Effets de l'artificialité du littoral sur les écosystèmes côtiers de la région de Saint-Siméon-Bonaventure, Baie des Chaleurs

> Rapport final Relevés 2006 et 2007

Présenté au ministère des Transports du Québec

Sous la direction de

M. Pascal Bernatchez, Ph.D. et M. Christian Nozais, Ph.D.

Juillet 2008





Équipe de réalisation

Direction

Pascal Bernatchez, Ph.D. Géomorphologie côtière et télédétection Responsable du projet Professeur-chercheur, Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières Département de biologie, chimie et géographie Université du Québec à Rimouski 300, allée des Ursulines Rimouski (Québec) G5L 3A1, Canada Téléphone : (418) 723-1986 #1206 Courriel : pascal_bernatchez@uqar.qc.ca

Christian Nozais, Ph.D. Écologie benthique Responsable du projet Professeur-chercheur Laboratoire d'écologie des systèmes aquatiques Département de biologie, chimie et géographie Université du Québec à Rimouski 300, allée des Ursulines Rimouski (Québec) G5L 3A1, Canada Téléphone : (418) 723-1986 #1589 Courriel : christian_nozais@uqar.qc.ca

Analyse, recherche et rédaction

Anne-Marie Leclerc, géographe Étudiante à la maîtrise en géographie Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières Département de biologie, chimie et géographie Université du Québec à Rimouski

Myriam Coutu, biologiste Professionnelle de recherche Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières Département de biologie, chimie et géographie Université du Québec à Rimouski

Pascal Bernatchez, Ph.D. Géomorphologie côtière et télédétection Professeur-chercheur, responsable du projet Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières Département de biologie, chimie et géographie, Université du Québec à Rimouski

Collaborateurs(trices)

<u>Cartographie</u>	Relevés de terrain	Analyses en laboratoire		
Steeve Dugas Isabelle Paquin Jérémie Guay Isabel Lemus-Lauzon	Cynthia Guay Christian Fraser Étienne Bachand Michel Grégoire Isabelle Paquin Catherine Denis Pierre Simard David Gagné Catherine Nozais	Cynthia Guay Louis Pître Philippe Bois Isabel Lemus-Lauzon Charles Tremblay		

RÉFÉRENCE COMPLÈTE

Leclerc, A.-M., Coutu, M., Bernatchez, P., Nozais, C. 2008. *Effets de l'artificialité du littoral sur les écosystèmes côtiers de la région de Saint-Siméon-Bonaventure, Baie des Chaleurs : Rapport final*. Rapport final présenté au ministère des Transports du Québec. Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski, 100 pages.

Page couverture

Source : Anne-Marie Leclerc, 2007. En bas, l'église de Bonaventure vue de l'est, avec en premier plan une large plage naturelle, composée de sable et graviers. En haut, l'église de Bonaventure vue de l'ouest, avec en premier plan un enrochement et une plage étroite, composée de galets et de blocs.

Table des matières

Table des matières	i			
Liste des figuresiii				
Liste des tableaux	v			
Liste des annexes	vii			
Liste des annexes sur support numérique	viii			
1. Introduction	1			
1.1. Mise en contexte du mandat	1			
1.2. Objectifs et présentation du rapport final	2			
2. Méthodologie	3			
2.1 Évolution historique de la ligne de rivage et de la largeur des plages	3			
2.3 Caractérisation écosédimentologique sur le terrain	3			
2.3.1 Inventaire de la zone intertidale	4			
2.3.2 Inventaire de la zone prélittorale	4			
2.3.2.1 Récolte des échantillons de méiofaune et de microalgues benthiques	5			
2.3.2.2. Observation de la macrofaune et des macroalgues	5			
2.4 Analyses en laboratoire	5			
2.5 Analyses statistiques	6			
2.5.1 Statistiques descriptives	7			
2.5.1.1 Principes de l'analyse multivariée	7			
2.5.1.2. L'analyse canonique des redondances (ACR)	8			
2.5.1.3 Analyse exploratoire et réduction du nombre de variables	8			
2.5.1.4. Analyse «partielle» des redondances : prise en compte de l'échelle				
spatiale comme aspect structurant les données	9			
2.5.1.5. Partitionnement de la variance	10			
2.5.1.6. Analyse de la méiofaune et de la macrofaune benthique	11			
2.5.1.7. Le choix du modèle	12			
2.5.2. Influence du type de côte et de l'étagement	13			
2.5.2.1 Variables physiques et biologiques	13			
2.5.2.2. Structure des communautés	14			
2.5.3. Relation entre les variables	14			
3. Influence des perturbations anthropiques sur les plages de la région de Saint-Simé	on -			
Bonaventure	15			
3.1. Évolution historique de la ligne de rivage des systèmes côtiers	15			
3.2. Influence des perturbations anthropiques sur l'évolution des plages	18			
3.2.1 Secteur A (quai de Caplan)	18			
3.2.2 Secteur B (Saint-Siméon)	20			
3.2.3 Secteur C (rivière Saint-Siméon)	23			
3.2.4 Secteur D (flèche littorale de Saint-Siméon)	25			
3.2.5 Secteur E (herbier de zostère marine de Saint-Siméon)	27			
3.2.6 Secteur F (Bonaventure)	30			
3.2.7 Secteur G (flèche littorale de Bonaventure)	33			
3.2.8 Secteur H (flèche littorale de Bonaventure Est)	35			
3.2.9 Secteur I (pointe de Bonaventure)	37			
-				

3.3. Synthèse des résultats	39		
4. Résultats de l'analyse des communautés d'invertébrés benthiques	41		
4.1. Analyse des données de l'été 2006	41		
4.1.1. Statistiques descriptives			
4.1.2. Corrélations	44		
4.2. Analyse des données de l'été 2007	46		
4.2.1. Zone intertidale			
-Macrofaune	49		
4.2.2. Zone prélittorale	51		
4.3. Exploration de la variation au sein des habitats (ACR)	53		
4.3.1 Méiofaune	53		
4.3.1.1 Choix du modèle	53		
4.3.1.2 Variables environnementales	53		
4.3.1.3 Relations entre les variables environnementales et biologiques	54		
4.3.1.4 Regroupement des stations	54		
4.3.1.5 Groupements a priori : état de la côte et étagement	56		
4.3.2 Macrofaune	58		
4.3.2.1 Choix du modèle	58		
4.3.2.2 Variables environnementales	58		
4.3.2.3 Relations entre les variables environnementales et biologiques	59		
4.3.2.4 Regroupement des stations	60		
4.3.2.5. Groupements a priori : état de la côte et étagement	62		
4.4 Caractéristiques environnementales et biologiques des stations en lien avec l'état de	la		
côte : analyse de variance	64		
4.4.1 Zone intertidale	64		
4.4.2 Zone prélittorale	68		
4.5. Structure des communautés benthiques	69		
4.6. Synthèse des résultats	70		
4.6.1 Environnements de faible et de forte énergie hydrodynamique	70		
4.6.2 Les zone artificielles	71		
5. Conclusion et recommandations	76		
5.1. Synthèse des principaux résultats	76		
5.2. Recommandations sur les structures de protection et mesures d'atténuation	77		
5.3. Recommandations sur le suivi environnemental et la structure de l'habitat	78		
6. Références	81		

Liste des figures

Figure 1. Modèle du partitionnement de la variance d'une ACR 11
Figure 2. Localisation des secteurs d'étude, type de côte et taux de déplacement par type de côte (Saint-Siméon / Bonaventure)
Figure 3. Évolution côtière historique du secteur du quai de Caplan
Figure 4. Évolution côtière historique du secteur de Saint-Siméon
Figure 5. Évolution côtière historique du secteur de la rivière Saint-Siméon
Figure 6. Évolution côtière historique du secteur de la flèche littorale de Saint-Siméon
Figure 7. Évolution côtière historique du secteur de l'herbier de zostère marine de Saint-Siméon. 28
Figure 8. Évolution de la flèche littorale de Saint-Siméon de 1934 à 2007
Figure 9. Évolution côtière historique du secteur de Bonaventure
Figure 10. Évolution côtière historique du secteur de la flèche littorale de Bonaventure
Figure 11. Évolution côtière historique de la flèche littorale de Bonaventure Est
Figure 12. Évolution côtière du secteur de la pointe de Bonaventure
Figure 13. a) Densité des taxons méiofauniques et b) des espèces macrofauniques dominants (>3%), campagne de terrain 2006
Figure 14. a) Densité des taxons méiofauniques et b) des espèces macrofauniques par type de côte, campagne de terrain 2007
Figure 15. Résultats de l'ACR réalisée sur les abondances méiofauniques (matrices environnementale et spatiale)
Figure 16. Résultats de l'ACR réalisées sur les abondances méiofauniques (matrices environnementale et spatiale), a) polygones convexes des zones naturelles et artificielles et b) polygones convexes selon la côte et l'étagement
Figure 17. Résultats de l'ACR réalisée sur les abondances macrofauniques
Figure 18. Résultats de l'ACR réalisées sur les abondances macrofauniques, a) polygones convexes des zones naturelles et artificielles et b) polygones convexes selon la côte et l'étagement

Figure 19. Biomasse algale selon le type de côte (artificielle ou naturelle) et l'étagement (haut ou bas estran et zone prélittorale) en lien avec le pourcentage de sédiments inférieurs à 125 um... 66

Liste des tableaux

Tableau 1. Modèles testés à l'aide d'ANOVA par permutations selon les matrices choisies
Tableau 2. Valeurs moyennes (moy.±écart-type) des variables environnementales et biologiques des différentes zones d'échantillonnage à l'étude, campagne de terrain 2006
Tableau 3. Matrice des corrélations de Spearman sur les variables biotiques et biologiques, tous sites confondus, campagne de terrain 2006 ^a . 45
Tableau 4. Valeurs moyennes (moy.±écart-type) des variables environnementales et biologiques par type de côte, campagne de terrain 2007
Tableau 5. Classification taxonomique de la macrofaune benthique identifiées en 2007 50
Tableau 6. Caractéristiques environnementales de la zone prélittorale selon l'état de la côte,campagne de terrain 2007.51
Tableau 7. Modèles d'ACR sur la méiofaune testé par des ANOVA par permutation (199).
Tableau 8. Valeurs des vecteurs propres des variables environnementales selon les trois axes del'ACR effectués sur les abondances méiofauniques
Tableau 9. Valeurs des vecteurs propres des variables biologiques selon les trois axes de l'ACR effectués sur les abondances méiofauniques
Tableau 10. Modèles d'ACR sur la macrofaune testés par des ANOVA par permutation (199). 58
Tableau 11. Valeurs propres des variables environnementales des deux axes de l'ACR réalisée sur les abondances macrofauniques. 59
Tableau 12. Valeurs des vecteurs propres des variables biologiques des deux axes de l'ACR réalisée sur les abondances macrofauniques (matrice explicative = variables environnementales).
Tableau 13. Résultats des analyses de variance des variables environnementales et des variables biologiques des stations intertidales situées en côte artificielle (A) ou naturelle, de haut (NH) et de bas estran (NB) ^a , campagne de terrain 2007
Tableau 14. Matrice des corrélations de Spearman des variables physiques et biologiques des

Tableau 14. Matrice des corrélations de Spearman des variables physiques et biologiques des stations situées en zone intertidale, tous sites confondus, campagne de terrain 2007.^a.... 67

Tableau 15. Résultats des analyses de variance des variables environnementales et de	s variables
biologiques des stations prélittorales situées en côte artificielle (A) ou naturelle haut ((NH) et bas
estran (NB)a	68

Tableau 16. Résultats c	les analyses	de similarité	(ANOSIM)	pour les	abondances	méio- et
macrofauniques selon l	l'étagement «	et le type de d	côte ^a			69

Liste des annexes

Annexe 1. Cartes thématiques de la zone à l'étude (Saint-Siméon – Bonaventure)
Annexe 2. Cartes des ensembles écosédimentaires : grands ensembles sédimentaires des zones intertidale et prélittorale, présentés par secteur90
Annexe 3. Ensembles écosédimentaires : grands ensembles écologiques (végétation) des zones intertidale et prélittorale, présentés par secteur

Liste des annexes sur support numérique

1. Relevés biologiques

- 1.1. Données de laboratoire
 - 1.1.1. Altitude et DGPS : données nécessaires au traitement des données altitudinales
 - 1.1.1.1.1 Données brutes GNSS Solutions : fichiers de traitement des données DGPS brutes par le logiciel GNSS Solutions
 - Altitude 2006.xls : altitude des stations effectuées en 2006
 - DGPS sem du 29-07-07.xls : tous les points relevés au cours de cette période
 - DGPS sem du 14-08-07.xls : tous les points relevés au cours de cette période

1.1.2. Granulométrie_2007 : données nécessaires aux analyses de la taille des particules sédimentaires

- 1.1.1.2.Analyses Ismer : fichiers .xls des sous échantillons traités par diffraction laser (Beckam Coulter LS230) à l'ISMER
- 1.1.1.3. Résultats Gradistat : fichiers .xls des analyses des échantillons par le programme Gradistat.

- Fractions fines et grossières.xls : pourcentage pour chaque échantillon de la fraction inférieure et supérieure à 2 mm.

- Indices de diffraction laser.xls : indices de traitement des données granulométriques

- Protocole d'analyse granulométrique de la fraction fine
- 1.1.3. Identification biologique : résultats de l'identification biologique et phytopigments
 - Microalgues 2007.xls
 - Méiofaune 2006.xls
 - Macrofaune 2006.xls
 - Méiofaune 2007.xls
 - Macrofaune 2007.xls
 - Macrofaune prélittorale_07.xls
- 1.1.4. Perte au feu : résultats 2007 de la teneur en matière organique des échantillons de substrat par perte au feu
 - Perte au feu 2007.xls
 - Protocole perte au feu
- 1.2. Analyses statistiques
 - 1.2.1. Analyses ACR : données nécessaires à l'analyse canonique des redondances
 - 1.2.1.1. Bases de données .xls_.txt : bases de données pour l'ACR méio- et macrofauniques
 - 1.2.1.2. Graphiques ACR : figures (JPEG) de l'ACR mises dans le rapport final
 - 1.2.1.3. Information sur R : fichiers (PDF) contenant de l'information sur les fonctions du statistitiel R.
 - 1.2.1.4. Scripts des fonctions sur R : scripts (.r) nécessaires à la programmation des commandes sur R

1.2.2. Analyse PCNM :

- données nécessaires à l'analyse par PCNM
- Programme SpaceMaker2
- 1.2.3. ANOSIM : données nécessaires à cette analyse
- 1.2.4. ANOVA : fichiers SAS (.sas) nécessaires à cette analyse
- 1.2.5. Corrélations 2006 : fichiers (.xls et .sas) des corrélations de la faune pour 2006
- 1.2.6. Corrélations 2007 : fichiers (.sas) des corrélations de la faune pour 2006
- 1.2.7. Transformation Hellinger : données nécessaires aux transformations des abondances absolues
 - Données transformées
 - Pour transformation : fichiers au format (.txt) nécessaires pour la transformation dans R
 - Scripts pour fonctions R : scripts (.r) nécessaires à la programmation des commandes sur R

2. Cartographie

vol

2.1. Mosaïques_2007

- images proche infrarouge, orthorectifiées (UQAR, 2007) et mosaïquées par lignes de

2.2. Orthophotographies 2001

- les 4 orthophotographies couvrant la zone d'étude (projection NAD83 MTM 5)

2.3. Évolution historique

2.3.1. Photographies aériennes : photographies aériennes multidates géorégérencées sur les orthophotos 2007

2.3.2. Shapefiles_Évolution

- ligne de rivage, trait de côte et flexure de la plage pour chaque couverture aérienne multidate (format ArcGIS).
- Statistiques de calcul du taux de recul (.xls)

2.3.3. Évolution historique par secteur : cartes synthèses (fichiers ArcGIS au format .mxd = espace de travail) de l'évolution de la côte et de la largeur des plages par secteur A à I.

2.4. Cartes écosédimentaires

2.4.1. Orthophotographies 2001 : pour affichage avec les fichiers au format .mxd

- 2.4.2. Shapefile_arcGIS :
 - validation écosédimentaire.shp : polygones pour écologie et substrats
 - Végétation : fichiers .mxd et .pdf du type de végétation par secteur
 - Substrat : fichiers .mxd et .pdf des types de subtrats par secteur

2.4.3. Cartes_abondances : cartes (PDF) de l'abondance relative et du substrat dominant par station

2.5. LIDAR : shapefile (grid) des données lidar pour toute la zone d'étude

3. Photos aériennes_couleur (canon)

- images dans le visible (RGB) de la zone d'étude (non orthorectifiées)
- Shapefile (ArcGIS) des lignes de vol (250m)
- Tableau (.xls) des numéros des trames et lignes de vol

4. Rapport final

-Copies du rapport final papier : fichiers .doc et .pdf



1. Introduction

1.1. Mise en contexte du mandat

Devant l'érosion active des falaises et des terrasses de plages, le ministère des Transports du Québec (MTQ) désire mettre en place des ouvrages de protection et procéder à la réfection des structures endommagées pour assurer la pérennité de la route 132. Certains travaux ont eu lieu à l'automne 2006 et d'autres ont été menés à l'automne 2007. Dans ce cadre, le MTQ a mandaté l'Université du Québec à Rimouski (UQAR) afin d'évaluer l'impact positif ou négatif de ces infrastructures sur le littoral et les écosystèmes côtiers, de même que pour proposer des approches de réhabilitation des systèmes perturbés (Bernatchez et Nozais, 2006). Cette étude fait partie du programme de suivi environnemental soumis dans l'étude d'impact sur l'environnement concernant le projet de protection de la route 132 le long des municipalités de Saint-Siméon et de Bonaventure (Morneau *et al.*, 2001).

D'une durée de deux ans (2006-2008), le mandat consistait à :

- dresser l'évolution historique de la dynamique des systèmes côtiers et départager les causes naturelles et anthropiques qui régissent leur évolution;
- établir un niveau de référence avant enrochement des caractéristiques sédimentologiques, géomorphologiques, végétales et des populations benthiques de la zone intertidale;
- évaluer les liens entre le type de substrats et la répartition des herbiers, des algues et des populations benthiques;
- réaliser une cartographie zonale de la répartition des habitats et des espèces dominantes;
- déterminer l'impact potentiel de l'empierrement sur la morphosédimentologie du secteur ainsi que sur l'habitat du poisson et des populations benthiques de la zone intertidale.

1.2. Objectifs et présentation du rapport final

Un rapport préliminaire a été remis en juin 2007 (Leclerc *et al.*, 2007). Ce rapport présente la problématique scientifique, le cadre méthodologique de l'étude ainsi que certains résultats préliminaires. On y retrouve notamment le niveau de référence avant enrochement des caractéristiques sédimentologiques, géomorphologiques, végétales et des populations benthiques de la zone intertidale en 2006, une cartographie zonale de la répartition des habitats et des espèces dominantes, ainsi qu'une cartographie des systèmes côtiers et de la largeur des plages.

