembre 2008). Aucun organisme n'a été dénombré à ce transect en raison d'une faible visibilité (commentaire noté dans le calepin de terrain).

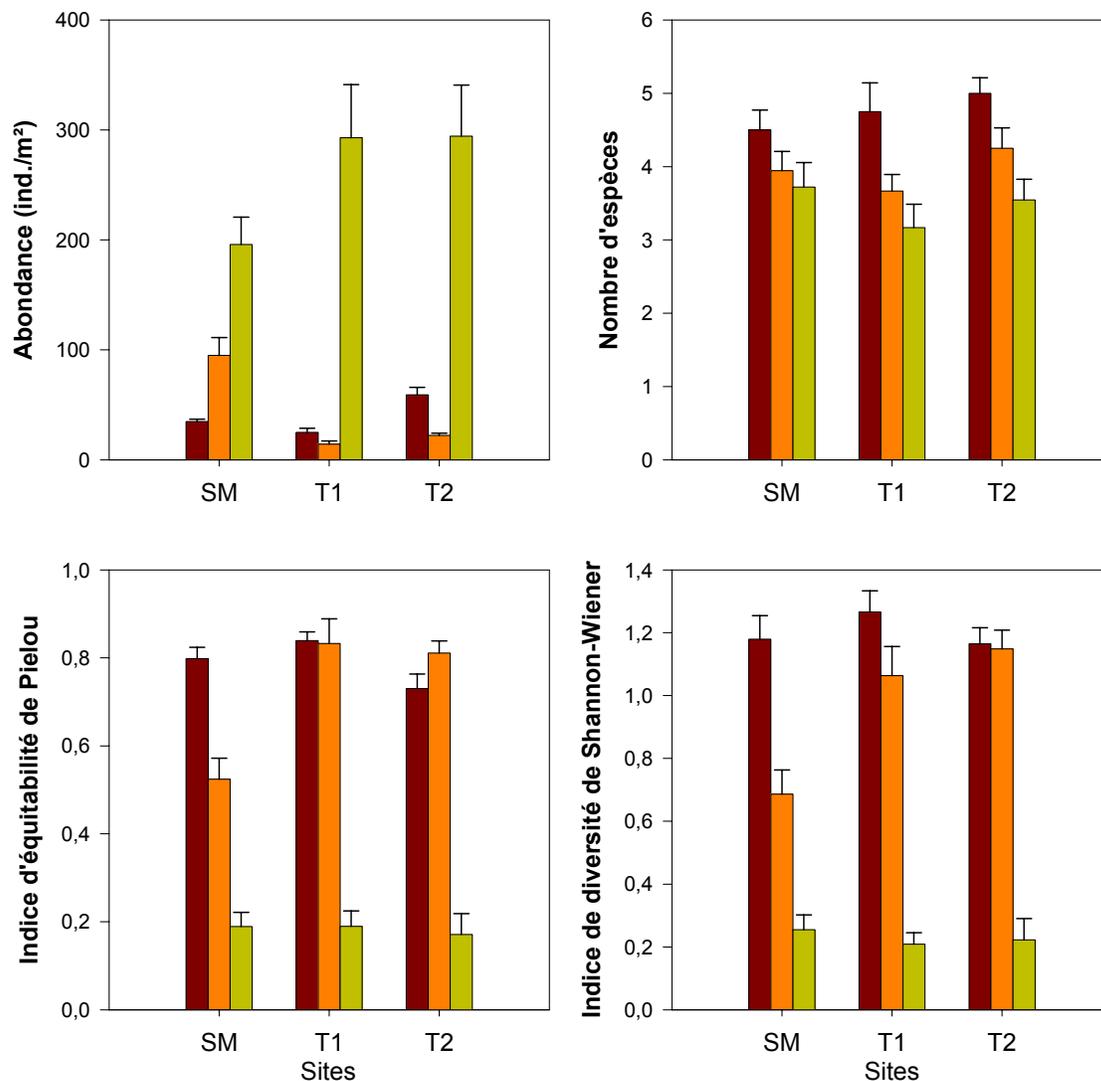


Figure 9. Caractéristiques (moyenne \pm erreur type) de la macrofaune épibenthique au site mytilicole (SM) et aux sites témoins (T1, T2) pour les 3 périodes échantillonnées en 2008 (■ juillet 2008, □ septembre 2008 et □ novembre-décembre 2008; voir le Tableau 1 pour les dates exactes).