Le rapport final présente, dans un premier temps, les modifications méthodologiques apportées suite à la première campagne de terrain de 2006 et plus particulièrement, la méthodologie des différents traitements et analyses effectuées. Par la suite, ce rapport met l'emphase sur les résultats de recherche, soit : i) le bilan de l'évolution du littoral entre 1934 et 2007; ii) les effets des perturbations anthropiques sur l'évolution des plages; iii) l'analyse de la distribution de la méiofaune et la macrofaune benthiques en fonction des caractéristiques environnementales des zones intertidale et prélittorale; iv) la relation entre les variables environnementales et biologiques, ainsi que le lien avec l'état de la côte (artificiel ou naturel). Finalement, des recommandations sont formulées concernant l'effet des structures de protection et le suivi environnemental en zone intertidale.



2. Méthodologie

2.1 Évolution historique de la ligne de rivage et de la largeur des plages

La méthodologie utilisée pour réaliser l'évolution historique du littoral a été définie dans le rapport préliminaire (Leclerc et al., 2007). Les images multispectrales acquises en 2007 ont été mosaïquées de manière automatisée à l'aide du logiciel C3D Mosaic 4.2 (GEO-3D inc.). Les mosaïques ont été orthorectifiées à partir des données Lidar. Ces mosaïques ont ensuite été intégrées dans le système d'information géographique ArcGis 9.2. (ESRI inc.) et ont servi de base pour le géopositionnement des photographies aériennes historiques. En fonction de la qualité des couvertures aériennes, nous avons sélectionné les couvertures suivantes pour l'analyse de l'évolution historique du littoral : 1934, 1963, 1986, 1992 et 2007. Pour chacune des couvertures de photographies aériennes, le trait de côte, la ligne de rivage et la flexure de la plage ont été tracés. Le logiciel « Digital Shoreline Analysis System » (Thieler et al., 2005), développé par la Commission géologique des États-Unis (USGS), a été utilisé pour le calcul de l'évolution du littoral et de la largeur des plages. Ce logiciel a permis de générer de manière automatique des transects aux 50 m qui recoupent de manière perpendiculaire les différents traits tracés sur chaque couverture de photographies aériennes. L'écart entre chacun des tracés est ensuite calculé pour chacune des années, ce qui génère une base de données sur l'évolution historique de la ligne de rivage et de la largeur des plages (voir annexe numérique 2.3.2.). Une validation a ensuite été réalisée pour chacun des transects. Lorsque les mesures automatisées dépassaient la marge d'erreur, elles ont été rejetées et non utilisées.

2.3 Caractérisation écosédimentologique sur le terrain

La méthodologie d'échantillonnage a été largement décrite dans Leclerc et *al.* (2007) et ne sera pas présentée ici. Seules les modifications apportées dans la méthodologie lors de la campagne de 2007 seront abordées dans ce rapport.

En 2007, dix transects ont été ajoutés aux 16 préalablement visités en 2006. Il s'agit des transects 29 et 31, situés devant l'enrochement de Saint-Siméon, et 42, 140 et 141, situés devant l'enrochement de Bonaventure. Tous ces transects sont localisés en zone artificielle. Les plages naturelles comptent elles aussi des stations réparties le long de trois nouveaux transects (101, 102 et 103), situés à l'est de l'embouchure de la rivière Bonaventure. Cela a permis d'augmenter le nombre de transects en zone artificielle ainsi que l'effectif total, de manière à obtenir une meilleure couverture spatiale de la zone d'étude et à augmenter la puissance des tests statistiques. Notons qu'une zone est dite artificielle lorsque la côte possède une infrastructure de protection du littoral, comme un enrochement. On dit également parfois «côte enrochée». Ainsi, en 2007, 26 transects ont été inventoriés pour un total de 40 stations, contre 16 transects et 26 stations échantillonnées en 2006. Toutes les stations visitées en 2006 l'ont également été en 2007.

2.3.2 Inventaire de la zone prélittorale

En 2007, des stations prélittorales (ou *infralittorales*) ont été échantillonnées par plongée les 25 et 26 juillet et entre le 22 et le 25 août 2007. Cet échantillonnage a été effectué pour décrire 1) le type d'habitat adjacent aux structures de protections mises en place par le MTQ et 2) les grands ensembles écosédimentaires de la zone d'étude. Les stations prélittorales sont situées dans le prolongement de 16 des 26 transects intertidaux. Les 10 autres transects ont été jugés trop près les uns des autres pour être échantillonnés. Au total, 41 stations prélittorales ont été visitées.

L'échantillonnage prélittoral a été réalisé à des intervalles de profondeur, soit de 1 à 2 m, de 2 à 3 m et finalement, de 4 à 5 m. Outre la profondeur d'eau, le choix exact d'un site a été motivé par le souci d'échantillonner un maximum de diversité écologique et d'ensembles sédimentaires. En d'autres termes, les stations prélittorales ont été échantillonnées selon un compromis entre la méthode systématique (intervalles réguliers de profondeur d'eau) et au jugé (dans une diversité d'ensembles sédimentaires). À chaque station, le plongeur a effectué une visite de 10 minutes dans un rayon approximatif de 15 mètres autour d'un bateau léger de type zodiac à bord duquel deux autres personnes effectuaient diverses manipulations et veillaient à la sécurité du plongeur. Ce large rayon visait à évaluer l'hétérogénéité de l'habitat, ses caractéristiques et aussi à augmenter le nombre d'observations de la faune.

2.3.2.1 Récolte des échantillons de méiofaune et de microalgues benthiques

Six échantillons de sédiments (soit 3 pour la composition méiofaunique et 3 pour la teneur en phytopigments) ont été récoltés par station et en triplicats (parcelle A, B et C, comme en zone intertidale). Notons que cet échantillonnage (méiofaune et phytopigments) a été effectué par «dragage» du fond du pilulier — soit des traits de quelques centimètres de long — sur une surface permettant d'avoir un volume d'environ 5 cm³ de substrat. En effet, pour des raisons pratiques (faible couche sédimentaire de surface, impossibilité pour le plongeur d'être aussi précis que pour la récolte en zone intertidale, temps restreint, etc.), il a été impossible de conserver la même méthode qu'en zone intertidale.

2.3.2.2. Observation de la macrofaune et des macroalgues

À chacune des stations prélittorales visitées, la présence ou l'absence de macrofaune invertébrée épibenthique et de macroalgues a été notée. Pour des raisons pratiques, il a été impossible de prélever les organismes macrobenthiques.

2.4 Analyses en laboratoire

La méthodologie relative aux analyses granulométriques, de la biomasse algale, de la diversité et de l'abondance méio- et macrofaunique, est demeurée la même que celle décrite dans le cadre méthodologique de 2007 (Leclerc et *al.*, 2007). Cependant, quelques modifications peuvent être apportées sur certains points.

- La détermination du pourcentage de la matière organique par échantillon de substrat a été réalisée par perte au feu pour les données 2006 et 2007.

- Les pigments chloroplastiques totaux (CPE) par parcelle ont été déterminés par la somme de la chlorophylle *a* et des phaeopigments benthiques (Thiel, 1978).

- La biomasse algale est exprimée en $\mu g g^{-1}$.

- La densité méiobenthique est exprimée en nombre d'individus par 10 cm².

- Pour la macrofaune, l'embranchement des nématodes et la sous-classe des oligochètes (embranchement des annélides) ont été réunis dans un seul groupe taxonomique, pour des raisons d'identification. En effet, à la loupe binoculaire, certains petits oligochètes sont morphologiquement difficiles à distinguer des nématodes. Il faut alors monter les spécimens en lame mince pour la microscopie, ce qui augmente considérablement le temps de traitement et inutilement, compte tenu des objectifs du rapport. De plus, les nématodes et oligochètes constituent rarement des espèces indicatrices du milieu, de par leur caractère relativement ubiquiste.

2.5 Analyses statistiques

Les stations ont été différenciées *a priori* selon l'état de la côte et l'étagement pour la zone intertidale :

- L'état de la côte permet la distinction entre les côtes artificielles (A) et naturelles (N).
- L'étagement intertidal en zone naturelle est divisé en haut estran (HN) et en bas estran (BN). Devant les structures de protection, nous n'avons pas observé de délimitation géomorphologique aussi claire entre le haut et le bas estran. Ainsi, par mesure de prudence, aucune détermination *a priori* n'a été faite en ce qui a trait au haut et bas estran des zones artificielles. La notation (A), pour artificielle, est alors conservée.

2.5.1 Statistiques descriptives

La moyenne et l'écart-type de chacune des variables environnementales (altitude, pourcentage de matière organique, pentes des plages (2007 seulement) et données de granulométrie) et biologiques (richesse spécifique, indice de diversité de Shannon (H), et abondance pour chaque taxon méio- et macrofaunique) ont été déterminés pour les trois types de milieux échantillonnés (A, HN et BN). Il est à noter que l'indice de diversité de Shannon n'a pu être calculé pour la macrofaune dans la zone prélittorale étant donné le type d'échantillonnage par présence/absence.

L'indice de diversité de Shannon (ou Shannon-Weaver) est un paramètre de dispersion qui combine la richesse spécifique (nombre absolu de taxons) et l'abondance relative de chacun des taxons d'un échantillon. Il mesure la difficulté à prédire l'identité du prochain individu (Legendre et Legendre, 1984). Plus l'indice est grand, plus le milieu a de chances d'être diversifié. L'indice de diversité de Shannon a été calculé par parcelle (i.e. les triplicats A, B et C) pour les échantillons biologiques; une moyenne a ensuite été calculée pour chaque station. Lorsqu'aucun organisme n'a été identifié, il n'y a pas de valeur d'indice.

2.5.2 Exploration de la variation en zone intertidale : analyse multivariée

En écologie, la complexité des plans d'échantillonnage implique souvent l'application d'analyses multifactorielles. La présente étude vise à connaître dans quelle proportion *plusieurs* variables environnementales échantillonnées et leurs *interactions* sont responsables de la variation biologique observée. Autrement dit, on souhaite analyser la structure ou la réponse des organismes à l'échelle des communautés et des écosystèmes, en regard des variables échantillonnées. Les statistiques multivariées sont utilisées à cet effet.

2.5.1.1 Principes de l'analyse multivariée

L'analyse multivariée permet de prendre en considération l'interaction entre les variables (plusieurs variables dépendantes et explicatives), ce qui n'est pas possible au moyen des analyses univariées (une variable dépendante). Cette interaction est mesurée à partir d'une matrice biologique dépendante (*response matrix*) à n lignes, correspondant aux sites d'échantillonnage, et à p colonnes, correspondant à des données d'abondances par espèce, puis, d'une matrice explicative aux mêmes n lignes, et à p colonnes, correspondant aux variables

environnementales mesurées sur les mêmes sites (Makarenkov et Legendre, 1999). Ces matrices sont construites à partir de mesures de distance (ou de similarité) choisies par l'expérimentateur.

2.5.1.2. L'analyse canonique des redondances (ACR)

Une des méthodes d'ordination les plus largement utilisées actuellement pour analyser la structure des communautés selon les composantes de l'habitat est la méthode d'ordination appelée analyse canonique des redondances (ACR), ou en anglais *redundancy analysis (RDA)* (van den Wollenberg, 1977). L'ACR est une analyse exploratoire qui permet de trouver les axes d'ordination des nuages de points qui sont le plus linéairement liés à l'ensemble des variables explicatives, soit les variables environnementales (Makarenkov et Legendre, 1999). Les variables explicatives sont représentées par des vecteurs (appelé vecteurs propres) dont l'orientation indique le sens de la variation ou du «gradient» environnemental, et la longueur indique la force du gradient (Oksanen *et al.*, 2007).

En raison de contraintes imposées par les variables explicatives, l'ACR est souvent appelée *ordination sous contrainte*. L'ACR est une extension directe de l'analyse en composantes principales (ACP) de Y (matrice biologique) effectuée sous les contraintes imposées par X (matrice environnementale) (Makarenkov et Legendre, 1999). Legendre et Legendre (1998), Markarenkov et Legendre (1999) et Quinn et Keough (2002) proposent d'excellentes descriptions de l'ACR.

2.5.1.3 Analyse exploratoire et réduction du nombre de variables

Une ACR a été effectuée séparément pour les données d'abondances de méiofaune et de méiofaune intertidales. Pour la macrofaune, les abondances sont traitées au niveau des espèces (sauf en ce qui a trait au groupe nématodes-oligochètes), alors que pour la méiofaune, celles-ci sont traitées au niveau de l'embranchement et de la classe (ultérieurement nommé «groupe taxonomique»).

À noter que, puisque chaque station comprend des triplicats, l'ACR a été réalisée sur les moyennes des trois réplicats, ce qui permet de considérer, dans une certaine mesure, l'hétérogénéité spatiale. Le logiciel utilisé pour cette analyse multivariée est le statisticiel R, version 2.6.0. (R Development Core Team, 2005).

L'ACR a d'abord été utilisée comme méthode d'analyse exploratoire. Elle permet de connaître les grandes tendances du milieu et la réponse globale des communautés. Elle permet également de mieux cibler les variables environnementales d'intérêt qui feront l'objet de tests univariés.

- Espèces rares et pseudo rareté

Plusieurs espèces ou taxons présentent des abondances très faibles, constituant généralement moins de 0,5 % de l'abondance totale (espèces dites rares). L'étude des espèces rares ne correspondant pas aux objectifs du présent rapport (i.e. présenter les plus fortes caractéristiques et tendances du milieu d'étude), nous avons exclu de l'analyse multivariée les espèces identifiées dans deux stations ou moins. Ainsi, des 31 espèces macrobenthiques et des 16 groupes taxonomiques méiobenthiques identifiés, nous n'en avons retenu que 14 et 12, respectivement.

- Variables granulométriques dont la somme est égale à 1.

Les variables ayant trait au substrat sont exprimées en pourcentage (de sable grossier, de sable moyen, de sable fin, de silt et d'argile) pour la fraction fine de chaque échantillon (< 2 mm). Leur somme totalise donc 100%. Or, l'ACR ne peut contenir des données dont le total est égal à 1. Le type de substrat le moins corrélé aux abondances a donc été supprimé de l'analyse. Ainsi, pour la macrofaune, le sable fin a été exclu de la base de données et pour la méiofaune, le sable moyen.

2.5.1.4. Analyse «partielle» des redondances : prise en compte de l'échelle spatiale comme aspect structurant les données

En écologie, l'espace est considéré soit comme une facteur structurant les communautés, soit comme un facteur confondu menant à un biais dans l'analyse de la réponse à des variables d'intérêt (Dray et *al.*, 2006). L'effet structurant de l'espace peut avoir un effet indirect sur les communautés, par les composantes physiques de l'habitat, ou direct, par les interaction biologiques telles que la compétition, la dispersion, le recrutement, etc.

Par ailleurs, l'auto corrélation spatiale est fréquente dans les données écologiques (Brocard et *al.*, 1992). Il est donc important d'en tenir compte dans l'évaluation de l'effet de variables environnementales sur les valeurs biologiques. La méthode employée pour tenir compte de la

structure spatiale des données est l'analyse par PCNM (*Principal Coordinates of Neighbour Matrices*) (Dray et *al.*, 2006). Dray *et al.* (2006) donnent une excellente description de cette analyse.

En termes pratiques, à partir des coordonnées Y et X de chaque site d'échantillonnage (ici les stations), l'analyse par PCNM crée une matrice spatiale qui sera utilisée dans l'ACR «partielle». L'ACR est dite partielle, car elle comprend plus d'une matrice explicative. Le programme SpaceMaker2 (Brocard et Legendre, 2002) a été utilisé pour l'analyse par PCNM.

2.5.1.5. Partitionnement de la variance

Un partitionnement de la variance (Brocard *et al.*, 1992) a également été effectué, dans le but de connaître la proportion de variance biologique expliquée par (a) les facteurs environnementaux seuls, (b) l'action conjointe de ces derniers et de la composante spatiale, (c) la composante spatiale seule, et (d) la proportion de variation inexpliquée par le modèle (Figure 1). L'action des facteurs environnementaux, seule ou conjointe, sera analysée, les autres aspects ne rejoignant pas les objectifs de recherche. Une forte valeur pour la composante spatiale (cas c, Figure 1) indiquerait un fort effet de la spatialité dans la structure des données, alors que nos hypothèses de travail ont plutôt trait à l'effet prépondérant des variables environnementales (cas a et b, Figure 1).

Il est à noter que les valeurs obtenues ne constituent pas un pourcentage, mais bien un coefficient, si bien que le total de a, b, c et d peut excéder 100. C'est plutôt l'importance relative de chaque partie qui sera considérée.



Figure 1. Modèle du partitionnement de la variance d'une ACR.

2.5.1.6. Analyse de la méiofaune et de la macrofaune benthique

Une première base de données a été créée à partir des 10 variables environnementales mesurées ainsi que des 12 groupes taxonomiques méiobenthiques et des 16 espèces macrobenthiques identifiés pour les 40 stations d'échantillonnage de la zone d'étude.

- Données manquantes

Par la suite, puisque l'ACR ne reconnaît pas l'absence de données, les cinq stations comprenant des données environnementales manquantes (par ex. : échantillon granulométrique, données de valeur de chlorophylle *a*, d'altitude ou de teneur en matière organique) n'ont pas été retenues. Au total, 35 stations ont été utilisées pour l'analyse, ce qui représente 87,5 % de l'effectif total.

- Transformation des données

L'ACR est basée sur l'analyse de distances euclidiennes. Comme cette distance n'est pas adaptée aux données biologiques comprenant plusieurs zéros (Legendre et Gallagher, 2001), une transformation des abondances absolues doit être effectuée. La transformation d'Hellinger a été utilisée (Legendre et Gallagher, 2001). Cette mesure, en plus d'être appropriée pour l'ACR, donne un faible poids aux espèces rares, et peut être utilisée dans le cas d'abondances non unimodales (Legendre et Gallagher, 2001). Les variables environnementales ont, quant à elles, été standardisées selon la méthode de Wisconsin, ce qui augmente le potentiel de détection des indices de similarité. Aucune autre transformation préalable n'a été effectuée sur ces données.

2.5.1.7. Le choix du modèle

La première analyse exploratoire a permis de choisir le modèle adéquat sur la base de deux critères :

 L'évaluation de la proportion de variance associée à chacune des matrices explicatives, afin de choisir quel type d'ACR est le plus adéquat.

La contribution nulle ou très faible de la matrice spatiale (Figure 1, cas c) à la variation totale permettrait de conclure que son utilisation dans une ACR subséquente n'apporterait aucune information pertinente. Dans ce cas, une ACR «standard» impliquant une seule matrice explicative (environnementale) est effectuée.

2) Le test de la significativité des différents modèles possibles, ainsi que l'interaction entre les matrices, à l'aide d'un test d'ANOVA par permutation des données (step = 200, nombre de permutations = 200) (Tableau 1). Seul un modèle significatif où p < 0.05% est retenu.