L'analyse de variance par permutation confirme une importante hétérogénéité du milieu épibenthique à l'étude puisque les assemblages sont significativement différents suivant tous les facteurs du plan d'échantillonnage (Tableau 5). De plus, les tests *a posteriori* montrent que le site mytilicole (SM) diffère significativement des sites témoin T1 et T2. Cette hétérogénéité est illustrée par le cadrage multidimensionnel (MDS) pour le facteur site (Figure 10a) de même que pour le facteur temps (Figure 10b).

Tableau 5. Résultats de l'analyse de variance multivariée par permutation (PERMANOVA) testant l'effet du Temps (2008 uniquement), Site, Station(Site) ainsi que leurs interactions sur les assemblages de macrofaune épibenthique. La distribution des assemblages a été calculée à partir de la matrice de similarité de Bray-Curtis, sur des données transformées en racine quatrième comme suggéré par Clarke & Warwick (2001).

| Sources de variation | dl | MS | pseudo-F | <i>p</i> (<i>perm</i>) |
|-----------------------|-----|-------|----------|--------------------------|
| Temps | 2 | 26587 | 28,2480 | 0,0001 |
| Site | 2 | 3483 | 4,7803 | 0,0010 |
| Station(Site) | 11 | 730 | 1,7730 | 0,0270 |
| Temps × Site | 4 | 2697 | 2,8632 | 0,0008 |
| Temps × Station(Site) | 22 | 944 | 2,2935 | 0,0001 |
| Résidus | 83 | 412 | | |
| Total* | 124 | | | |

Test *a posteriori* de comparaison multiple pour le facteur *Site*. Le test de Monte Carlo (MC) a été privilégié lorsque le nombre de permutations était faible, tel que suggéré par Anderson (2001).

| | | <i>t</i> | <i>p</i> (MC) |
|-----|----|----------|---------------|
| SM, | T1 | 2,0824 | 0,0388 |
| SM, | T2 | 2,9798 | 0,0045 |
| T1, | T2 | 1,5908 | 0,1266 |

* Un échantillon a été retiré de la base de données, préalablement à l'analyse (T2-18,3 échantillonné en novembre-décembre 2008). Aucun organisme n'a été dénombré à ce transect en raison d'une faible visibilité (commentaire noté dans le calepin de terrain).

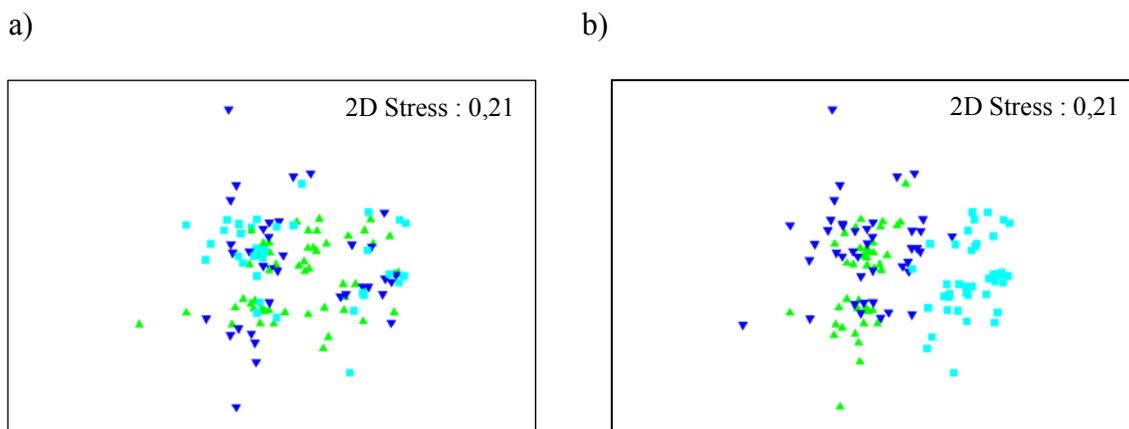


Figure 10. Cadrage multidimensionnel des indices de similarité de Bray-Curtis des assemblages épibenthiques *a)* des sites mytilicole (▲ SM) et témoins (▼ T1, ■ T2) et *b)* des temps d'échantillonnage (▲ juillet 2008, ▼ septembre 2008, ■ novembre-décembre 2008).