Tableau 1. Modèles testés à l'aide d'ANOVA par permutations selon les matrices choisies

Type d'analyse	Matrice dependante	Matrice explicative	Matrice explicative contraignante
ACR partielle	X : espèces	Y : environnement	Z : espace
ACR standard	X : espèces	Y : environnement	-
ACR partielle	X : espèces	Y : espace	Z : environnement
ACR standard	X : espèces	Y : espace	

Seules les données de 2007 seront analysées. Aucune analyse de variance n'a été réalisée sur les données de l'année 2006. Le trop petit nombre de stations en zone enrochée en 2006 ne nous permet pas d'avoir une idée juste de la signification écologique réelle des résultats obtenus. Ainsi, on présente des statistiques descriptives des résultats (moyennes et écarts-types) de la campagne de terrain de l'été 2006 (voir Résultats, section 4.4.1).

2.5.2.1 Variables physiques et biologiques

Afin de vérifier la différenciation possible entre les stations situées en côte artificielle et en côte naturelle, en ce qui a trait à l'étagement (HN, BN, A), des analyses de variance ont été réalisées sur les différentes variables quantitatives (physiques et biologiques). Ces variables sont, entre autres, celles mises en lumière par l'ACR, soit l'altitude des stations (zone intertidale seulement), les pentes des plages, la taille granulométrique dominante (mode), la biomasse algale (chlorophylle *a*, phaeopigments et CPE), ainsi que la diversité, la richesse spécifique et l'abondance totale méio- et macrofauniques. Pour la zone prélittorale, seul le type de côte (artificiel ou naturel) a été considéré.

Des analyses de variance paramétriques (ANOVA) à un facteur fixe (niveaux A, NH, NB) ou des tests non-paramétriques de Kruskal-Wallis ont été réalisés suivant la normalité des résidus. La normalité des résidus dans le cas des ANOVA a été déterminée à l'aide du test de Kolmogorov-Smirnov (p>0,05). Une transformation racine carrée a été réalisée lorsque cela permettait de normaliser la distribution des résidus. Advenant une différence significative entre l'état de la côte ou de l'étagement (p<0,05), un test de comparaison multiple a été employé (Tukey, test de T ou Kruskal-Wallis sur les paires, selon le cas) afin de déterminer quels milieux sont significativement différents (deux à deux). Toutes les analyses de variance ont été réalisées à l'aide du logiciel SAS version 9.1.3 (SAS Institute inc., 2008).

2.5.2.2. Structure des communautés

Afin de confirmer les différences significatives dans la structure des communautés entre les différents milieux échantillonnés (état de la côte et étagement), des analyses multivariées de similarité (ANOSIM, Clarke et Green, 1988) ont également été réalisées sur l'ensemble des taxons méio- et macrofauniques. Le niveau de signification est de p<0,05.

L'ANOSIM est un test conservateur qui permet de déterminer si les échantillons des différents groupements *a priori* forment des groupes statistiquement distincts. Cette procédure utilise un test statistique (*R*) basé sur la moyenne de chaque rang des coefficients de dissimilarité entre et à l'intérieur des groupes (Clarke et Green, 1988). Les échantillons sont alors redistribués aléatoirement de façon répétitive dans les différents groupes, et le même test est alors refait (Austen et Warwick, 1989). L'hypothèse nulle de ce test présume que la moyenne des rangs de dissimilarité entre toutes les paires possibles d'objets (abondances fauniques) à l'intérieur des différents groupes (A vs NH vs NB), est la même que la moyenne des rangs de dissimilarité entre les groupes. Autrement dit, il s'agit de vérifier si les assemblages intergroupes ne sont pas significativement différents des assemblages intragroupes. Une valeur de R > 0 nous informe que les objets sont davantage dissimilaries entre les groupes.

Les abondances taxonomiques (sauf pour la macrofaune en zone prélittorale) ont tout d'abord été transformées selon la méthode d'Hellinger (Legendre et Gallagher, 2001), et les matrices de coefficients de dissimilarité ont ensuite été construites selon les distances euclidiennes. Pour ce qui est des abondances macrofauniques en zone prélittorale, l'indice de similarité de Jaccard a été utilisé, étant donné le type d'échantillonnage (présence/absence). Les ANOSIM ont été réalisées grâce au logiciel PAST, version 1.71 (Hammer *et al.*, 2001).

2.5.3. Relation entre les variables

De plus, des corrélations de Spearman effectuées sur les rangs ont été menées sur les données de 2006 et 2007, afin de vérifier les relations unes à unes entre les variables physiques et biologiques, indépendamment du type de côte.



3. Influence des perturbations anthropiques sur les plages de la région de Saint-Siméon - Bonaventure

Ce chapitre présente, dans un premier temps, l'évolution historique de la ligne de rivage selon les grands types de côte pour l'ensemble de la région d'étude. Ensuite, nous présentons par soussystème homogène l'évolution de la ligne de rivage et de la largeur des plages, en mettant l'emphase sur l'influence des perturbations anthropiques sur la morphosédimentologie des plages.

3.1. Évolution historique de la ligne de rivage des systèmes côtiers

La région d'étude présente une grande diversité de systèmes côtiers, comprenant la plupart des types de systèmes côtiers du Québec maritime. En ordre d'importance de longueur de côte, on retrouve les flèches littorales à marais maritime, les terrasses de plage, les falaises composées de dépôts glaciomarins, les falaises deltaïques, les marais maritimes, les falaises rocheuses de grès (Figure 2).

À l'exception des côtes à flèche littorale, qui ont progradé à une vitesse de 0,42 m/an, le bilan global d'évolution côtière pour la région d'étude est négatif pour la période de 1934 à 2007. En ce qui a trait au recul des falaises, il est plutôt faible, avec des moyennes de recul respectives de 0,10 m/an pour les falaises rocheuses et de dépôts glaciomarins (secteur de Saint-Siméon), et de 0,21 m/an pour les falaises deltaïques (secteur de Bonaventure Est). Les valeurs pour les falaises de dépôts meubles d'ailleurs sont nettement inférieures à celles mesurées sur la Côte-Nord du Saint-Laurent (Bernatchez et Dubois, 2004). Pour la falaise de grès (secteur de Saint-Siméon), les valeurs sont aussi plus faibles que les valeurs mesurées sur des falaises de grès des Îles-de-la-Madeleine (Grenier et Dubois, 1992), mais se rapprochent à celles mesurées pour la région de Percé (Bernatchez *et al.*, 2008). Les côtes à terrasse de plage quant à elles ont reculé à une

vitesse moyenne de 0,33 m/an. Les valeurs de reculs moyens les plus élevées ont été mesurées pour la côte à marais maritime (marais de Saint-Siméon). Le taux de recul de ce type de côte a été de 1,10 m/an, ce qui est similaire à ce qui a été mesuré pour les marais de l'estuaire du Saint-Laurent (Bernatchez et Dubois, 2004; Dionne, 2001).



Localisation des secteurs d'étude dans la région de Saint-Siméon/Bonaventure

Figure 2. Localisation des secteurs d'étude, type de côte et taux de déplacement par type de côte (Saint-Siméon / Bonaventure).

3.2. Influence des perturbations anthropiques sur l'évolution des plages

Les résultats sont présentés sous forme de cartes et de graphiques selon neuf secteurs jugés homogènes.

3.2.1 Secteur A (quai de Caplan)

D'une longueur de 270 m, le secteur A est constitué d'une terrasse de plage. L'évolution de ce secteur est directement lié à la présence d'un quai qui existait déjà en 1934. La progradation de la ligne de rivage, à un rythme de 0,55 m /an entre 1934 et 2007, a été occasionnée par les sédiments en transit par la dérive littorale, qui ont été captés par le quai, à la manière d'un épi. Il s'agit de la plus forte accumulation pour une côte à terrasse de plage dans la région d'étude. De plus, la largeur de la plage est passée de 16 à 21 m entre 1934 et 2007. La présence d'un muret en bordure du quai en 1963, conçu pour protéger un bâtiment, ne semble pas à première vue avoir affecté la largeur de la plage (Figure 3). Toutefois, sur les photographies aériennes de 1963, on peut voir la présence d'un banc d'accumulation récent sur le bas estran qui s'est accolé à la plage pour provoquer l'engraissement de cette dernière en bordure du quai. En effet, la largeur de la plage à proximité de ce muret était plutôt de 12,5 m avant la formation de ce banc d'accumulation. Entre 1980 et 1986, la mise en place d'un court enrochement pour protéger une résidence a provoqué une réduction de 45 % de la largeur de la plage (Figure 3). L'impact a toutefois été bref en raison de l'accrétion du haut de plage entre 1986 et 1992, ce qui a limité le contact direct des vagues avec l'enrochement.







Source: Orthephotographic aerierne 2007, UQAR, Projection : NAD 1983 UTM Zone 19N Réalisation Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, UQAR, 20(8.

Figure 3. Évolution côtière historique du secteur du quai de Caplan.

3.2.2 Secteur B (Saint-Siméon)

D'une longueur de 3800 m, le littoral du secteur B est caractérisé par une falaise rocheuse de grès ainsi que par une falaise composée de dépôts glaciaires et de dépôts glacio-marins surmontés par une unité littorale. Le littoral de ce secteur a reculé à un taux moyen de 0,10 m/an avec une valeur maximale de 0,26 m/an. Les apports de sédiments provenant de la falaise sont donc négligeables.

Dans son ensemble, la plage de ce segment est fortement déficitaire. Les valeurs moyennes de la largeur des plages naturelles varient entre 8 et 11 m. Il faut mentionner toutefois que les falaises rocheuses et les falaises de dépôts glaciomarins sont de manière naturelle bordées de plages étroites. Dans ce secteur, la largeur des plages est grandement influencée par les apports directs des falaises meubles, les structures de protection et la présence de quais. Le quai du ruisseau Leblanc bloque les apports sédimentaires provenant de l'ouest. Immédiatement en aval de ce quai, soit sur les premiers 300 m, la largeur moyenne des plages entre 1934 et 2007 a été aussi faible que 5,5 m (Figure 4). De plus, la présence d'un éperon rocheux à la borne 0,45 entraîne la réflexion des vagues et l'érosion de la plage. La présence d'un deuxième quai à Saint-Siméon (borne 2,15) entre 1934 et 1963 a provoqué un élargissement important de la plage immédiatement en amont de celui-ci, où la largeur moyenne de la plage a atteint une valeur de 18 m en 1934 (Figure 4). Encore une fois, immédiatement en aval du quai, sur une longueur de 150 m, la largeur de la plage est demeurée inférieure à 5 m. La Figure 3 montre clairement qu'avec l'apparition de murets et d'enrochements, la largeur des plages a tendance à être beaucoup plus étroite. L'écart le plus important entre la largeur des plages naturelles et celle en bordure de structures rigides a été mesuré en 1934, où la réduction de la largeur de la plage a atteint en moyenne 62 % devant les murets (Figure 4).

Depuis les années 1960, la réduction de l'écart entre les largeurs des plages naturelles et des plages en bordure de structures de protection peut s'expliquer par une croissance importante de l'artificialité du littoral. Cela fait en sorte que les secteurs naturels sont beaucoup plus restreints et que leur profil est de plus en plus affecté par les secteurs artificiels adjacents, dont la longueur s'accroît au rythme des différentes constructions. Il est à noter que murets provoquent

généralement un impact plus négatif que les enrochements sur la largeur de la plage, de par leur profil vertical et leur rugosité moindre, augmentant la réflexion des vagues.

Par ailleurs, la largeur de la plage a tendance à être légèrement plus élevée devant le tronçon présentant des cicatrices de glissements de terrain au haut des falaises, particulièrement en 1992 (borne 0,65 à 0,85). Ce tronçon a d'ailleurs reculé à une vitesse supérieure à la moyenne, soit 0,18 m/an. L'unité sableuse sommitale semble donc contribuer légèrement à alimenter la plage devant ce tronçon; les dépôts de glissements peuvent donc contribuer à une rétroaction positive en rehaussant le profil de la plage. Enfin, la présence du ruisseau de la Shop provoque la formation d'un delta sub-aquatique qui favorise la formation d'un saillant triangulaire. La largeur de la plage a généralement tendance à être plus importante devant ce segment qui a atteint la valeur maximale de 20,5 m en 1934 (Figure 4; borne 3,65-3,7).



Évolution côtière historique du secteur B, de 1934 à 2007 (Saint-Siméon)

Figure 4. Évolution côtière historique du secteur de Saint-Siméon.

3.2.3 Secteur C (rivière Saint-Siméon)

Le secteur C possède une longueur de côte de 1 000 m et est caractérisé principalement par une terrasse de plage ainsi qu'une flèche littorale parfois absente, selon les années. Le bilan de l'évolution de la ligne de rivage de la terrasse de plage est un recul moyen de 0,13 m/an entre 1934 et 2007, mais avec une valeur maximale de 0,30 m/an (Figure 5). Malgré ce taux plutôt faible sur l'ensemble de la période d'analyse, ce milieu est tout de même caractérisé par une forte fluctuation de la ligne de rivage, particulièrement en bordure de la flèche d'embouchure de la rivière Saint-Siméon. L'évolution de cette flèche est conditionnée par les crues de cette rivière. Lors de crues importantes, la rivière sectionne la flèche, ce qui provoque ensuite rapidement l'érosion complète de l'extrémité est de la flèche. Pendant cette période, les vagues peuvent ainsi attaquer la falaise immédiatement à l'est de l'embouchure de la rivière. Parfois, lorsqu'il reste un lambeau de flèche, celui-ci s'accole à la base de la falaise pour isoler une lagune ou pour former une terrasse de plage, comme c'est actuellement le cas en 2008. Toutefois, la forte dérive littorale permet la reconstruction de la flèche en quelques années.

L'extrémité ouest de ce secteur est constituée d'une terrasse de plage qui a été formée en raison de la présence d'un quai. La largeur de la plage naturelle s'est généralement maintenue entre 14 et 15 m, avec une valeur moyenne maximale de 20 m en 1992. Le secteur est caractérisé, depuis au moins 1934, par la présence de murets ponctuels, mais aussi par des enrochements, depuis au moins 1986. L'impact de ces structures de protection sur la largeur de la plage a été majeur. Elles ont provoqué, en moyenne, une réduction de 61 % de la largeur de la plage et ont même, dans certains cas, fait disparaître complètement la plage. La largeur maximale de la plage a été atteinte en 1934 à un endroit située immédiatement en bordure d'un quai, avec une valeur de 27 m. L'étendue de l'impact de ce quai sur le déficit sédimentaire du tronçon aval est plus difficile à déterminer en raison de la présence de murets. Cependant, l'effet du quai se fait sentir sur une distance d'au moins 150 m. D'ailleurs, les largeurs de plages supérieures à 15 m mesurées en 1934, 1992 et 2007 correspondent toutes à des terrasses de plage sans artificialité.
Évolution côtière historique du secteur C, de 1934 à 2007 (rivière Saint-Siméon)





Terrasse de plage Terrasse de plage 0,3 0,2 (mam) 0,1 ŧ 0 -0,1 0,2 흥 -0,3 ŝ -0,4 Taux -0.5 3,95 4 4.55 4,75 4.8 4,05 4.1 4,15 4.2 4,25 43 4.35 44 4.45 45 46 4,65 4.7 1934-2007



2.1 Évolution historique de la largeur des plages, de 1034 à 2007

Figure 5. Évolution côtière historique du secteur de la rivière Saint-Siméon.

3.2.4 Secteur D (flèche littorale de Saint-Siméon)

Le secteur D correspond à une importante flèche littorale à marais maritime. Le long de ses 550 premiers mètres, ce système est caractérisé, entre 1934 et 2007, par un bilan négatif, suivi d'une zone d'accumulation sur 250 m de long (Figure 6). Le bilan global de cette flèche est un recul moyen de 0,09 m/an entre 1934 et 2007. La largeur de la plage s'est généralement maintenue autour de 18 à 20 m. La présence d'épis de bois entre 1992 et 2007 semble avoir eu un effet négligeable, puisque l'augmentation de la largeur de la plage devant ces tronçons n'a été que de 9 % et 14 % respectivement pour 1992 et 2007 (Figure 6). Par contre, la présence sur un même tronçon d'un muret et d'épis semble plutôt avoir eu l'effet inverse, puisqu'une diminution de 22 % a été mesurée par rapport aux plages naturelles, et une diminution de 33 % par rapport aux plages avec seulement des épis.



Réalisation: Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtiéres, UQAR, 2008.

UQAR

Évolution côtière historique du secteur D, de 1934 à 2007 (flèche littorale de Saint-Siméon)

Figure 6. Évolution côtière historique du secteur de la flèche littorale de Saint-Siméon.

Source: Crthophotographie aerienne 2007, JQAR. NAD 1983 UTM Zone 19N

3.2.5 Secteur E (herbier de zostère marine de Saint-Siméon)

D'une longueur de 1 600 m, le secteur E a connu la plus grande modification de l'écosystème côtier de la zone d'étude, avec un taux de recul moyen de 1,6 m entre 1934 et 2007 (Figure 7). Le taux de recul moyen est de 0,57 m/an pour la flèche littorale, 1,10 m/an pour le marais et de 1,79 m/an pour la terrasse de plage. La valeur maximale enregistrée a été de 2,1 m/an pour le marais. L'érosion a été particulièrement sévère entre 1934 et 1963. En 1934, la largeur des plages était en moyenne de 16,5 m et on y observait de nombreux bancs sableux dans la zone intertidale. En 1963, la largeur des plages est réduite à 9 m en moyenne, pour n'atteindre plus que 7 m en 2007. L'érosion des sédiments sableux a mis à découvert les dépôts fins glaciomarins (argile et silt), de sorte que le milieu est passé brusquement d'une plage sableuse à une plage vaseuse.

Une nouvelle flèche littorale s'est toutefois formée entre 1934 et 1963 à partir de l'épis rocheux (Figure 8). Cette dernière a connu une progression marquée entre 1992 et 2007. Encore une fois, les enrochements ont accéléré l'érosion de la plage, engendrant une réduction de la largeur de celle-ci de 61 %, comparativement aux plages sans structure de protection. Le milieu étant désormais déficitaire, les épis ont généralement peu d'effet pour restaurer les plages, à l'exception d'un site où la plage a atteint 17 m en 1992 (Figure 8).



Évolution côtière historique du secteur E, de 1934 à 2007 (herbier de zostère marine de Saint-Siméon)





Figure 7. Évolution côtière historique du secteur de l'herbier de zostère marine de Saint-Siméon.

1

-0.5

2.1,5

-2

0.57

Moyenne sectorielle

Flèche littcrale

Tenasse de plage

Marais maritime

1,10

man 0.5

tue 0

de dê -1 0,42

Marais maritime













Figure 8. Évolution de la flèche littorale de Saint-Siméon de 1934 à 2007.

3.2.6 Secteur F (Bonaventure)

Le secteur F constitue le plus long secteur avec une longueur de 4 100 m. Il est caractérisée par une terrasse de plage, à l'exception de l'extrémité est où une flèche littorale à marais maritime débute aux environs de l'Hôtel Riotel Bonaventure. La terrasse de plage a reculé à un rythme de 0,16 m/an entre 1934 et 2007, alors que la flèche littorale a progradé à un taux moyen de 0,23 m/an. Cependant, deux secteurs se distinguent. Le premier secteur, artificialisé plus tardivement, présente des taux de recul élevés pouvant atteindre 0,8 m/an, alors qu'à partir de la borne 8, l'artificialité a maintenu la ligne de rivage dans une position fixe depuis 1963 (Figure 9). Les photographies aériennes de 1934 nous permettent de comprendre davantage la dynamique naturelle de ce secteur puisqu'à partir de 1986, les structures de protection en enrochement sont présentes sur pratiquement l'ensemble du secteur F. En 1934 et 1963, la largeur moyenne des plages naturelles était de 19 à 20 m.

Ce milieu présente une grande variabilité de la largeur des plages, qui sont conditionnées par la présence de plusieurs petits cours d'eau, favorisant ainsi l'élargissement de la plage immédiatement en aval de leur exutoire. La largeur de la plage a ensuite tendance à se réduire en s'éloignant de l'exutoire pour atteindre une valeur minimale à l'embouchure du prochain exutoire. Le processus d'engraissement-érosion recommence ainsi jusqu'au prochain cours d'eau, ce qui donne une allure en dents de scie aux graphiques de la largeur des plages (Figure 9, sous-figure 2.1). Cette interaction entre le débit des cours d'eau et la dérive littorale a aussi été documenté sur la Côte-Nord (Bernatchez *et al.*, 2008). L'engraissement de la plage a par ailleurs été également favorisée localement en 1934 par la présence d'un quai qui a bloqué le transit sédimentaire. La largeur de la plage a atteint, dans ce cas, 35 m (Figure 9).

La largeur moyenne des plages naturelles a chuté drastiquement à 10,5 m en 1986, pour ensuite se maintenir autour de 13 m entre 1992 et 2007. Si l'on considère les moyennes globales de la largeur des plages, naturelles et artificielles confondues, les largeurs moyennes par année ont été de 17 m en 1934, 13 m en 1963, 7 m en 1986, 9 m en 1992 et 8 m en 2007. Il y a donc eu une réduction globale de 53 % de la largeur de la plage entre 1934 et 2007. L'impact des structures de protection sur la plage, particulièrement celui des murets et des enrochements du secteur F,

est significatif (Figure 9). En 1986, où l'artificialité massive du littoral apparaît dans ce secteur, la réduction de la largeur de la plage devant ces structures a été de 68 %. La plage a pratiquement disparu pour certains tronçons (Figure 9). En général, la présence d'épis a permis la restauration et l'élargissement de la plage de 54 % en moyenne par rapport aux tronçons enrochés, valeur pouvant atteindre 76 % par endroits. Toutefois, les épis n'ont pas permis de rétablir la largeur naturelle des plages avant la mise en place massive des structures rigides de protection.



Évolution côtière historique du secteur F, de 1934 à 2007 (Bonaventure)

Figure 9. Évolution côtière historique du secteur de Bonaventure.

3.2.7 Secteur G (flèche littorale de Bonaventure)

Le secteur G correspond à la flèche littorale ouest de la rivière Bonaventure, d'une longueur totale de 1 100 m. Le bilan d'évolution de la ligne de rivage de ce secteur a été positif, avec un taux de déplacement de 1,64 m/an entre 1934 et 2007. Il s'agit de la plus forte valeur d'accumulation de la région d'étude. La progradation a été plus marquée entre 1934 et 1963. Ce bilan a été directement influencé par la présence d'un long quai qui bloque les sédiments provenant de l'ouest par la dérive littorale. La largeur de la plage suit aussi cette même tendance. La largeur moyenne de la plage en bordure de côte naturelle est passée de 15 à 26 m, entre 1934 et 1963, pour ensuite se maintenir autour de 20-22 m, entre 1986 et 1992, et finalement atteindre une largeur moyenne maximale de 36 m en 2007. Cette dernière valeur est fortement influencée par des valeurs extrêmes variant entre 54 et 58 m immédiatement en bordure de l'ancien quai transformé en épi rocheux (Figure 10). Cet accroissement de la plage s'explique par une dynamique particulière qui résulte de l'accrétion d'une barre graveleuse transversale entre 1992 et 2007 et par la formation derrière cette barre de cordons sableux de bas estran. Ces cordons de bas estran se sont ensuite accolés à la plage, formant ainsi un accroissement rapide de la largeur de la plage. Un phénomène assez similaire s'est produit en 1934. La présence d'une barre graveleuse transversale qui rejoignait la plage a provoqué une accumulation en amont de celle-ci, d'où les valeurs maximales de 25 à 29 m enregistrées en 1934 (Figure 10; borne 11). La présence de croissants de plage explique aussi le pic maximal de la largeur de la plage de 41 m atteint en 1963 (Figure 10; borne 10,9).

La présence des épis de bois observés entre 1986 et 2007 ne semble pas avoir d'influence positive sur la largeur des plages, puisque la largeur de celles-ci est généralement inférieure par rapport à celles sans épis. Cependant, en 1963, la présence d'une petite flèche transversale a provoqué une accumulation en amont, mais un déficit en aval (Figure 10; borne 11,2).



Évolution côtière historique du secteur G, de 1934 à 2007 (flèche littorale de Bonaventure)

Figure 10. Évolution côtière historique du secteur de la flèche littorale de Bonaventure.

3.2.8 Secteur H (flèche littorale de Bonaventure Est)

Le secteur H correspond à une flèche littorale localisée à l'est de la rivière Bonaventure qui totalise une longueur de 1 200 m. Contrairement à la flèche littorale située à l'ouest, la ligne de rivage de la flèche littorale située à l'est de la rivière possède plutôt un bilan d'évolution négatif, selon un taux de recul moyen de 0,13 m/an entre 1934 et 2007. Par contre, elle s'est allongée entre 1934 et 2007. La plage de ce secteur est demeurée naturelle et sa largeur est beaucoup moins variable par rapport aux secteurs précédents. En effet, la largeur moyenne de la plage est généralement demeurée entre 19 et 23 m entre 1934 et 2007, mais avec une valeur moyenne minimale de 13 m en 1963. Cette faible valeur pour 1963 est liée aux valeurs associées aux extrémités de la flèche (Figure 11). Cette réduction de la largeur de la plage correspond aussi à une forte érosion de la ligne de rivage pour ces deux tronçons entre 1934 et 1963. L'érosion de l'extrémité ouest semble être liée au développement d'une flèche transversale qui a bloqué le transit sédimentaire et a favorisé l'élargissement de la plage vers l'est, soit vers l'amont de la dérive littorale. L'érosion de l'extrémité est quant à elle associée à l'agrandissement d'un quai immédiatement à l'est.



Évolution côtière historique du secteur H, de 1934 à 2007 (flèche littorale de Bonaventure Est)

Figure 11. Évolution côtière historique de la flèche littorale de Bonaventure Est.

3.2.9 Secteur I (pointe de Bonaventure)

D'une longueur de 935 m, le secteur I est caractérisé par une falaise de dépôts meubles qui laisse place vers l'est à une falaise de grès. Le taux de recul moyen a été de 0,21 m/an entre 1934 et 2007 pour le premier tronçon et de 0,13 m/an entre 1963 et 2007 pour le tronçon plus à l'est (Figure 12). À l'instar du secteur précédant, la plage est demeurée naturelle et sa largeur est plutôt constante. La largeur moyenne de la plage a été en croissance, passant de 18 m en 1934 à 27 m en 2007. Toutefois, la largeur de la plage a été plus étroite en 1963, avec une valeur moyenne de 12,5 m. L'érosion de la falaise a aussi été plus importante entre 1934 et 1963. La base de la falaise semble davantage verticale et donc plus réflective, ce qui pourrait expliquer l'abaissement et la réduction de la largeur des plages pour la période de 1963.



Évolution côtière historique du secteur I, de 1934 à 2007 (pointe de Bonaventure)



UQAR

Source: Crthophotographie aenenne 2007, JQAR. NAD 1983 01M Zone 19N

Figure 12. Évolution côtière du secteur de la pointe de Bonaventure.

3.3. Synthèse des résultats

La dynamique côtière de la région de Saint-Siméon-Bonaventure a été fortement perturbée par la mise en place de structures de protection et de quais depuis au moins le début des années soixante. Certaines portions du littoral ont même été remblayées. Les caractéristiques des écosystèmes côtiers actuels ont donc été influencées par les effets cumulés de différentes perturbations anthropiques.

De manière générale, la largeur des plages naturelles pour les secteurs à faible artificialité est beaucoup moins variable que dans les secteurs à forte artificialité. Dans les secteurs dits plus naturels, la largeur de la plage est demeurée relativement constante depuis 1934 et a même été en croissance pour certains segments. La largeur moyenne de ces plages est demeurée entre 18 et 23 m.

Nos résultats montrent clairement que les murets, particulièrement utilisés depuis au moins 1963, et les enrochements, présents depuis la fin des années 70, ont provoqué une réduction importante de la largeur des plages, entraînant même leur disparition pour certains segments. C'est notamment le cas pour la terrasse de plage enrochée du secteur F-Bonaventure (Figure 9). La largeur moyenne des plages en bordure des murets et des structures en enrochement varie généralement entre 3 et 7 m, ce qui est nettement inférieur par rapport aux plages en bordure des côtes naturelles. De plus, les mesures effectuées en 2006 et 2007 indiquent que les structures rigides ont aussi provoqué en moyenne un abaissement de la partie supérieure de la plage de 0,93 à 1 m d'altitude. La fréquence d'inondation par les marées est donc plus importante et le déferlement des vagues peut donc se faire plus près de la côte. Ces conditions augmentent donc l'énergie hydrodynamique en bordure de ces structures.

De plus, l'érosion des plages entraîne une modification de la granulométrie de la zone intertidale, qui est aussi fonction du contexte stratigraphique propre à chaque secteur. Dans les secteurs B-Saint-Siméon, C-rivière Saint-Siméon et F-Bonaventure, les plages sableuses reposent sur des dépôts glaciaires remaniés, qui eux mêmes reposent sur la plate-forme rocheuse de grès. L'érosion de la plage a pour effet de transformer la zone intertidale en un milieu au substrat beaucoup plus grossier. Par contre, l'érosion de la plage dans le secteur E-herbier de zostère marine de Saint-Siméon, a mis à nu le dépôt d'argile glaciomarine, ce qui a transformé le milieu en une zone plus vaseuse que sableuse.

Des épis de bois ont aussi été implantés à plusieurs endroits dans la région d'étude et sont parfois couplés avec des murets ou des enrochements. Ils n'ont généralement pas permis de restaurer la plage, sauf pour le secteur du village de Bonaventure (secteur F). Dans l'ensemble, ils n'ont pas permis de rétablir la largeur de la plage à son état naturel ou à son état pré-enrochement.

La présence de nombreux quais, observables sur les photographies aériennes de 1934 et de 1963, a aussi joué un rôle important dans la reconfiguration du littoral. Ces derniers ont généralement permis la formation de terrasses de plage qui se sont vites érodées lors de leur démantèlement. Il a en outre été possible de déterminer que les quais favorisent le déficit sédimentaire des plages en aval de la dérive littorale, sur une distance d'environ 150 à 300 m selon les secteurs.



4. Résultats de l'analyse des communautés d'invertébrés benthiques

4.1. Analyse des données de l'été 2006

4.1.1. Statistiques descriptives

On remarque d'abord que l'altitude des plages en côte artificielle est plus basse (-0,15 \pm 0,57 m) que celle des plages naturelles (0,11 \pm 0,70 m) (Tableau 2). Au niveau de l'étagement, les plages aux côtes artificielles sont plus basses que le haut estran naturel (0,86 \pm 0,43 m), mais plus hautes que le bas estran naturel (-0,40 \pm 0,22 m). Les plages situées en côte artificielle ont une granulométrie plus grossière que celles localisées en zone naturelle (771 \pm 476 µm contre 556 \pm 511 µm). On y retrouve également les sédiments les mieux triés (coeff. 0,823) et le sable grossier domine l'assemblage de la fraction fine, tout comme dans les stations du haut estran (côte naturelle). Dans le bas estran des plages naturelles, le sable moyen compose en majorité la fraction fine, dont le pourcentage général est le plus fort par rapport aux deux autres types de milieux échantillonnés. La fraction totale de la texture est aussi plus grossière pour les côtes artificielles où les galets et le sable grossier dominent, alors que pour les côtes naturelles, le gravier et le silt sont prédominants. Les pourcentages moyens de matière organique semble être très comparables d'un site à l'autre (A : 1,1 %, N : 1,7 %, NH : 1,5 %, NB : 1,9 %), mais celui du bas estran paraît légèrement supérieur (1,9 %).

La concentration en chlorophylle *a* semble la plus élevée aux stations en zone artificielle (0,3 ± 0,2 μ g g⁻¹), mais la biomasse algale (CPE, tous les pigments) prédomine au niveau des plages naturelles (1,1 ± 0,7 μ g g⁻¹), particulièrement sur la portion du bas estran (1,5 ± 0,5 μ g g⁻¹).

Pour ce qui est de la richesse biologique, autant méio- que macrofaunique, elle semble comparable entre les plages des deux types de côte (méiofaune (A) $8,7 \pm 0,6$; (N) $8,8 \pm 2,2$, macrofaune (A) $6,3 \pm 6,7$; (N) $5,4 \pm 4,6$) mais paraît supérieure dans le bas estran des plages naturelles. La diversité méiofaunique la plus élevée est retrouvée sur les plages naturelles, surtout dans la portion du bas estran. Celle de la macrofaune semble plus importante dans les stations retrouvées en côte artificielle. Toutefois, en zone naturelle, le bas estran est plus riche que le haut estran, autant pour la méio- que la macrofaune.

	Artificielle	Naturelle	Naturelle haut estran	Naturelle bas estran
Altitude (m)	$-0,15 \pm 0,57$	$0,11 \pm 0,70$	$0,86 \pm 0,434$	$-0,40 \pm 0,22$
Granulométrie primaire*	Ga, Sg, Sm	G, Si, Sg, Sm	Sg, G, Sm	G, Si, Sg, Sm
Matière organique (%)	$1,1 \pm 0,2$	$1,7 \pm 1,1$	$1,5 \pm 0,9$	$1,9 \pm 1,4$
Taille granulo. dominante (mode μ r	n) 771,4 ± 476,8	$556{,}8\pm511{,}1$	$704,7\pm579,4$	$394,7 \pm 389,2$
Triage	$0,\!823\pm0,\!385$	$1,\!315\pm0,\!739$	$1,136 \pm 0,447$	$1,\!494 \pm 0,\!936$
Fraction fine (%)	$52,3\pm42,4$	$60,7\pm29,5$	$52{,}7\pm30{,}0$	$68,7\pm28,1$
Sable grossier (%)	$60,3 \pm 29,9$	$40,5 \pm 28,1$	$56,0\pm23,5$	$24,9 \pm 23,9$
Sable moyen (%)	$32,8 \pm 35,3$	$29,1 \pm 22,3$	$25,6 \pm 17,5$	$32,6 \pm 26,6$
Sable fin (%)	$4,8 \pm 3,8$	$13{,}9\pm14{,}7$	$6,6 \pm 4,4$	$21,2 \pm 17,9$
Silt (%)	$1,8 \pm 1,6$	$13,6 \pm 23,6$	$9,4 \pm 22,8$	$17,8 \pm 24,7$
Argile (%)	$0,3 \pm 0,3$	$2,3 \pm 5,9$	$2,4 \pm 6,8$	$3,4 \pm 5,2$
Chlorophylle a (µg g ⁻¹)	$0,3 \pm 0,2$	$0,3 \pm 0,2$	$0,1 \pm 0,1$	$0,\!4 \pm 0,\!2$
Phaeopigment (µg g ⁻¹)	$0,6 \pm 0,3$	$0,9\pm0,6$	$0,\!4 \pm 0,\!5$	$1,1 \pm 0,4$
CPE ($\mu g g^{-1}$)	$0,\!9 \pm 0,\!4$	$1,1\pm0,7$	$0,5\pm0,6$	$1,5 \pm 0,5$
Méiofaune				
Richesse	$8,7\pm0,6$	$8,8 \pm 2,2$	$6,8 \pm 2,0$	$10,1 \pm 1,1$
Н	$0,7 \pm 0,3$	$0,9 \pm 0,3$	$0,8 \pm 0,3$	$1 \pm 0,3$
Macrofaune				
Richesse	$6,3 \pm 6,7$	$5,\!4 \pm 4,\!6$	$1,1 \pm 1,2$	$8,1 \pm 3,8$
Н	$1,1 \pm 1$	$1 \pm 0,7$	$0,1 \pm 0,4$	$1,3 \pm 0,5$

Tableau 2. Valeurs moyennes (moy.±écart-type) des variables environnementales et biologiques des différentes zones d'échantillonnage à l'étude, campagne de terrain 2006.

* Légende : Ga = Galet, G = Gravier, Sg = Sable grossier, Sm= Sable moyen, Si = Silt.

Tous les taxons méiofauniques sont plus abondants dans le bas estran (Figure 13-a), mis à part les rotifères qui sont davantage présents dans le haut estran naturel et dans les stations situées en zone artificielle. Le bas estran est dominé par les nématodes. Il en est de même pour les espèces macrofauniques, sauf pour *Littorina littorea*, qui abonde davantage dans les stations échantillonnées en côte enrochée (Figure 13-b).



Figure 13. a) Densité des taxons méiofauniques et b) des espèces macrofauniques dominants (>3%), campagne de terrain 2006.

a)

Dans l'ensemble, les abondances de la macrofaune sont plus élevées sur les plages naturelles que sur les plages en côtes artificialisées. En revanche, ces dernières sont davantage composées de gammares et dans une moindre mesure par le groupe taxonomique nématodes/oligochètes. Très peu d'individus ont été dénombrés dans le haut estran des plages naturelles, à l'opposé du bas estran, où l'on constate la plus forte abondance, représentée surtout par l'annélide *Nereis diversicolor* (aussi appelé *Hediste diversicolor*) et le groupe taxonomique nématodes/oligochètes.

Il est important de faire remarquer que les observations que nous faisons se font uniquement sur la base des moyennes, sans tenir compte de l'écart-type, qui est parfois aussi élevé que la moyenne elle-même. Pour diminuer le degré d'incertitude, des tests de comparaisons de moyennes devraient être effectués. Or, ces tests n'ont pas été réalisés, vu la non rencontre des conditions d'application des tests et le faible effectif par rapport à 2007. Néanmoins, des corrélations entre différentes variables ont été effectuées.

4.1.2. Corrélations

La matrice des corrélations de Spearman (Tableau 3), nous renseigne sur les possibles relations entre les variables. On peut tout d'abord noter que toutes les variables sont négativement corrélées avec l'altitude, à l'exception de la teneur en matière organique. Le pourcentage de sable fin semble aussi une composante importante influençant les diverses variables biologiques. De plus, il existe une corrélation forte entre la biomasse algale, les sédiments fins (sable fin, silt et argile) et les différents taxons fauniques identifiés. Finalement, il est intéressant de constater que l'hétérogénéité au sein du substrat covarie avec l'abondance totale de même que la densité de quatre espèces de la macrofaune présentes dans les stations. Pour de plus amples renseignements concernant les variables biologiques de 2006, se référer au cadre méthodologique (Leclerc et *al.*, 2007).