Parmi les poissons recensés, on note la présence de la Tanche tautogue (*Tautoglabrus adspersus*), une espèce commune dans les eaux des Îles-de-la-Madeleine. Dans le cas présent, *T. adspersus* n'a été observé qu'au site témoin T1. Un substrat de mélange sable/rocheux a été observé à ce site. De plus, lors de l'observation des vidéos, on a dénoté à plusieurs reprises la présence d'un poisson plat en position fixe, ou en réaction de fuite provoquée par la présence des plongeurs. L'analyse visuelle nous permet d'affirmer qu'il s'agit de plies, vraisemblablement une plie canadienne. Cependant, la qualité des images vidéo ne nous permet pas de le confirmer. Ainsi, ce poisson plat a plutôt été noté sous le genre (*Hippoglossoides* sp.) dans la base de données. Une espèce de chaboisseau (*Myoxocephalus* sp.) a également été observée, au niveau du site mytilicole uniquement. En termes d'occurrence, certaines espèces de la faune benthique sont plus communes que d'autres dans les échantillons. À titre d'exemple, *Hippoglossoides* sp., *Echinarachnius parma* ainsi que des organismes appartenant à la classe Bivalve (*Bilvania*) ont été respectivement retrouvés dans une majorité des transects (31, 23 et 20 transects différents sur un total de 36 étudiés).

Le protocole utilisé en 2008 étant différent de celui utilisé en 2007 ne permet donc pas d'obtenir la même résolution au niveau de l'identification des espèces. Par contre, on remarque que les taxons répertoriés en 2008 se retrouvent également en 2007. L'espèce présente en plus grand nombre selon les observations de 2008 est *Echinarachnius parma*. Il est plutôt difficile d'estimer le nombre de taxons différent répertorié, puisque certains ont dû être regroupés, étant donné la difficulté d'identification en plongée.

Au cours des analyses d'images, certaines difficultés ont été rencontrées. Tout d'abord, la distorsion de la caméra rendait difficile l'estimation juste des tailles des organismes commerciaux observés. Il ne faut donc pas omettre ce détail et conserver un niveau de précision de mesure de plus ou moins 1 cm dans la taille finale notée. De plus, en ce qui a trait au dénombrement, la différence entre les organismes vivants et ceux morts était parfois très marginale. Il est donc primordial, avant d'entreprendre l'analyse officielle des organismes retrouvés, que l'évaluateur effectue une première visualisation des vidéos afin d'habituer son œil à discriminer les organismes morts versus ceux vivants. Cela permettra également de mieux différencier les contrastes et donc de dissocier le substrat de fond avec les espèces benthiques (surtout en fond rocheux). Il ne faut pas négliger le biais possible par rapport aux organismes potentiellement cachés sous les roches. Il est donc envisageable que certains homards réfugiés (surtout de petites tailles) sous la roche n'aient pas capté l'attention de l'évaluateur. Afin de contourner ces difficultés, nous avons opté pour une évaluation directe des espèces épibenthiques par les plongeurs, malgré la perte de résolution que cette décision impliquait.

4. CONCLUSION

Le suivi des composantes biotiques et abiotiques d'un écosystème à l'étude permet d'atteindre quatre objectifs principaux soit : 1) d'établir l'état écologique initial de l'écosystème ; 2) de déterminer si les considérations légales de gestion ont été dépassées; 3) de détecter et d'évaluer les impacts de la perturbation générée par l'homme et

finaleme nt ; 4) d'évaluer la réponse de l'écosystème face aux mesures de restauration (Downes *et al.* 2002). Le présent rapport permet ainsi de répondre au premier objectif. La caractérisation de la faune benthique de la Baie de Plaisance effectuée à l'aide de deux techniques d'échantillonnage distinctes, soit la benne et la plongée, a donc permis de dresser un portrait global de l'état initial de la zone d'étude pour les espèces endobenthiques et épibenthiques. Le succès d'un programme de monitoring se base d'ailleurs en partie par la cueillette de données *avant* l'arrivée d'impact potentiel. Le présent rapport répertorie l'ensemble de la faune endobenthique et épibenthique retrouvée dans les sites témoins ainsi que d'un site qui est utilisé pour la mytiliculture. La réponse de l'écosystème face à l'implantation de fermes d'aquaculture variera en fonction de la capacité du milieu de *résister* à la perturbation ainsi qu'à son niveau de *résilience*, c'est-à-dire, à la capacité de l'écosystème benthique de la Baie de Plaisance à récupérer (Downes *et al.* 2002).