	Altitude	Mode	тмо	So	Fr_fine	Sg	Sm	Sf	Si	Α	Chl. a	Phaeo	CPE
Altitude						0,60 **		-0,62 **					
ТМО				0,73 ***			-0,52 **		0,75 ***	0,70 ***			
Chl. a	-0,66 ***	-0,44 *			0,48 *	-0,55 **		0,54 **					
Phaeo	-0,44 *							0,59 **			0,72 ***		
CPE	-0,52 **	-0,42 *				-0,48 *		0,55 **	0,64 **	0,47 **	0,84 ***	0,97 ***	
Rich. meio	-0,68 ***				0,41 *	-0,60 **		0,55 **	0,43 *	0,47 *	0,71 ***	0,74 ***	0,78 ***
H meio													
Ab. tot. méio	-0,38 *				0,47 *						0,75 ***	0,44 **	0,54 **
Nématode	-0,76 ***					-0,64 ***		0,57 **			0,73 ***	0,54 ***	0,61 ***
Rotifère						-0,62 **		-0,55 **					
Copépode	-0,68 ***					-0,60 **		0,71 ***		0,46 **	0,55 **	0,63 ***	0,62 ***
Nauplii	-0,68 ***							0,64 **			0,57 ***	0,53 **	0,56 ***
Oligochète	-0,36 *										0,38 *		0,38 **
Rich. macro	-0,72 ***			0,49 *					0,54 **	0,60 **	0,58 **	0,49 **	0,54 **
H macro	-0,71 ***							0.54 **					
Ab. tot. macro	-0,63 ***		0,39 *	0,44 *				0,57 **	0,56 ***	0,68 ***	0,54 **	0,52 ***	0,50 **
Nedi	-0,44 *	-0,46 *	0,49 *	0,55 **		-0,41 *	-0,49 *	0,55 **	0,55 **	0,61 **	0,47 **	0,48 **	
Gaoc				0,42 *									
Littorine sp.	-0,49 **			0,73 ***				0,60 **	0,62 **	0,63 **	0,48 **	0,42 *	0,46 **
Lili	-0,48 **		0,43 *	0,60 **				0,52 *	0,46 *	0,48 *	0,54 **	0,51 **	0,54 **
Nem./oligo.								0,42 *		0,47 *			
Myar	-0,69 ***							0,56 **		0,44 *	0,56 ***	0,38 *	0,44 **

Tableau 3. Matrice des corrélations de Spearman sur les variables biotiques et biologiques, tous sites confondus, campagne de terrain 2006^a.

a) Niveaux de significativité : * 0,05 0,01; ** 0,01 < p < 0,001; *** p < 0,001

Légende : Altitude (m), Mode (μ m), TMO = % de matière organique, So = triage, Fr.fine = % de la fraction fine, Sg = % sable grossier, Sm = % sable moyen, Sf = % sable fin, S = % silt, A = % argile, Chl a = biomasse algale (chlorophylle *a*) en μ g g⁻¹, Phaeo = biomasse algale (phaeopigments) en μ g g⁻¹, CPE = pigments chloroplastiques totaux (μ g g⁻¹), Rich meio/macro = richesse, H méio/macro = indice de diversité de Shannon, Ab. tot. méio/macro = abondance totale, Nedi = *Nereis diversicolor*, Lili = *Littorina littorea*, Nem./oligo.=Nématode et oligochètes, Myar = *Mya arenaria*.

En résumé, les zones artificielles sont plus basses que le haut estran et ce, bien que les stations de ces deux milieux soient souvent situées à une distance égale de la ligne de rivage (entre 5 et 10 mètres seulement). L'altitude plus basse du bas estran peut s'expliquer par la plus grande distance à la ligne de rivage. Or, il apparaît que l'altitude influence négativement l'abondance et la richesse biologique ainsi que la biomasse en phytopigments, qui constitue une ressource alimentaire pour les organismes. Toutefois, la teneur en matière organique, qui constitue également une ressource alimentaire, n'est pas corrélée avec l'altitude, ni avec aucune autre variable environnementale. Par ailleurs, les corrélations entre la biomasse en phytopigments, le sable fin et plusieurs variables biologiques montrent bien l'importance de ces pigments dans l'écologie des communautés. Par ailleurs, les sédiments plus fins du bas estran, de même que la

teneur en CPE, est plus typique des environnements de faible énergie hydrodynamique, plus favorable à plusieurs espèces, et particulièrement l'endofaune, tels que les bivalves et les polychètes. Les sédiments plus grossiers trouvés en zone artificielle et dans le haut estran naturel correspondent davantage à un milieu de plus forte énergie.

4.2. Analyse des données de l'été 2007

Les résultats concernant la description du milieu à l'étude sont présentés par zone, soit intertidale et prélittorale.

4.2.1. Zone intertidale

Le Tableau 4 présente les valeurs moyennes des variables environnementales et biologiques mesurées en 2007. Tout comme en 2006, il semble que l'altitude des plages situées devant les enrochements soit plus haute que celle du bas estran en zone naturelle, mais plus basse que celle du haut estran de cette même zone. La pente des plages en côte artificielle est plus forte que celle des plages naturelles. De plus, tel qu'on s'y attendait, le haut estran est plus abrupt que le bas estran. De *visu*, la granulométrie primaire des plages artificialisées est composée de blocs et de sable grossier, alors que les plages situées en côte naturelle semblent être caractérisées par une granulométrie plus fine. D'ailleurs, le pourcentage de la fraction fine est plus fort dans les stations du bas estran.

Par ailleurs, le pourcentage de matière organique paraît plus important dans les stations plus profondes (Tableau 4). Les sédiments semblent mieux triés sur les plages dont la côte est enrochée, où la fraction fine est majoritairement composé de sable moyen et grossier, tout comme le haut estran des plages naturelles. Dans les autres stations, il s'agit plutôt de silt et de sable fin. De plus, la biomasse algale paraît nettement supérieure dans le bas estran en côte naturelle. C'est également dans ces stations que l'on retrouve la richesse, autant méio- que macrofaunique, la plus élevée, suivie de celle des stations en zone artificialisée. Il en est de même pour l'indice de diversité de Shannon de la macrofaune. Au contraire, la méiofaune est plus diversifiée dans les stations situées en côte artificielle.

			Naturelle	Naturelle
	Artificielle	Naturelle	haut estran	bas estran
Altitude (m)	$-0,13 \pm 0,25$	$0,\!36 \pm 0,\!93$	$0,8\pm0,37$	$-0,60 \pm 0,5$
Pente (degré)	$15,9 \pm 7,4$	$7,8\pm6,7$	$10,0\pm7,4$	$5,4 \pm 4,9$
Granulométrie primaire*	B, Sg	G, Sm, Sf, Si	G, Sm	G, Sf, Si
Matière organique (%)	$1,9\pm0,8$	$3,0 \pm 2,3$	$2,5 \pm 1,3$	$4,1 \pm 3,6$
Taille granulo. dominante (µm)	$414,1\pm 62,0$	$427,3\pm302,3$	$376,8 \pm 367,0$	$157,1 \pm 115,5$
Triage	$0,96 \pm 0,35$	$1,\!23 \pm 0,\!56$	$1,2 \pm 0,5$	$1,\!27 \pm 0,\!64$
Fraction fine (%)	$42,0 \pm 25,4$	$49,5\pm28,1$	$41,0 \pm 28,1$	$60,0 \pm 32,6$
Sable grossier (%)	$41,3 \pm 15,9$	$24,8\pm25,6$	$29,7 \pm 23,8$	$2,8 \pm 5,2$
Sable moyen (%)	$44,6 \pm 12,1$	$28{,}9\pm23{,}7$	$33,5 \pm 26,2$	$18,2 \pm 22,9$
Sable fin (%)	$10,\!6\pm7,\!0$	$16,4 \pm 16,9$	$9,4 \pm 9,3$	$32,6 \pm 21,3$
Silt (%)	$2,9\pm2,9$	$22,7\pm32,6$	$21,1 \pm 34,1$	35,3 ±35,4
Argile (%)	$0,7\pm0,5$	$6{,}0\pm9{,}6$	6,4 ± 10,8	$7,3 \pm 8,9$
Chlorophylle a (µg g ⁻¹)	$0,\!4 \pm 0,\!5$	$0,\!4 \pm 0,\!3$	$0,3 \pm 0,4$	$0,7 \pm 0,2$
Phaeopigment (µg g ⁻¹)	$0,5\pm0,5$	$1,2 \pm 1,3$	$1 \pm 1,5$	$2,2 \pm 1,5$
CPE ($\mu g g^{-1}$)	$0,9\pm0,9$	$1,6 \pm 1,5$	$1,3 \pm 1,9$	$2,9 \pm 1,5$
Méiofaune				
Richesse	$7,8 \pm 1,7$	$7,1\pm 2,4$	$6,2 \pm 2,4$	$8,2 \pm 0,4$
Н	$0,\!928\pm0,\!153$	$0,733\pm0,330$	$0,669 \pm 0,304$	$0,\!810 \pm 0,\!360$
Macrofaune				
Richesse	$4,6 \pm 3,0$	$5,8\pm4,5$	$3,0 \pm 3,4$	$8,9\pm0,4$
<i>H</i>	$0,\!566\pm0,\!525$	$1,021 \pm 0,576$	$0,545 \pm 0,552$	$1,307 \pm 0,403$

Tableau 4. Valeurs moyennes (moy.±écart-type) des variables environnementales et biologiques par type de côte, campagne de terrain 2007.

* Légende : B = Bloc, G = Gravier, Sg = Sable grossier, Sm = Sable moyen, Sf = Sable fin, Si = Silt

-Méiofaune

La campagne d'échantillonnage de 2007 a permis d'identifier 16 taxons méiofauniques. Par ordre d'importance, ces groupes taxonomiques sont les nématodes, les copépodes, les stades nauplii de crustacés, les oligochètes, les ostracodes, les rotifères, les foraminifères, les tardigrades, les bivalves, les polychètes, les gastéropodes, les turbellariés, les hydracariens, les amphipodes, les insectes et les isopodes.

Les densités méiofauniques moyennes par station en zone artificialisée ou naturelle sont présentées en annexe numérique (voir annexe 1.1.3. fichier «Méiofaune 2007», feuille «densité taxons dominants»). Par souci de simplification, les autres taxons ont été regroupés sous la catégorie «autres». Les pourcentages indiqués pour chaque taxon correspondent à la densité du taxon par rapport à l'ensemble de l'échantillon, tandis que le pourcentage relié à la densité totale correspond à la fraction de la station par rapport à toutes les stations échantillonnées.



Figure 14. a) Densité des taxons méiofauniques et b) des espèces macrofauniques par type de côte, campagne de terrain 2007.

a)

De façon générale, les densités moyennes, tous taxons confondus, se situent environ entre 6 et $4\,300$ individus par 10 cm². Ces densités sont similaires à celles rapportées par Kotwicki *et al.* (2005) en mer du Nord. Le nombre de taxons par station varie entre 2 et 12. En côte artificielle, les densités passent de 70 à 500 individus par 10 cm² pour un nombre de taxons qui se situe entre 5 et 10. Les stations positionnées dans le haut estran en côte naturelle supportent de 6 à 500 individus par unité de surface alors qu'on y a identifié entre 2 et 12 taxons, en comparaison avec les stations du bas estran qui comportent une densité entre 370 et 4 300 individus (6 à 12 taxons connus).

De façon générale, les abondances méiofauniques sont supérieures dans la zone du bas estran en côte naturelle (Figure 14-a), puis dans les stations en côte enrochée. Les nématodes dominent les assemblages, peu importe le site échantillonné, ce qui confirme une partie de la littérature à l'effet que ce taxon est souvent numériquement supérieur (Kotwicki *et al.*, 2005, Urban-Malinga et *al.*, 2005-2004, Armonies et Hellwig-Armonies, 1987), représentant souvent de 60 à 90 % des assemblages (Coull, 1999). Tous les autres taxons semblent plus abondants dans les stations du bas estran en côte naturelle par rapport aux deux autres sites. Cependant, les stations situées en côte artificielle présentent de plus fortes densités que dans celles du haut estran naturel.

-Macrofaune

En ce qui concerne la macrofaune, 31 taxons ont été identifiés dont sept mollusques (*Littorina littorea, Nassarius trivittatus, Hydrobia minuta, Mya arenaria, Macoma balthica, Mytilus edulis, Littorina sp.*), huit annélides (*Eteone longa, Eteone flava, Nereis diversicolor, Nereis virens, Polydora ciliata, Scolecolepides viridis, Arenicola marina, Chaetozone sp.*), dix crustacés (*Jaera albifrons, Idotea balthica, Idotea phosphorea, Crangon septemspinosa, Gammarus oceanicus, Gammarus lawrencianus, Orchestia grillus, Calliopius laeviusculus, Corophium volutator, Copepode sp.*) et six taxons non-identifiés à l'espèce, dont des acariens, des insectes, une astéride, des oligochètes et des nématodes. La classification taxonomique complète des espèces est présentée au Tableau 5.

Embranchement	Classe	Ordre	Famille	Genre	Espèce	Nom vernaculaire
Mollusques	Gastéropodes	Mesogatéropodes	Littorinadae	Littorina	Littorina littorea	Littorine commune d'Europe
					Littorina sp.	Littorine sp.
		Sorbeoconcha	Nassariidae	Nassarius	Nassarius trivittatus	Naissaire à trois bandes
			Hydrobiidae	Hydrobia	Hydrobia minuta	Hydrobie minuscule
	Bivalves	Myoida	Myidae	Mya	Mya arenaria	Mye commune - coque
		Veneroida	Tellinidae	Macoma	Macoma balthica	Petite macoma
		Pteriomorpha	Mytilidae	Mytilus	Mytilus edulis	Moule bleue
Aschelminthes (super-er	nk Nematoda (embranchement)	·	·		Nématodes sp.	Nématodes sp.
Annélides	Clittellata	(Sous-Classe) oligochète			Oligochètes sp.	Oligochètes sp.
	Polychaeta	Aciculata	Phyllodicidae	Eteone	Eteone longa	
					Eteone flava	
			Nerenidae	Nereis	Nereis diversicolor	Ver de mer
					Nereis virens	Ver de mer
		Canalipalpata	Spionidae	Polydora	Polydora ciliata	
			·	Scolecolepides	Scolecolepides viridis	
			Cirratilidae		Chaetozone sp.	
		Non assigné	Arenicolidae	Arenicola	Arenicola marina	Arénicole
Crustacés (sous-embr.	Malacostraca	Isopoda	Acanthaspidiidae	Jaera	Jaera albifrons	
des arthorpodes)			Idoteidae	Idotea	ldotea balthica	
					ldotea phosphorea	
		Decapoda	Crangonidae	Crangon	Crangon septemspinosa	Crevette grise
		Amphipoda	Gammaridae	Gammarus	Gammarus oceanicus	Gammare
					Gammarus lawrencianus	Gammare
			Talitridae	Orchestia	Orchestia grillus	
			Calliopiidae	Calliopius	Calliopius laeviusculus	
			Corophiidae	Corophuim	Corophium volutator	
	Copepoda			·	Copepode sp.	
Chelicerata (sous-embr.)	Arachnida	Acari (sous-classe)			Acari sp.	Acarien
Hexapoda (sous-classe)	Collembola				Collembola sp.	
/	Insectia				Insectia sp.	Insecte
Echinodermes	Stelleroidea	Forcipulatida			Astéride sp	Étoile de mer

Les densités des espèces de la macrofaune sont présentées en annexe numérique (voir annexe 1.1.3, fichier «Macrofaune 2007», feuille «Densités») On peut y constater que les densités, toutes espèces confondues, varient entre 0 et 7 250 individus par m². Le nombre de taxons par station passe de 0 à 16 espèces pour certaines stations. Les stations situées en côte artificielle présentent des densités variant de 0 à 4 200 individus par m², celles du haut estran (côte naturelle) varient dans le même ordre de grandeur (0 à 4 700 ind. par m²) ; la richesse des deux sites varie de 0 à 9 espèces par station. C'est dans le bas estran que l'on retrouve les densités maximales (140 à 7 250 ind. par m²). C'est également dans cet environnement que le nombre de taxons par station est, de façon générale, supérieur à celui des deux autres sites (3 à 16 espèces).

Les stations du bas estran des plages naturelles sont les plus riches et les plus diversifiées, suivies des stations situées devant les enrochements (figure 14-b). L'abondance totale des plages en zone artificielle semble être la même que celle du bas estran des plages naturelles. Par contre, les espèces dominantes diffèrent d'une zone à l'autre. En effet, les annélides polychètes *Nereis diversicolor* dominent les stations du bas estran, au contraire des crustacés amphipodes

Gammarus oceanicus, qui abondent dans les stations enrochées. De plus, le gastéropode *Hydrobia minuta* n'est présent que dans le bas estran.

4.2.2. Zone prélittorale

Le tableau 6 présente les diverses variables descriptives de ce lieu d'échantillonnage. De façon générale, les deux type de zones ne présentent pas de différences marquées. La taille granulométrique des stations en zone naturelle semble plus grossière. Bien que le pourcentage de la fraction fine semble plus élevé en côte naturelle, celle-ci est davantage composée de sable grossier, par rapport au sable fin qui domine la composition granulométrique des stations en côtes enrochées.

	Artificielle	Naturelle
Profondeur (m)	$3,4 \pm 1,4$	$2,7 \pm 1,5$
Matière organique (%)	$2,52 \pm 0,64$	$2,\!43 \pm 0,\!54$
Taille granulo. dominante (µm)	$279,0 \pm 212,6$	$359,8 \pm 104,9$
Triage	$1,280 \pm 0,621$	$0,998 \pm 0,603$
Fraction fine (%)	$36,1 \pm 32,3$	$41,7 \pm 31,1$
Sable grossier (%)	$18,1 \pm 23,0$	$22,7\pm18,8$
Sable moyen (%)	$28,4 \pm 14,9$	$36,8 \pm 13,9$
Sable fin (%)	$42,8 \pm 24,1$	$34,7 \pm 23,4$
Silt (%)	$8,2 \pm 4,9$	$5,2 \pm 7,1$
Argile (%)	$1,9 \pm 0,7$	$1,1 \pm 1,4$
Chlorophylle a (µg g ⁻¹)	$0,\!568 \pm 0,\!607$	$1,775 \pm 0,481$
Phaeopigment (µg g ⁻¹)	$2,240 \pm 2,511$	$2,178 \pm 2,076$
CPE ($\mu g g^{-1}$)	$2,807 \pm 2,563$	$4,011 \pm 2,514$
Méiofaune		
Richesse	$9,3 \pm 1,4$	$10,2 \pm 2,1$
Н	$0,\!620 \pm 0,\!267$	$0,640 \pm 0,261$
Macrofaune		
Richesse	$1,9 \pm 1,3$	$2,8 \pm 1,9$

Tableau 6. Caractéristiques environnementales de la zone prélittorale selon l'état de la côte, campagne de terrain 2007.

L'élément le plus discriminant est la biomasse algale exprimée par la chlorophylle *a* (et les CPE) qui est nettement supérieure dans les stations de la côte naturelle; à l'opposé, les phaeopigments sont plus élevés devant les zones artificialisées. La richesse méio- et macrofaunique, de même que l'indice de diversité de la méiofaune, sont très comparables dans les deux zones.

Au total, 18 groupes taxonomiques méiofauniques ont été identifiés pour cette zone; ce sont les mêmes qu'en zone intertidale, mis à part des organismes appartenant à l'embranchement des cnidaires et de la classe des cladocères. La densité totale, de même que celle des nématodes, est supérieure dans les stations en côte artificialisée (voir annexe numérique 1.1.3., fichier «Méiofaune 2007», feuille «Densité taxons dominants»). Pour les autres groupes taxonomiques, les deux zones semblent à peu près équivalentes. Tout comme dans la zone intertidale, se sont les nématodes qui dominent les assemblages, représentant entre 50 et 97 % de la densité totale des stations. La densité générale varie d'environ 200 à 6 370 individus par 10 cm², ce qui est légèrement supérieur aux stations retrouvées en zone intertidale (voir annexe numérique 1.1.3., fichier «Méiofaune 2007», feuille «Densité taxons dominants»). Les stations devant les côtes artificielles présentent des densités qui varient de 200 à 3 800 ind./m² pour une diversité composée de 7 à 12 groupes taxonomiques. Dans les stations positionnées devant les côtes naturelles, les densités sont légèrement plus fortes, se situant entre 315 et 6 370 ind. par unité de surface. L'étendue du nombre de groupes taxonomiques par station est également plus grande pour ces stations, soit de 4 à 12.

Pour ce qui est de la macrofaune, le type d'échantillonnage ne nous permet pas d'obtenir des données de densité, étant donné l'échantillonnage par présence-absence. Par contre, onze taxons ou signes de présence ont été reconnus, soit des lunaties (*Euspira heros*), des littorines (*Littorina* sp.), des Bernards-l'hermite (*Pagurus pubescens*), des mysis (petit crustacé translucide de la famille des mysidés ressemblant à une crevette grise), des oursins plats (*Echinarachnius parma*), des ophiures, des astérides (famille Astériides) et des moules bleues (*Mytilus edulis*).

4.3. Exploration de la variation au sein des habitats (ACR)

4.3.1 Méiofaune

4.3.1.1 Choix du modèle

La méiofaune a été soumise aux tests de significativité pour le choix d'un des différents modèles d'ACR (Tableau 7). Un modèle d'ACR partiel significatif, comprenant à la fois la matrice environnementale et la matrice spatiale comme matrices explicatives, a été retenu.

Tableau 7. Modèles d'ACR sur la méiofaune testé par des ANOVA par permutation (199).

Modèle	F	р
X : espèces Y : environnement Z : espace	2,71	0,04
X : espèces Y : environnement	0,61	0,16
X : espèces Y : espace Z : environnement	2,22	0,09
X : espèces Y : espace	0,93	0,6
*		

Les valeurs de *p* en gras indiquent des modèles significatifs

La partition de la variance effectuée sur les données indique que la proportion de la variation inexpliquée par le modèle général est relativement forte (d = 0,56, voir Figure 1). De plus, la matrice environnementale à elle seule, contribue plus fortement (a = 0,61) à la variation que la matrice spatiale (c = 0,49), sans interaction entre les deux (b = 0).

4.3.1.2 Variables environnementales

Les trois premiers axes de l'ACR interprétés totalisent environ 89% de la variation totale. La plus grande source de variation est attribuée au silt, au pourcentage de la fraction grossière, à la biomasse algale (chl. *a*) et à la pente (Tableau 8). Cependant, les tests par permutation des vecteurs propres effectués sur les variables ne sont pas significatifs. Ainsi, les résultats concernant les vecteurs propres des variables environnementales en lien avec les données biologiques doivent être considérés avec retenue.

 Tableau 8. Valeurs des vecteurs propres des variables environnementales selon les trois axes de l'ACR effectués sur les abondances méiofauniques.

	Axe 1 (48%)	Axe 2 (28%)	Axe 3 (15%)
Pente	-0,004	0,232	-0,028
Atitude	0,007	-0,006	0,085
Chlorophylle a	-0,161	-0,116	0,110
Matière organique	-0,036	-0,079	-0,088
Triage	-0,050	-0,002	0,028
Fraction grossière	0,182	-0,037	-0,019
Sable grossier	0,220	0,234	-0,084
Sable fin	0,009	-0,100	0,140
Silt	-0.152	-0.137	-0.092

Les variables aux valeurs propres les plus élevées sont en caractères gras

La figure 15 permet de constater deux regroupements de variables environnementales. La chlorophylle *a*, le triage, le silt, le sable fin et la teneur en matière organique semblent co-varier. Celles-ci sont négativement associées à un groupe moins bien défini, constitué de la pente, du sable grossier et du pourcentage de fraction grossière.

4.3.1.3 Relations entre les variables environnementales et biologiques

Les groupes taxonomiques répondant le plus aux variables environnementales sont les nématodes, les copépodes, les oligochètes, les nauplii et finalement, dans une moindre mesure, les foraminifères (Tableau 9).

Tableau 9. Valeurs des vecteurs propres des variables biologiques selon les trois axes de l'ACR effectués sur les abondances méiofauniques.

	Axe 1 (46%)	Axe 2 (28%)	Axe 3 (15%)
Nématodes	-0,417	-0,140	0,202
Copépodes	0,285	0,078	0,195
Nauplii	0,135	0,160	0,107
Oligochètes	-0,262	0,373	-0,006
Ostracodes	-0,005	0,072	0,010
Rotifères	0,065	0,058	0,051
Foraminifères	0,077	-0,117	0,093
Tadigrades	0,040	0,036	0,085
Bivalves	-0,005	0,035	0,072
Polychètes	0,024	0,002	-0,032
Gastéropodes	0,004	0,002	0,002
Hydracariens	0,004	0,014	-0,009

Les variables aux valeurs propres les plus élevées sont en caractères gras

Les oligochètes, les nauplii, les copépodes, les bivalves, les ostracodes et les tardigrades semblent davantage associés à la pente et au sable grossier. Les nématodes et les foraminifères semblent positivement associés à la chlorophylle *a*, au triage, au silt, au sable fin et à la teneur en matière organique.

4.3.1.4 Regroupement des stations

Les stations 119-10, 224-5, 101-5 et 103-5 (quadrant II, Figure 15), sont associées aux oligochètes et positivement liées à la pente. Ces stations sont retrouvées dans le haut estran ou en zone artificielle. De leur côté, les stations 139-8, 29-9, 132-5, 231-20, 228-30, 126-5, 251-20, 42-5, 138-5, (quadrant III, figure 15), semblent davantage associées à la chlorophylle *a*, au silt, à la teneur en matière organique et au sable fin, sans qu'aucun groupe taxonomique n'y soit

clairement lié. Ces stations sont toutes situées sur les plages naturelles, à l'exception de 29-9. Finalement, le stations 233-5, 233-30, 140-2, 126-5, 136-5, 231-5, 218-6, 111-5, 228-10 et 251-45 (quadrant I, figure 15) sont positivement liées à la pente et au sable grossier. Aucune association claire ne peut être établie dans ce groupe de stations, qui compte autant des stations en côte artificielle que naturelle, de haut ou encore de bas estran.



Figure 15. Résultats de l'ACR réalisée sur les abondances méiofauniques (matrices environnementale et spatiale).

Légende : $Fr_gr = \%$ de la fraction grossière, SG = % sable grossier, SF = sable fin, S = silt, tmo = % matière organique, So = triage, Chl_a = biomasse algale (ug g⁻¹ de chlorophylle *a*), alt = altitude, Nem = nématode, Foram = foraminifères, Cop = copépodes, Naup = nauplii, Oligo = oligochètes, Ostra = Ostracode, Roti = rotifères, Pélé = bivalves, Tardi = tardigrades, Hydra = hydracariens, Poly = polychètes, Gastero = Gastéropode.

4.3.1.5 Groupements a priori : état de la côte et étagement

Le polygone représentant les stations artificielles, plus petit que celui associé aux stations naturelles (Figure 16-a), indique que les plages situées en côte artificielle peuvent avoir une réponse moins variable face aux composantes environnementales échantillonnées. Selon ce graphique, les stations artificielles sont davantage associées à la pente, au triage, au sable grossier et à l'altitude. La station 29-9, qui est représentée par le sommet du triangle dans le quadrant III, «tire» également le polygone vers la chlorophylle *a*, mais on peut considérer que cette association est moins forte. Finalement, la présence des nématodes à l'extérieur des polygones est probablement simplement liée à sa valeur propre plus élevée (Tableau 9).

De son côté, le polygone convexe des stations naturelles est plus grand, montrant probablement un habitat plus variable face aux facteurs environnementaux échantillonnés, puisqu'ils y sont tous associés. Toutes les espèces sont également présentes.

Finalement, le haut estran naturel partagent davantage de conditions environnementales notamment la pente - et d'assemblages avec les stations artificielles que le bas estran naturel (Figure 16-b). Autrement dit, le haut estran naturel comporterait des éléments communs aux stations artificielles et aux stations de bas estran naturel. De plus, les milieux les plus dissemblables seraient ceux artificiels et de bas estran naturel, puisqu'ils partagent peu de variables environnementales. Les oligochètes, les nématodes et les foraminifères participent le plus à la différence d'assemblage entre ces deux milieux.



0.0

0.2

RDA1

-0.4

Bas estran naturel

-0.4

-0.2

Figure 16. Résultats de l'ACR réalisées sur les abondances méiofauniques (matrices environnementale et spatiale), a) polygones convexes des zones naturelles et artificielles et b) polygones convexes selon la côte et l'étagement. Légende : voir figure 15.

0.4

0.6

4.3.2 Macrofaune

4.3.2.1 Choix du modèle

Une première analyse exploratoire incluant les matrices environnementale et spatiale a été effectuée. Toutefois, le modèle s'est avéré non significatif (p = 0,74) (Tableau 10). Le modèle d'analyse retenu est donc le modèle significatif comprenant seulement la matrice explicative environnementale.

Tableau 10. Modèles d'ACR sur la macrofaune testés par des ANOVA par permutation (199).

Modèle	F	р
X : espèces Y : environnement Z : espace	0,75	0,74
X : espèces Y : environnement	1,03	0,005
X : espèces Y : espace Z : environnement	1,59	0,63
X : espèces Y : espace	1,72	0,015

Les valeurs de *p* en gras indiquent des modèles significatifs.

De plus, la partition de la variance a montré une contribution nulle de la matrice spatiale seule (c = 0), avec la fraction b comme seule valeur supérieure à 0 (i.e. action confondue des deux matrices), avec un coefficient de 0,34. La contribution nulle des données environnementales seules peut indiquer un effet indirect des données spatiales sur les données environnementales (Borcard *et al.*, 1992), ou un effet confondu des deux matrices. Il est aussi possible que les données environnementales et biologiques soient influencées par un gradient «géographique» commun (Borcard *et al.*, 1992), tel que la proximité à un milieu aux contraintes environnementales communes. De plus, la proportion de la variation inexpliquée par le modèle (d = 0,85) est très forte. Cela peut être attribuable à l'effet de variables non échantillonnées ou de facteurs d'échelles spatiales inconnus (Borcard *et al.*, 1992).

4.3.2.2 Variables environnementales

Les variables contribuant le plus fortement à la variation sont le silt, le sable grossier, le triage, la pente, l'altitude et la teneur en matière organique (Tableau 11). Un test par permutation des données a attribué une valeur non significative ($\mathbb{R}^2 = 0,24$; p = 0,11) uniquement à la variable du pourcentage de fraction grossière (Tableau 11); celle-ci ne sera donc pas interprétée.

	Axe 1 (58%)	Axe 2 (21 %)	р
Pente	-0,695	0,174	***
Altitude	-0,544	-0,784	***
Chlorophylle a	0,418	0,372	*
Matière organique	0,662	-0,131	***
Triage	0,813	0,007	***
Fraction grossière	-0,326	0,314	
Sable grossier	-0,834	-0,131	***
Sable moyen	-0,537	0,126	*
Silt	0,854	-0,114	***

Tableau 11. Valeurs propres des variables environnementales des deux axes de l'ACR réalisée sur les abondances macrofauniques.

Les variables aux valeurs propres les plus élevées sont en caractères gras

Certaines associations entre les variables environnementales sont possibles. La figure 16 permet en effet de noter deux groupements en ce qui a trait aux variables environnementales. Un premier groupe est formé des vecteurs propres de la chlorophylle *a*, du coefficient de triage, du silt et de la teneur en matière organique. Ce groupe semble négativement associé à la pente, au sable grossier, au sable moyen et à l'altitude. Notons que ce type d'association est semblable aux résultats obtenus avec la méiofaune (Figures 15 et 16). Toutefois, l'altitude joue un rôle beaucoup plus important dans la distribution des espèces macrofauniques.

4.3.2.3 Relations entre les variables environnementales et biologiques

Certaines tendances se dessinent quant à la réponse des espèces, toutes stations confondues (Figure 17). D'abord, certaines espèces sont plus fortement associées aux variables environnementales. Sur les deux premiers axes d'ordination, il s'agit de *Nereis diversicolor*, et dans une moindre mesure, *Hydrobia minuta*, *Polydora ciliata*, *Gammarus oceanicus*, *Macoma balthica*, *Corophium volutator* et *Mya arenaria* (Tableau 12). Les autres espèces semblent répondre plus faiblement aux variations des données environnementales.

Par ailleurs, les espèces Nereis diversicolor, Hydrobia minuta, Polydora ciliata, Calliopius laeviusculus, Mya arenaria, Eteone longa et Littorina sp. sont :

 positivement associées à la chlorophylle *a*, à la teneur en matière organique, au coefficient de triage et au silt;
négativement associées au sable moyen, à la pente, au sable grossier et à l'altitude.

En contrepartie, *Corophium volutator*, *Gammarus oceanicus*, *Idotea balthica*, *Littorina littorea* sont :

- 1) positivement associées au sable moyen et à la pente;
- négativement associées à la teneur en matière organique, au coefficient de triage, au silt et à l'altitude.

Tableau 12. Valeurs des vecteurs propres des variables biologiques des deux axes de l'ACR réalisée sur les abondances macrofauniques (matrice explicative = variables environnementales).

	Axe 1 (58%)	Axe 2 (21%)
Mya arenaria	0,148	0,051
Macoma balthica	0,158	0,050
Mythilus edulis	-0,003	0,116
Littorina sp	0,092	0,038
Littorina littorea	0,004	0,067
Hydrobia minuta	0,202	-0,037
Eteone longa	0,057	0,079
Nereis diversicolor	0,854	0,113
Polydora ciliata	0,167	0,023
Idoeta balthica	-0,019	0,108
Gammarus oceanicus	-0,161	0,458
Calliopius laevuisculus	0,045	0,013
Corophium vultator	-0,156	0,235

Les variables aux valeurs propres les plus élevées sont en caractères gras

4.3.2.4 Regroupement des stations

Certaines stations présentent un certain groupement, montrant que leurs assemblages répondent de façon similaire aux vecteurs des gradients environnementaux. Il s'agit des stations 148-24, 251-45, 148-60, 132-5, 136-5, 136-30, 132-24, 231-20 et 233-30 (quadrant I et IV, Figure 17). Ces stations, situées près de l'herbier de zostère de Saint-Siméon et sur la flèche de Bonaventure, sont clairement associées à la chlorophylle *a*, au silt, à la teneur en matière organique et au triage. Elles sont également associées aux espèces *Nereis diversicolor*, *Hydrobia minuta*, *Polydora ciliata*, *Calliopius laeviusculus*, *Mya arenaria*, *Eteone longa* et *Littorina* sp. Les stations 141-1, 228-6, 29-9 sont, quant à elles, principalement reliées à la pente et au sable moyen. Finalement, les stations 111-5 et 140-2, situées en zone artificielle, sont associées à la

pente, au sable moyen et grossier, tandis que les stations 102-25, 233-5, 251-5, 224-5, 251-5 et 228-30 (côte naturelle) sont surtout positivement liées à l'altitude. Ces stations sont toutes situées sur des flèches littorales, à l'exception de la station 233-5.





Légende : $Fr_gr = \%$ de la fraction grossière, SG = % sable grossier, SM = sable moyen, S = silt, tmo = % matière organique, So = triage, Chl_a = biomasse algale (ug g⁻¹ de chlorophylle *a*), alt = altitude, ga_oc = *Gammarus* oceanicus, my_ar = Mya arenaria, ma_co = Macoma balthica, my_ed = Mythilus edulis, litt_sp = Littorina sp, li_li = Littorina littorea, hyd_mi = Hydrobia minuta, et_lo = Eteone longa, ne_di = Nereis diversicolor, po_ci = Polydora ciliata, id_ba = Idoeta balthica, cal_la = Calliopius laevuisculus, Corvo = Corophium vultator.

4.3.2.5. Groupements a priori : état de la côte et étagement

En ce qui a trait à l'état de la côte, les stations artificielles présentent un nombre plus faible d'espèces associées, soit les amphipodes *Gammarus oceanicus* et *Corophium vultator*. (Figure 18-a). De plus, ces stations se regroupent de façon plus «restreinte», et subissent davantage l'influence des conditions environnementales réunissant la pente, les sables grossier et moyen, la fraction grossière et l'altitude. Les stations en zone naturelle englobent les conditions qui prévalent également en zone artificielle, en plus d'être influencées par la chlorophylle *a*, le triage, le silt et la teneur en matière organique (Figure 18-a).

Finalement, lorsque le haut et le bas estran naturels sont représentés séparément (Figure 18-b), on remarque que les stations du bas estran forment un groupement clairement distinct des stations en zone artificielle, n'ayant de commun que les espèces *Gammarus oceanicus* et *Corophium vultator*. La variation au sein des deux zones n'est également pas influencée par les mêmes variables environnementales. Ainsi, le haut estran naturel présente des conditions et des espèces communes aux deux autres groupes, tout en étant plus fortement associé au gradient d'altitude (Figure 18-b).



Figure 18. Résultats de l'ACR réalisées sur les abondances macrofauniques, a) polygones convexes des zones naturelles et artificielles et b) polygones convexes selon la côte et l'étagement. Légende : voir figure 17.

4.4 Caractéristiques environnementales et biologiques des stations en lien avec l'état de la côte : analyse de variance

Les analyses ont été divisées par zone (intertidale et prélittorale). Une différence non significative est considérée comme une condition environnementale similaire entre deux ou trois groupes, dépendamment du type de comparaison.