Le plan d'échantillonnage initialement proposé pour ce projet permettait l'utilisation d'un plan appelé « beyond BACI » proposé par Underwood (2000a, 2000b). Ce type de plan d'échantillonnage (*Before-After-Control-Impact*) permet de suivre les changements de l'écosystème sur un site d'élevage et des sites témoins ainsi que sur une échelle temporelle, soit avant et après l'installation des structures. Des contraintes diverses, dont l'absence d'une série temporelle de données avant l'installation de la ferme, ont entraîné la modification du plan d'échantillonnage. De plus, la variabilité dans la façon de récolter les données ne permet pas de traitement statistique suivant la logique du plan d'échantillonnage BACI (voir la section analyses statistiques pour les détails complets). Il serait donc important, dans le cadre d'un suivi temporel de l'impact de structures mytilicoles sur les communautés benthiques suivant un plan BACI, de respecter le protocole d'échantillonnage proposé initialement et d'avoir un réel temps d'échantillonnage avant l'installation des structures de culture.

Le plan d'échantillonnage utilisé dans le cadre de ce projet comporte tout de même des avantages. Ce plan permettra de faire un suivi temporel des changements de la

communauté benthique et des paramètres environnementaux à chaque fois qu'il y aura une date d'échantillonnage, ce qui ne serait pas le cas avec un plan BACI qui nécessite exactement le même plan d'échantillonnage après une perturbation potentielle pour effectuer une analyse. Il est donc moins limitatif pour faire le suivi, ce qui est un avantage fort important lorsque la logistique et le budget ne sont pas planifiés sur plusieurs années ou sujets à des changements de priorité des organismes subventionnaires. Il serait également préférable à l'avenir de prévoir une ANOVA asymétrique, en d'autres mots, un site potentiellement perturbé et plusieurs sites témoins. Ce type d'analyse ne pouvait s'appliquer à ce stade initial, car la logique était que nos sites soient tous similaires à ce stade. Toutefois, dans les analyses futures, il sera important de comparer les sites témoins au site aquacole avec un plan asymétrique. Le plan d'échantillonnage actuel a été planifié pour que les prochaines analyses puissent être effectuées avec un tel plan. Pour des détails complets sur l'utilisation des plans asymétriques, il faut lire Archambault *et al.* (2001) et Glasby (1999).

Il est également obligatoire d'avoir plusieurs sites témoins lors du développement d'un plan d'échantillonnage. Notre caractérisation de base montre clairement l'importance et la nécessité d'avoir plusieurs sites témoins à comparer à un ou plusieurs milieux potentiellement perturbés. Sans la comparaison de plusieurs sites témoins, et à cause de la grande variabilité naturelle de l'écosystème, il serait possible de tirer des conclusions erronées et les résultats seraient confondus spatialement. Cette confusion apparaît lorsqu'il y a un impact apparent qui est en réalité le résultat d'un seul site témoin et un seul site potentiellement perturbé qui a des différences temporelles naturelles dans les variables indicatrices (par exemple, nombre d'espèces, diversité, abondance) mesurées. Comme déjà mentionné, la solution à ce problème est la capacité de mesurer l'interaction naturelle entre la période avant et après dans plusieurs sites témoins et de comparer l'interaction entre les sites perturbés et témoins. Les arguments développés ci-haut sur la réplication spatiale s'appliquent également à l'échelle temporelle. Il est possible que la différence dans le temps au sein d'un même site soit uniquement due à

des variations temporelles naturelles. Ce type de confusion est très présent sous nos latitudes, avec des saisons aussi marquées.