4.4.1 Zone intertidale

Les stations situées en côte artificielle sont significativement plus basses que celles du haut estran en côte naturelle, mais légèrement plus hautes que celles du bas estran. De plus, la pente des plages situées en côte artificielle est significativement plus forte que celle du bas estran des plages naturelles, mais comparable statistiquement à celle du haut estran (Tableau 13). On remarque également que la taille granulométrique dominante de la fraction fine (< 2 mm) dans les stations en zone artificielle est significativement plus grande par rapport aux stations situées dans le bas estran des côte naturelles. Par contre, elle est similaire au substrat du haut estran des plages naturelles, en dépit du fait que cette variable (i.e. la taille granulométrique dominante de la fraction fine) soit positivement corrélée à l'altitude des plages (Tableau 14).

	Test	A vs NH vs NB	A vs NH	A vs NB	NH vs NB
Altitude	$\frac{KW^1}{T}$	74, 27 ***	-11,74 ***	10,51 **	10,51 **
Pente	ANOVA	7,24 **		*** 2	
Taille granulométrique dominante (μm)	KW	8,26 *	1,06	3,43 **	3,16
Teneur matière organique	KW	1,94			
Chlorophylle <i>a</i>	KW T	35,12 ***	0,77	-3,13 ** ³	33,14 ***
Phaeopigments	KW	29,22 ***	0,03	-5,51 *** ³	21,75 ***
СРЕ	KW	37,56 ***	0,0002	-5,60 *** ³	5,95 *** ²
Méiofaune					
Richesse	KW	31,23 ***	9,62 **	4,11 *	29,25 ***
Abondance totale	KW	59,97 ***	7,30 **	31,49 *	47,87 ***
H^3	ANOVA	4,89	***		
Macrofaune					
Richesse	ANOVA	12,02 ***		***	***
Abondance totale	KW	4,81			
Н	ANOVA	9,84 ***		***	***

Tableau 13. Résultats des analyses de variance des variables environnementales et des variables biologiques des stations intertidales situées en côte artificielle (A) ou naturelle, de haut (NH) et de bas estran (NB)^a, campagne de terrain 2007.

a) Niveaux de significativité : * 0,05 < *p* > 0,01; ** 0,01 < *p* < 0,001 *** *p* < 0,001

1. KW = Kruskal-Wallis, T = test de t de Student (T), ANOVA = analyse de variance paramétrique

2. Test de comparaison multiple, *** = sites significativement différents.

3. Variable ayant subi une transformation racine carrée.

La biomasse algale, quant à elle, est plus importante dans les stations retrouvées dans le bas estran en côte naturelle par rapport aux deux autres milieux, dont les moyennes ne diffèrent pas entres elles. On remarque qu'il y a également une corrélation négative significative entre la chlorophylle *a*, les phaeopigments et les CPE en ce qui a trait à l'altitude des stations (Tableau 14). De plus, la chlorophylle *a*, de même que les CPE, ont tendance à diminuer avec une augmentation du pourcentage de sable grossier. Leur biomasse s'accroît également avec une augmentation de la proportion de silt et d'argile. Il en est de même des phaeopigments. Il semble toutefois que cette relation soit davantage importante dans les stations situées devant les enrochements (Figure 19).



Figure 19. Biomasse algale selon le type de côte (artificielle ou naturelle) et l'étagement (haut ou bas estran et zone prélittorale) en lien avec le pourcentage de sédiments inférieurs à 125 um.

En ce qui concerne les composantes biologiques méiofauniques, on peut remarquer que les trois milieux présentent des richesses absolues et des abondances totales significativement différentes (Tableau 13). Selon ces résultats, le bas estran naturel est plus riche et présente des abondances méiofauniques plus importantes (Figure 15-a). Parallèlement, autant la richesse que l'abondance totale augmentent selon l'augmentation des pourcentages de sable fin, de silt et d'argile, de même qu'avec la biomasse algale (tous les pigments, Tableau 14). On constate également qu'avec une augmentation de l'altitude et de la pente, l'abondance totale et la densité des nématodes diminuent. Les stations sont également moins riches lorsque l'altitude augmente. De plus, les quatre taxons méiofauniques intégrés à l'analyse sont tous reliés négativement à la proportion de sable fin.

Pour sa part, l'indice de diversité méiofaunique diffère seulement entre les stations positionnées devant les enrochements, soit en zone artificielle, et celles du haut estran en côte naturelle (Tableau 13). On constate en effet qu'il augmente en fonction du mode granulométrique et du pourcentage de sable grossier, mais qu'il diminue avec le pourcentage de matière organique et le triage des échantillons de granulométrie (Tableau 14).

	Altitude	Pente	Mode	ТМО	So	Fr_fine	Sg	Sm	Sf	S	Α	Chl. a	Phaeo	CPE
Altitude			0,43 **				0,54 **		-0,51 **					
ТМО					0,74 ***	0,39 *	-0,34*	-0,67 ***	-0,36 *	0,73 ***	0,72 ***			
Chl. a	-0,64 ***						-0,42 *		0,55 ***	0,35 *	0,37 *			
Phaeo	-0,40 *			0,49 **	0,42*					0,43 *	0,43 *	0,71 ***		
CPE	-0,53 ***			0,44 *	0,37*		-0,36 *		0,45 **	0,42 *	0,43 *	0,87 ***	0,96 ***	
Rich. meio	-0,46 **								0,42 *	0,38 *	0,35 *	0,54 **	0,45 **	0,51 **
H meio			0,48 **	-0,39 *	-0,34*		0,51 **							
Ab. tot. méio	-0,78 ***	-0,34 *	-0,57 **				-0,66 ***		0,46 **	0,47 **	0,50 **	0,76 ***	0,60 ***	0,72 ***
Nématode	-0,71 ***	-0,38 *	-0,64 ***	0,35 *	0,35*		-0,73 ***		0,42 *	0,51 **	0,54 **	0,73 ***	0,57 ***	0,69 ***
Copépode	-0,63 ***		-0,43 *				-0,49 *		0,47 **			0,56 **	0,41 *	0,49 **
Nauplii	-0,67 ***						-0,37 *		0,53 **			0,57 **	0,37 *	0,48 **
Oligochète	-0,71 ***						-0,40 *		0,39 *	0,39 *	0,37 *	0,73 ***	0,46 **	0,60 ***
Rich. macro	-0,69 ***		-0,33 *	0,44 **	0,44 **		-0,50 **			0,55 **	0,55 **	0,51 **	0,57 **	0,60 **
H macro	-0,58 **						-0,42 *		0.60 **			0,57 **		0,40 *
Ab. tot. macro	-0,51 **		-0,33 *	0,44 **	0,44 **		-0,50 **			0,55 ***	0,55 ***	0,51 **	0,57 ***	0,60 ***
Nedi	-0,62 ***	-0,32 *	-0,65 ***	0,49 **	0,49 **		-0,71 ***	-0,53 **		0,65 ***	0,65 ***	0,51 **	0,46 **	0,52 **
Hymi			-0,64 ***	0,61**	0,55 **	0,35*	-0,62 ***	-0,62 ***		0,63 ***	0,65 ***			
Gaoc	-0,68 ***											0,45 **	0,33 *	0,40 *
Covo	-0,41 *													
Nem./oligo.										0,35 *	0,35 *	0,33 *	0,34 *	0,37 *

Tableau 14. Matrice des corrélations de Spearman des variables physiques et biologiques des stations situées en zone intertidale, tous sites confondus, campagne de terrain 2007.^a

a) Niveaux de significativité : * 0.05 0.01; ** 0.01 ; *** <math>p < 0.001

Légende : Altitude (m) , Mode (μ m), TMO = % de matière organique, So = triage, Fr.fine = % de la fraction fine, Sg = % sable grossier, Sm = % sable moyen, Sf = % sable fin, S = % silt, A = % argile, Chl a = biomasse algale (chlorophylle *a*) en μ g g⁻¹, Phaeo = biomasse algale (phaeopigments) en μ g g⁻¹, CPE = pigments chloroplastiques totaux (μ g g⁻¹), Rich meio/macro = richesse, H méio/macro = indice de diversité de Shannon, Ab. tot. méio/macro = abondance totale, Nedi = *Nereis diversicolor*, Hymi = *Hydrobia minuta*, Gaoc = *Gammarus oceanicus*, Covo = *Corophium volutator*, Nem./oligo.=Nématode et oligochètes.

Par ailleurs, les analyses de variance ont révélé que la richesse et la diversité macrofauniques des stations du bas estran des plages naturelles sont plus élevées en comparaison aux deux autres milieux. En ce sens, la macrofaune est plus riche lorsque le site présente plus de matière organique, une plus grande hétérogénéité dans les sédiments, un fort pourcentage de silt et d'argile, et une biomasse algale plus importante (Tableau 14). Par contre, une altitude plus

élevée, de même qu'une taille dominante de la fraction fine plus grosse, ne favorisent pas la richesse d'un milieu.

Au point de vue des espèces macrofauniques, l'abondance totale et les densités de l'annélide *Nereis diversicolor* et du gastéropode *Hydrobia minuta* varient à peu près de la même manière que la richesse (Tableau 14). Cependant, il semble que la pente puisse influencer négativement la densité du néréis et que la distribution du gastéropode varie positivement avec le pourcentage de fraction fine. De plus, autant *Gammarus oceanicus* que *Corophium volutator* sont négativement corrélés à l'altitude. Finalement, la densité du groupe nématodes-oligochètes est positivement reliée au pourcentage de silt et d'argile, et à la biomasse algale, ce qui est aussi le cas du gammare, en ce qui à trait à cette dernière variable.

4.4.2 Zone prélittorale

Seulement quatre variables sont significativement différentes entre les stations situées devant une côte enrochée et celles située en côte naturelle. En effet, il s'agit de la biomasse algale et des pigments chloroplastiques totaux, de même que les richesses méio- et macrofaunique, variables qui sont toutes supérieures dans les stations en côte naturelle (Tableau 15).

	Test ¹	A vs N
Profondeur	KW	2,67
Chlorophylle <i>a</i>	KW	44,71 ***
Phaeopigments	KW	1,77
CPE ²	Т	2,70 **
Méiofaune		
Richesse	KW	4,25 *
Abondance totale	KW	0,65
Н	Т	0,21
Macrofaune		
Richesse	KW	4,90 *
a) Niveaux de significativité	: * 0.05 0.01	$**0.01$

Tableau 15. Résultats des analyses de variance des variables environnementales et des variables biologiques des stations prélittorales situées en côte artificielle (A) ou naturelle haut (NH) et bas estran (NB)a.

1. KW=Kruskal-Wallis, T= test de t de Student

2. Variable ayant subi une transformation racine carrée.

4.5. Structure des communautés benthiques

Les analyses de similarité ont permis de mettre en relief certaines différences dans la structure des communautés selon l'état de la côte (Tableau 16). En effet, en zone intertidale, il semble que les communautés méiofauniques retrouvées en côte artificielle et dans le haut estran sont significativement différentes de celles retrouvées dans le bas estran en côte naturelle. Du côté de la macrofaune, les trois communautés diffèrent les unes des autres.

Zone	R	
Intertidale		
Méiofaune		
A vs NH	-0,04	
A vs NB	0,22 *	
NH vs NB	0,08 *	
Macrofaune		
A vs NH	0,17 *	
A vs NB	0, 44 ***	
NH vs NB	0,22 **	
Prélittorale		
Méiofaune		
A vs N	0,02	
Macrofaune		
A vs N	0,06 *	
		 ~

Tableau 16. Résultats des analyses de similarité (ANOSIM) pour les abondances méio- et macrofauniques selon l'étagement et le type de côte^a.

a) Niveaux de significativité : * 0,05 0,01; ** 0,01 < p < 0,001 *** p < 0,001

Dans la zone prélittorale, les groupements méiofauniques rencontrés en zone artificielle sont tout à fait comparables à ceux identifiés en zone naturelle. Par contre, il semble que les communautés macrobenthiques soient significativement différentes entre les stations situées en côte naturelle *versus* celles en côte artificielle. Rappelons que l'ANOSIM ne prend en compte que les données biologiques; ces résultats sont donc indépendants des paramètres environnementaux mesurés.

4.6. Synthèse des résultats

Les analyses multivariées ont permis de mettre en lumière certaines tendances à l'échelle écosystémique, en regard aux dix variables environnementales mesurées et aux espèces d'invertébrés benthiques identifiées. Par la suite, les tests d'hypothèses, soit les analyses de variance et de similarité, ont permis de confirmer ou d'infirmer certaines de ces tendances.

4.6.1 Environnements de faible et de forte énergie hydrodynamique

D'abord, les assemblages identifiés semblent répondre à deux types d'environnements mis en relief dans la plupart des analyses. Un de ces milieux est contrôlé par des variables typiques des environnements de faible énergie hydrodynamique, comme c'est le cas des microphytopigments (chlorophylle *a*, phaeopigments et CPE) et des sédiments fins (sable fin, silt, argile). En effet, lorsqu'il y a une accumulation importante de vase dans les sédiments de surface, celle-ci procure une protection suffisante pour maintenir et permettre une augmentation de la biomasse algale, et ainsi, protéger les sédiments contre l'érosion (stabilisation du substrat) (Hermann et *al.*, 2001). Au contraire, lorsqu'il n'y a pas d'accumulation de vase, les microalgues sont soumises à des processus d'abrasion ou de lessivage. Davis et McIntire (1983) ont également remarqué une relation positive entre la chlorophylle *a* et le pourcentage de silt qui s'exprimerait davantage dans les sites plus près de la limite moyenne des basses mers. Ceci pourrait expliquer la plus forte corrélation entre la chlorophylle *a* et la présence de sédiments fins (< 125 μ m), observable dans les stations en zone artificielle (Tableau 14 et Figure 19).

Les milieux associés à un plus faible hydrodynamisme présente une altitude plus faible et possèdent des plages à faible pente en comparaison aux milieux plus énergétiques. Ces résultats confortent le principe selon lequel un hydrodynamisme faible permet de maintenir des sédiments fins en place dans la zone intertidale au moyen de plages au pente faible, «dissipant» l'énergie des vagues. Or, les pentes des plages de sable fin dépassent rarement les 5 degrés. Dans la zone d'étude, les pentes du bas estran sont différentes de celles du haut estran et des zones artificielles, et leur altitude moyenne est également significativement plus basse. La faune benthique échantillonnée répond positivement à ce milieu, comme en témoignent les nombreuses

corrélations positives entre les données biologiques (et particulièrement l'endofaune tels les bivalves, les polychètes, les nématodes, les copépodes, les nauplii et les oligochètes), le sable fin et les phytopigments.

En contrepartie, les milieux associés à un hydrodynamisme plus fort, le second milieu mis en évidence par nos analyses, se caractérisent par des pentes beaucoup plus fortes et un substrat plus grossier. En effet, la fraction fine y est moins importante et est composée en majeure partie de sable grossier et moyen. L'accumulation de la biomasse algale y est beaucoup moins élevée et le support pour la faune benthique est alors limité. En particulier lorsqu'il y a une faible proportion de macroalgues, le phytobenthos devient alors la seule source autochtone de production primaire (Wulff et al., 1997). De plus, en lien avec la plus grande proportion de sable dans ce type de milieu, en opposition aux sédiments vaseux, la dispersion des individus benthiques serait plus grande et profonde (Coull, 1999). Ainsi, on pourrait y associer des abondances et des richesses plus faibles. Il faut cependant tenir compte du temps d'ennoiement inférieur dans les sites de plus haute altitude, en particulier les hauts estran. En effet, les corrélations négatives entre les données biologiques et l'altitude donnent un indice sur les contraintes liées à la dessiccation des environnements plus haut en altitude, une condition physiquement stressante pour les organismes. Ces milieux sont également associés à un triage des sédiments plus important. Cette variable est en effet un indice de la sévérité du régime hydrodynamique affectant les sédiments (Urban-Malinga 2004, Hulings et Gray, 1976). On retrouve donc des sédiments bien triés là où l'action des vagues, de la marée et des courants permet de mobiliser les particules très fines, comme cela semble être davantage le cas devant les enrochements.

4.6.2 Les zone artificielles

Selon nos analyses, les zones artificielles présentent des conditions environnementales distinctes, comme en témoignent plusieurs différences significatives entre les plages situées en côte artificielle et le bas estran des plages naturelles. En effet, les analyses canoniques des redondances (ACR) ont mis en évidence des groupements assez distincts pour ces stations (artificielles et de bas estran naturel), particulièrement pour la macrofaune. Les stations en zone artificielle étaient davantage associées positivement à la pente, à l'altitude, au sable grossier et

moyen, de même qu'à la fraction grossière (supérieure à 2 mm). Or, la plupart des données biologiques, que ce soit les taxons dominants, la richesse, l'abondance totale ou la diversité, sont souvent négativement corrélées à ces variables environnementales. Seuls les amphipodes *Gammarus oceanicus* et *Corophium vultator* ne répondent pas à cette tendance, sauf pour l'altitude, à laquelle ils sont également négativement corrélés.

D'un autre côté, les analyses par ACR ont montré un chevauchement entre les stations en zone artificielle et le haut estran des plages naturelles, cette fois-ci, montrant que ces deux milieux partagent certaines conditions. En effet, malgré que l'altitude soit différente, les analyses de variance n'ont pas révélé de différence significative entre ces deux milieux pour la pente, la teneur en matière organique, les phytopigments ou la classe granulométrique dominante (mode). En ce qui concerne la pente, une certaine nuance doit être apportée. En effet, la présence de valeur extrêmes dans les sites en côte artificielle aurait pu avoir pour effet de niveler la valeur moyenne vers le bas (pente de la station $138-8m = 3^{\circ}$). Ainsi, de façon générale, la pente des plages enrochées semblait en apparence plus forte que celles des stations du haut estran. De plus, la méthode de détermination de la pente a peut-être contribué à induire un biais. En effet, la résolution réduite des images a pu dans certains cas, augmenter la marge d'erreur, surtout en ce qui concerne les sites à faible largeur de plage. Ainsi, une différence significative entre la pente moyenne des stations de haut estran et en côte artificielle aurait pu être déterminée. Cela aurait rejoint l'idée qu'un déficit sédimentaire associé aux infrastructure d'enrochement mène bien souvent à des profils de plage plus abruptes (McDonald et al., 1994, cités par Gabriel et Terich, 2005).

En ce qui concerne la méiofaune, les sites du haut estran naturel et de la zone artificielle présentent une abondance totale, une richesse moyenne et une diversité différentes (zone artificielle > naturelle), tandis que les assemblages ne sont pas distincts (analyse de similarité, ANOSIM), ce qui paraît contradictoire. Au contraire, l'abondance totale et la richesse moyenne de la macrofaune sont semblables entre ces deux milieux, bien que les ANOSIM aient relevé une différence significative à l'échelle des assemblages (moins forte qu'entre les stations artificielles et de bas estran naturel).