En conclusion, quelle que soit l'avenue choisie pour la réalisation d'un projet d'évaluation environnementale, le plan d'échantillonnage doit être structuré adéquatement. Tel que discuté dans de nombreux articles scientifiques (Underwood 1993a, 1993b, 1994, Glasby 1997, Underwood 2000a, 2000b, Archambault *et al.* 2001, Frascetti *et al.* 2001, Downes *et al.* 2002, Underwood & Chapman 2003), le développement d'un plan d'échantillonnage peut être complexe et devrait toujours être validé par plusieurs personnes, dont des experts dans ce domaine. Cette réflexion initiale permettra d'améliorer grandement, à terme, le processus de prise de décision puisque les données récoltées seront aptes à révéler, s'il y a lieu, l'influence de perturbations, telle l'aquaculture, sur l'habitat marin.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Anderson MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26: 32-46.
- Archambault P, Banwell K, Underwood AJ (2001) Temporal variation in the structure of intertidal assemblages following the removal of sewage. *Marine Ecology Progress Series* 222: 51-62.
- Callier MD, McKindsey CW, Desrosiers G (2007) Multi-scale spatial variations in benthic characteristics at a mussel farm, Great-Entry Lagoon. *Marine Ecology Progress Series*, 348: 103-115.
- Callier MD, McKindsey CW, Desrosiers G (2008) Evaluation of indicators used to detect mussel farm influence on the benthos: two case studies in the Magdalen Islands, Eastern Canada. *Aquaculture* 278: 77-88.
- Callier MD, Richard M, McKindsey CW, Archambault P, Desrosiers G (2009) Responses of benthic macrofauna and biogeochemical fluxes to various levels of mussel biodeposition: an *in situ* «benthocosm» experiment. *Maine. Pollution Bulletin* 58: 1544-1553.
- Clarke KR, Gorley RN (2006) *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E, Plymouth, UK, 190 pp.
- Clarke KR, Warwick RM (2001) *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*, 2nd edition. PRIMER-E, Plymouth, UK.
- Clynick BG, McKindsey CW, Archambault P (2008) Distribution and productivity of fish and macroinvertebrates in aquaculture sites in the Magdalen islands (Québec, Canada). *Aquaculture* 283: 203-210.
- Costa-Pierce BA, Bridger CJ (2002) The role of marine aquaculture facilities as habitats and ecosystems. *Responsible Marine Aquaculture*, 105-144.
- D'Amours O, Archambault P, McKindsey CW, Johndson LE (2008) Local enhancement of epibenthic macrofauna by aquaculture activities. *Marine Ecology Progress Series* 371: 73-84.
- Downes BJ, Barmuta LA, Fairweather PG, Faith DP, Keough MJ, Lake PS, Mapstone BD, Quinn GP (2002) *Monitoring ecological impacts: concepts and practices in flowing waters*. Cambridge University Press, Cambridge, 434 pp.

- Drouin A, Archambault P, Sirois P (*sous presse*) Distinction of nektonic and benthic communities between fish-present (*Salvelinus fontinalis*) and natural fishless lakes. Boreal Environment Research.
- Drouin A, Sirois P, Archambault P (2009) Discriminating zooplankton community structure between lakes with a single fish population (brook trout, *Salvelinus fontinalis*) and fishless lakes. *Ecoscience* 16: 271-281.
- FAO (2007) The state of world fisheries and aquaculture. FAO Fisheries and Aquaculture Department; Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 180 pp.
- Fraschetti S, Bianchi CN, Terlizzi A, Fanelli G, Morri C, Boer F (2001) Spatial variability and human disturbance in shallow subtidal hard substrate assemblages: a regional approach. *Marine Ecology Progress Series* 212: 1-12.
- Glasby TM (1997) Analysing data from post-impact studies using asymmetrical analyses of variance: a case study of epibiota on marinas. *Australian Journal of Ecology* 22: 448-459.
- Grant J, Hatcher A, Scott DB, Pocklington P, Schafer CF, Winters GV (1995) A multidisciplinary approach to evaluating impacts of shellfish aquaculture on benthic communities. *Estuaries* 18: 124-144.
- Kaiser MJ, Laing I, Utting SD, Burnell GM (1998) Environmental impacts of bivalve mariculture. *Journal of Shellfish Research* 17: 59-66.
- Keough MJ, Quinn GP (1991) Causality and the choice of measurements for detecting human impacts in marine environments. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 42: 539-554.
- Lasiak TA, Underwood AJ, Hoskin M (2006) An experimental assessment of the potential impacts of longline mussel farming on the infauna in an open coastal embayment. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16: 289-300.
- McKindsey CW, Anderson MR, Barnes P, Courtenay S, Landry T et Skinner M (2006) Effects of shellfish aquaculture on fish habitat. Fisheries and Oceans Canada, Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2006/011, 84 pp.
- Miron G, Landry T, Archambault P, Frenette B (2005) Effects of husbandry practices on various benthic characteristics under suspended mussel lines. *Aquaculture* 250: 138-154.
- Quinn GP, Keough MJ (2002) Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press, Cambridge, 560 pp.

- Shumway SE, Davis C, Downey R, Karney R, Kraeuter J, Parsons J, Rheault T, Wikfors G (2003) Shellfish aquaculture – In praise of sustainable economies and environments. *World Aquaculture*, décembre 2003: 15-18.
- Tita G, Crémer JF, Long B, Desrosiers G (2004) Caractérisation environnementale d'un site mytilicole expérimental dans la Baie de Plaisance, Îles-de-la-Madeleine (Québec). *Rapport Technique Canadien des Sciences Halieutiques et Aquatiques 2559*: v + 17 pp.
- Tita G, Bourque F (2007) Évaluation environnementale d'un site mytilicole expérimental dans la baie de Plaisance, Îles-de-la-Madeleine. MAPAQ, DIT. Rapport de R-D n° 158. 7 pp.
- Underwood AJ (1993a) How not to design an environmental monitoring program: a case study from the FAC (up in Botany Bay). *Australian Biologist* 6:194-197.
- Underwood AJ (1993b) The mechanics of spatially replicated sampling programs to detect environmental impacts in a variable world. *Australian Journal of Ecology* 18: 99-116.
- Underwood AJ (1994) Things environmental scientists (and statisticians) need to know to receive (and give) better statistical advice. In: Fletcher DJ, Manly BFJ (eds) *Statistics in ecology and environmental monitoring*. University of Otago Press, Dunedin, pp. 33-61.
- Underwood AJ (2000a) Importance of experimental design in detecting and measuring stresses in marine populations. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 7: 3-24.
- Underwood AJ (2000b) Trying to detect impacts in marine habitats: comparisons with suitable reference areas. In: Sparks T (ed) *Statistics in Ecotoxicology*. John Wiley & Sons, LTD, Toronto, pp. 279-308.
- Underwood AJ, Chapman MG (2003) Power, precaution, Type II error and sampling design in assessment of environmental impacts. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 296: 49-70.
- Warwick RM, Clarke KR (1991) A comparison of some methods for analyzing changes in benthic community structure. *Journal of Marine Biological Association of United Kingdom* 71: 225-244.
- Wentworth CK (1922) A scale of grade and class terms for classic sediments. *Journal of Geology* 30: 377-392.

RÉFÉRENCES TAXONOMIQUES

- Appy TD, Linkletter LE *et al.* (1980). A guide to the marine flora and fauna of the bay of fundy - annelida polychaeta. Ottawa, Ministère des approvisionnements et services.
- Bousfield EL & Marine Biological Laboratory (Woods Hole Mass.) Systematics-Ecology Program. (1973). Shallow-water gammaridean Amphipoda of New England. Ithaca [N.Y.], Comstock Pub. Associates.
- Fauvel P (1927) Faune de France Faune n° 16 Polychètes sédentaires Addenda aux errantes, archiannélides, myzostomaires. Paris, Paul Lechevalier.
- Gosner KL (1978) A field guide to the atlantic seashore. The Peterson Field Guide Series. Houghton Mifflin Company Boston.
- Holthe T (1986) Polychaeta terebellomorpha. Oslo, Norwegian University Press.
- Laubitz DR & Musées nationaux du Canada (1972) The Caprellidae (Crustacea, Amphipoda) of the Atlantic and Arctic Canada. Ottawa, Musées nationaux du Canada.
- Pettibone MH (1963) Marine polychaete worms of the New England region. Washington, Smithsonian Institution; for sale by the Superintendent of Documents, U.S. Gov't Print. Off.
- Pocklington P (1989) Polychaetes of Eastern Canada: An Illustrated Key to Polychaetes of eastern canada including the eastern arctic, Pêches et Océans Canada, MPO, IML.
- Schultz GA (1969) The marine isopod crustaceans. Dubuque, Iowa, W. C. Brown Co.
- Zimmer CWE, Bowman TE *et al.* (1980) Cumaceans of the American Atlantic boreal coast region (Crustacea, Peracarida). Washington, Smithsonian Institution Press.

Annexe 1. Plan d'échantillonnage du projet de suivi environnemental des sites mytilicoles dans la Baie de Plaisance, Îles-de-la-Madeleine. Il est à noter que la méthodologie utilisée pour l'échantillonnage en plongée effectué en 2007 diffère de celle de 2008.

| Site | Station | Temps 1 (2007) | | Temps 2 (2008) | | Temps 3 (2008) | | Temps 4 (2008) | |
|------------|---------|----------------|---------|----------------|---------|----------------|---------|----------------|---------|
| | | Benne | Plongée | Benne | Plongée | Benne | Plongée | Benne | Plongée |
| Mytilicole | 1 | x | x | x | x | x | x | x | x |
| | 2 | x | x | x | x | x | x | x | x |
| | 3 | x | x | x | x | x | x | x | x |
| | 4 | x | x | x | x | x | x | x | x |
| | 5 | x | | x | x | x | x | x | x |
| | 6 | x | | x | x | x | x | x | x |
| Témoïn 1 | 1 | x | x | x | x | x | x | x | x |
| | 2 | x | x | x | x | x | x | x | x |
| | 3 | x | x | x | x | x | x | x | x |
| | 4 | x | | x | x | x | x | x | x |
| Témoïn 2 | 1 | x | x | x | x | x | x | x | x |
| | 2 | x | x | x | x | x | x | x | x |
| | 3 | x | x | x | x | x | x | x | x |
| | 4 | x | | x | x | x | x | x | x |
| Témoïn 3 | 1 | x | | x | | x | | x | |
| | 2 | x | | x | | x | | x | |
| | 3 | x | | x | | x | | x | |
| | 4 | x | | x | | x | | x | |

Résumé de l'échantillonnage à la benne pour 2007 et 2008 :

$$N_{\text{total}} = 288$$

4 bennes × 4 stations/site témoïn (3 sites, T1, T2, T3) × 4 temps et
 4 bennes × 6 stations/site mytilicole (1 site, SM) × 4 temps

Macrobenthos : - Passage au tamis de 1 mm
 - Mis en pot avec Éthanol 95% pour la conservation
 Sédiment : - ½ petite bouteille par coup de benne
 - Congélation pour la conservation

Résumé de l'échantillonnage en plongée pour 2007:

$$N_{\text{total}} = 30$$

3 transects × 3 stations aléatoires/site témoïn (2 sites, T1, T2) × 1 temps et
 3 transects × 4 stations aléatoires/site mytilicole (1 site, SM) × 1 temps

- Transect de 0,5 m × 100 m
 - Caméra, lumière et cadre
 - Enregistrement sur cassette mini DV

Résumé de l'échantillonnage en plongée pour 2008:

$$N_{\text{total}} = 126$$

3 transects \times 4 stations aléatoires/site témoin (2 sites, T1, T2) \times 3 temps et

3 transects \times 6 stations aléatoires/site mytilicole (1 site, SM) \times 3 temps

- Transect de 1 m \times 50 m
- Dénombrement direct

Annexe 2. Liste des taxons d'épifaune benthique répertoriés en plongée dans la Baie de Plaisance, Îles-de-la-Madeleine, en 2007 (analyse vidéo) et en 2008 (identification directe en plongée).

Actiniaria

Asteroidea

Balanoidea

Bivalvia

Cancer irroratus

Cucumaria sp.

Echinarachnius parma

Gastropoda

Hippoglossoides sp. (poisson)

Homarus americanus

Laminaria

Lunatia sp.

Mercenaria mercenaria

Myoxocephalus sp. (poisson)

Mytilus sp.

Pagurus sp.

Pennatula sp.

Placopecten magellanicus

Poisson de fond non identifié (poisson)

Pyuridae

Strongylocentrotus sp.

Tautogolabrus adspersus (poisson)