Par ailleurs, certains taxons macrofauniques répondent davantage à la variation des variables mesurées. Pour la macrofaune, ces espèces sont *Nereis diversicolor* (vers de mer), *Hydrobia minuta* (hydrobie minuscule), *Polydora ciliata* (annélide polychète), *Gammarus oceanicus* (gammaridé), *Macoma balthica* (petite macoma), *Corophium volutator* et *Mya arenaria* (mye commune). On y remarque la présence de plusieurs espèces d'endofaune, soit les organismes vivant dans le sédiment. Cela peut s'expliquer par leur abondance nettement plus faible dans les zones de sédiments plus grossiers. Pour la méiofaune, les taxons discriminants sont également les plus abondants. D'autres analyses seraient nécessaires pour mieux cerner les espèces «indicatrices» du milieu. Ce type d'espèces pourrait permettre de cibler et de réduire l'effort d'échantillonnage pour des fins de suivi environnemental.

À la lumière des campagnes de 2006 et 2007, il semble que les plages situées devant les enrochements présentent des conditions environnementales se rapprochant davantage du haut estran que du bas estran, même si, du point de vue de l'étagement altitudinal ou marégraphique, elles sont situées majoritairement sur le bas estran. L'altitude plus basse que dans le haut estran naturel s'explique par une érosion importante de la plage en raison de l'augmentation de la réflexion des vagues et conséquemment d'une augmentation de l'affouillement à la base des structures (Bernatchez et Dubois, 2004). La réduction du haut estran devant les zones artificielles font en sorte que ce bas estran est soumis à des conditions d'énergie plus élevée que dans le bas estran naturel, en plus d'avoir une granulométrie beaucoup plus grossière. Ces conditions expliquent pourquoi les densités fauniques sont nettement inférieures pour les côtes artificielles par rapport au bas estran des côtes naturelles, même avec une dynamique d'ennoiement semblable.

Devant ces structures, la réduction importante de la largeur des plages augmente le temps de submersion de la zone intertidale, diminue la capacité de la plage à absorber l'énergie des vagues, en plus d'augmenter leur réflexion lors du déferlement. L'ensemble des ces conditions augmente le transport des sédiments près du littoral et réduit la stabilité de la surface de la zone intertidale.

Malgré tout, un milieu distinct.

Toutefois, si les paramètres environnementaux mesurés varient dans le même sens que dans le haut estran naturel, les populations fauniques semblent relativement différentes. En effet, à l'échelle des communautés, les assemblages sont différents. Les tests univariés pour l'abondance totale, la richesse et la diversité méiofaunique montrent également une différence significative, ce qui n'est toutefois pas le cas de la macrofaune. Cette différence pourrait résider dans le fait que les stations devant les enrochement présentaient de façon générale beaucoup de blocs, parfois associés à d'anciennes générations d'enrochements démantelés. La présence de blocs sur les plages naturelles, caractéristique peu représentée par les variables environnementales analysées, est néanmoins connue pour influencer la distribution des organismes (Cruz Motta *et al.*, 2003; Cusson et Bourget, 1997). En comparaison, les stations du haut estran naturel étaient souvent composées de gravier et de galets, sans blocs de la dimension de ceux présents en zone artificielle.

Ainsi, selon nos données, les zones artificielles présentent des conditions apparemment plus stressantes pour bon nombre d'organismes en comparaison au bas estran naturel. L'altitude plus basse des plages artificielles que celle des hauts estrans naturels indique que les milieux artificialisés ont perdu en bonne partie leur haut estran, engendrant un bilan sédimentaire négatif (voir section 3). Or, le temps d'émersion de la zone intertidale est un facteur limitant très important dans la distribution des espèces. C'est pourquoi, à notre avis, les plages à côte artificielle présentent un milieu globalement distinct, empruntant des caractéristiques aux deux autres milieux. Cela est confirmé par les assemblages qui y sont également différents. Les plages artificielles constituent donc un nouvel habitat, probablement en transition, qui évolue selon une dynamique propre.

Mais alors, la perte du haut estran naturel, engendrés par les enrochements, menace-t-elle réellement l'intégrité écologique d'un milieu, étant donné les abondances faibles qui y sont associées? Selon nos analyses, il est possible que le haut estran agisse comme une «zone tampon», absorbant l'énergie des vagues, et permettant ainsi le maintien d'un bas estran à pente faible, aux sédiments fins, riche en phytopigments et donc, riche en faune benthique. Le maintien

du haut estran est en ce sens un élément important pour l'intégrité de l'écosystème intertidal côtier dans la zone d'étude. Par exemple, dans le secteur d'étude, la réduction mesurée de plus de 50 % de la largeur des plages devant les structures de protection a entraîné non seulement la rétrécissement du haut estran, mais aussi une réduction de l'ensemble de la superficie de la zone intertidale, bas estran y compris. De surcroît, dans le contexte de la hausse du niveau de la mer, le maintien artificiel de la position de la ligne de rivage par des structures rigides va également provoquer la disparition du bas estran (Bernatchez *et al.*, 2008).

Les résultats obtenus en zone prélittorale sont quant à eux moins concluants. Cela est dû en partie à la campagne d'échantillonnage qui a été menée dans le but premier de décrire les ensembles sédimentaires, et non de vérifier une hypothèse à proprement parler, comme cela a été fait pour les données récoltées en zone intertidale. D'ailleurs, on peut observer les cartes des ensembles écosédimentaires présentées aux annexes 2 et 3. On note tout de même des communautés macrofauniques différentes pour les stations prélittorales située devant les enrochements, tout comme les richesses méio- et macrofaunique. Cela peut être attribué en partie à la différence retrouvée dans la teneur en microphytopigments, mais aussi possiblement à d'autres facteurs non évalués. En d'autres mots, il se peut que cette différence soit associée à des facteurs géographiques locaux et non à l'effet même d'une structure de protection du littoral.



5. Conclusion et recommandations

5.1. Synthèse des principaux résultats

La région de Saint-Siméon – Bonaventure présente un bilan d'évolution côtière globalement négatif (i.e. en recul net) entre 1934 et 2007. Les taux de recul de la ligne de rivage sont toutefois assez faibles, variant généralement entre 0,10 et 0,21 m/an pour les côtes à falaises rocheuses et de dépôts meubles. Seules les côtes à flèches littorales ont connu une progradation à une vitesse de 0,42 m/an. Le secteur qui a connu la plus forte variation de son écosystème côtier est le secteur E (herbier de zostère marine de Saint-Siméon). Le recul de la ligne de rivage a en effet atteint 2 m/an entre 1934 et 2007 à cet endroit. Le marais côtier présent dans ce secteur a reculé selon un taux moyen de 1,10 m/an. Toujours dans ce secteur, une importante flèche littorale s'est développée à partir de 1963 et a connu une croissance importante entre 1992 et 2007. Des études en cours vont permettre de préciser la nature et les causes de ces modifications à la morphologie de cette flèche qui ne cesse de s'allonger.

La région d'étude a connu de nombreuses perturbations anthropiques depuis au moins les années 1930. D'abord, la présence de nombreux quais jusque dans les années 60 a modifié de manière importante la configuration du littoral, en favorisant généralement la formation de terrasses de plage, alors que leur démantèlement ont entraîné l'érosion de ces mêmes terrasses. Depuis au moins 1963, de nombreux murets, souvent en bois, ont été implantés le long du littoral. Ceux-ci ont généralement laissé place à des enrochements dans les années 70 et 80. On compte également plusieurs murets de bois de petite taille, réalisés par les propriétaires riverains, qui sont entretenus et que l'on retrouve encore aujourd'hui. Les années 1990 et 2000, quant à elles, ont été caractérisées par une hausse des structures de protection de grande envergure en enrochement. Les résultats de l'évolution historique des plages montrent clairement que les structures parallèles à la côte (murets et enrochements) ont provoqué une réduction substantielle de la largeur des plages, tout en favorisant l'abaissement de leur altitude. L'altitude plus faible

des plages artificielles que celles des hauts estrans naturels en témoignent. La mise en place d'épis de bois en bordure de structures rigides semble généralement avoir eu des résultats mitigés. En effet, en aucun cas, elles ont permis de rétablir le niveau de la plage pré-enrochement ou pré-muret.

Les communautés biologiques littorales actuelles évoluent donc dans un environnement côtier qui est le résultat des effets cumulés de plusieurs perturbations anthropiques qui s'échelonnent depuis au moins 80 ans. À la lumière de ces résultats, il est difficile d'établir l'influence réelle des nouveaux enrochements implantés en 2006-2007 sur la faune et la flore intertidales. Ce constat soulève la question de la pertinence d'un niveau de référence, «avant perturbation», pour les suivis environnementaux en milieu côtier anthropisés, puisque dans notre cas, l'ensemble de la zone d'étude a été affectée à divers degrés par ces structures.

Les résultats de l'analyse des communautés intertidales selon l'état de la côte sont tout de même concluants et permettent d'évaluer l'influence des structures de protection sur l'écosystème côtier. On sait que les assemblages répondent différemment aux conditions environnementales mesurées dans le haut et le bas estran naturels, et en zone artificielle, et que les communautés répondent davantage aux variations qui existent dans le bas estran naturel en opposition aux plages des côtes artificielles. On sait également que les assemblages sont généralement différents au sein des trois milieux, les différences les plus fortes étant observées pour la macrofaune entre les bas estrans naturels et les plages artificielles. Malgré les faibles abondances des hauts estrans naturels, ceux-ci apparaissent néanmoins primordiaux de par le rôle qu'ils tiennent dans le maintien des bas estrans naturels, ces derniers représentant de loin le milieu le plus favorable à la faune benthique.

5.2. Recommandations sur les structures de protection et mesures d'atténuation

Les murets verticaux sont beaucoup plus réflectifs et provoquent généralement une réduction plus importante de la largeur de la plage. L'angle des structures de protection semble donc jouer un rôle significatif sur la réduction de la largeur de la plage. Des résultats similaires ont été mesurés dans la région de Maria (Bernatchez *et al.*, 2008b). Des ouvrages construits avec un

angle plus faible et un empiètement plus important sur le haut estran auraient des conséquences moins importantes sur l'habitat intertidal, à la lumière des résultats obtenus pour les caractéristiques écologiques des hauts estrans naturels. Dans certains cas, la restauration d'une plage avec une recharge artificielle pourrait constituer un bénéfice écologique et assurer une zone tampon entre les structures rigides et le bas estran. La construction d'épis doit également être considérée avec précaution, puisque si un épis permet une accumulation en amont de la dérive littorale, il induit également un déficit sédimentaire en aval de la dérive. Cela peut diminuer la taille de certaines plages pouvant être situées à plusieurs dizaines, voire quelques centaines de mètres plus loin.

5.3. Recommandations sur le suivi environnemental et la structure de l'habitat

Établir un niveau de référence crédible et juste pour le suivi environnemental des écosystèmes côtiers constitue un grand défi pour bien départager et évaluer les effets des perturbations anthropiques et des processus naturels (entre autres Stewart-Oaten, 1996 ; Underwood, 1992, 1994 ; Hurlbert, 1984 ; Osenberg et Schmitt, 1996 ; Downes et al. 2002 ; Underwood et Champan, 2003). L'état du milieu au début d'une campagne de suivi environnemental est souvent considéré comme le niveau de référence ou, du moins, il représente les conditions initiales. Or, comme nous l'avons constaté, les conditions dans lesquelles les organismes vivent peuvent être le résultat des effets cumulés de perturbations antérieures à celles que l'on veut réellement suivre. De plus, certaines composantes, ressources ou processus, connaissent des cycles naturels, soit dans leur fréquence, leur intensité ou encore dans leur abondance (Cusson et Bourget, 2005). Ces cycles peuvent se produire selon différentes échelles temporelles et spatiales (Underwood et Champan, 1998; Petraitis et Latham, 1998). La notion d'échelles spatiale et temporelle est donc primordiale dans l'étude et le suivi des écosystèmes (Petersen *et al.*, 2003). Il serait très pertinent d'effectuer un suivi environnemental sur l'effet de enrochements à une résolution temporelle beaucoup plus précise et, idéalement, à plusieurs échelles temporelles.

Par exemple, les suivis mensuels pendant deux ans pourraient être traités au mois, pour 24 mois. Ensuite, la variabilité pourraient être comparée à une résolution aux six mois dans l'année. En effet, la distribution des organismes benthiques intertidaux est très variable dans le temps – même à l'échelle de quelques heures – et hautement hétérogène spatialement (*patchyness*) (Underwood et Chapman, 1996, 2003). D'ailleurs, les triplicats effectués visaient à tenir compte d'une partie de cette hétérogénéité spatiale. Une plus grande résolution temporelle permettrait d'établir un intervalle de confiance à l'extérieur duquel on juge que la variation à l'échelle des communautés n'est plus «naturelle», mais bien due à une perturbation. C'est pourquoi les résultats de nos analyses biologiques présentent une comparaison de milieux naturels et artificiels, en prenant soin de ne pas associer les différences observée directement l'impact des enrochements. L'état que l'on présente des communautés biologiques échantillonnées doit être considéré comme un «instantané» dans le temps, une image que l'on juge représentative de l'état général des communautés, mais sans en avoir l'assurance.

Une des caractéristiques inhérentes aux communautés benthiques est qu'elles présentent beaucoup de «bruit», associé à leur grande plasticité et aux interactions biologiques complexes que nous n'avons pu considérées. Les résultats mis en lumière par la partition de la variance avaient justement pour but d'évaluer à quel point la variation observée pouvait être associée aux variables environnementales mesurées, que nous tenions pour principaux facteurs limitant dans l'environnement. Or, les résultats pour la macrofaune, entre autre, laissent présager que les facteurs environnementaux sont spatialement structurés, c'est-à-dire qu'ils sont sous influence locale. Les résultats de l'analyse canonique des redondances ont en effet permis d'observer des traits communs entre certaines stations, comme celles situées sur des flèches littorales ou à proximité de l'herbier de zostère marine de Saint-Siméon. La proportion de variation inexpliquée par nos modèle peut également être associée à des facteurs qui agissent à une échelle spatiale non mesurée (Borcard et al., 1992). Par exemple, la méiofaune vit en relation très étroite avec son environnement, et ce, à micro-échelle (quelques centimètres). Notre échantillonnage était davantage à l'échelle du mètre pour les triplicats, à la dizaine de mètres pour les stations et à la centaine de mètres pour les transects. La variable mesurée agissant le plus à micro-échelle est le triage, car elle représente la structure sédimentaire. Ce dernier paramètre est déjà connu comme étant un des principaux facteurs déterminant la distribution des taxons méiofauniques (Jansson 1967). Coleman et al. (1997) ont noté que la diversité méiofaunique dans les sédiments augmentait à mesure que les sédiments étaient hétérogènes. Selon ces auteurs, des sédiments

bien triés offrent une plus faible étendue de niches écologiques que les sédiments moins bien triés.

En d'autres mots, la forte proportion de variation inexpliquée par les variables mesurées permet de croire que d'autres facteurs environnementaux, temporels ou biologiques, contribuent fortement à la variation des communautés échantillonnées. Un échantillonnage à plus haute précision permettrait de réduite l'effet confondu de certaines données.

De plus, des paramètres physico-chimiques auraient pu être mesurés. En effet, en plus de la taille des particules, la salinité et la température sont deux autres facteurs régissant la structure et les abondances benthiques, notamment de la méiofaune (Coull, 1999). Par exemple, l'arrivée d'eau douce par la rivière Saint-Siméon et la rivière Bonaventure aurait pu être un élément supplémentaire pouvant expliquer la distribution des organismes, notamment celle des oligochètes.

En somme, l'étude des perturbations demande des mesures répétées idéalement avant, pendant et après la perturbation (Underwood et Champan, 2003). Or, les enrochements, en cause ici, ont été implantés il y a déjà quelques décennies dans certains cas. Il est alors difficile de connaître si l'état actuel des communautés correspond à une perturbation qui a cours encore aujourd'hui ou encore à un nouvel état d'équilibre, qui réside dans la grande résilience des invertébrés benthiques intertidaux. Il est fortement recommandé, lorsque possible, de réaliser une évolution historique des variables environnementales et biologiques pour bien déterminer si les changements mesurés dans l'écosystème relèvent de la perturbation anthropique suivie ou encore de la variabilité naturelle de l'écosystème.

6. Références

Armonies, W. et M. Hellwig-Armonies, 1987. Synoptic patterns of meiofaunal and macrofaunal abundances and specific composition in littoral sediments. *Helgolander Meeresunters* 41 : 83-111.

Austen, M. C. et R. M.Warwick, 1989. Comparison of Univariate and Multivaraite Aspects of Estuarine Meiobenthic Community Structure. *Estuarine Coastal Shelf Sciences* 29 : 23-42.

Bernatchez, P. et J.-M.M. Dubois, 2004. Bilan des connaissances de la dynamique de l'érosion des côtes du Québec maritime laurentien. *Géographie physique et Quaternaire*, 58(1): 45-71.

Bernatchez, P., C. Fraser, S. Friesinger, Y. Jolivet, S. Dugas, S. Drejza et A. Morissette, 2008. Sensibilité des côtes et vulnérabilité des communautés du golfe du Saint-Laurent aux impacts des changements climatiques. Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski. Rapport de recherche remis au Consortium OURANOS et au FACC, 256 pages.

Bernatchez, P., C. Fraser et D. Lefaivre, 2008. Effets des structures rigides de protection sur la dynamique des risques naturels côtiers : érosion et submersion. 4^e Conférence canadienne sur les géorisques. Université Laval, Québec, Qc, Canada 20-24 mai 2008.

Borcard, D. et P. Legendre, 2002. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological Modelling* 153 : 51-68.

Borcard, D., P. Legendre et P. Drapeau, 1992. Partialling out the Spatial Component of Ecological Variation. *Ecology* 73 : 1045-1055.

Clarke, K. R., et R. H. Green, 1988. Statistical design and analysis for 'biological effects' study. *Marine Ecology Progress Series* 49 : 213-226.

Coleman, N., A. S. Gason et G. C. B. Poore, 1997. High species richness in the swallow marine waters of south-east Australia. *Marine Ecology Progress Series* 154 : 17-26.

Coull, B. C., 1999. Role of meiofauna in estuarine soft-bottom habitats. *Australian Journal of Ecology* 24 : 327-343.

Cruz Motta, J. J., A.-J. Underwood, M.G. Chapman et F. Rossi, 2003. Benthic assemblages in sediments associated with intertidal boulder-fields. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 285-286 : 383-401.

Cusson, M. et E. Bourget, 1997. Influence of topographic heterogeneity and spatial scales on the structure of the neighbouring intertidal endobenthic macrofaunal community. *Marine Ecology Progress Series* 150 : 181-193.

Cusson, M. et E. Bourget, 2005. Global patterns of macroinvertebrate production in marine benthic habitats. *Marine Ecology Progress Series* 297 : 1-14.

Davis, M. W. et C. D. McIntire, 1983. Effects of physical gradients on the production dynamics of sediment-associated algea. *Marine Ecology Progress Series* 13 : 103-114.

Dionne, 2001. Mesures récentes de l'érosion des schorres supérieurs à Montmagny et à Sainte-Anne-de-Beaupré, moyen estuaire du Saint-Laurent, p. 363-375. *In* Conférence canadienne sur le littoral 2001, Association canadienne pour la science et le génie du littoral (Québec, 16 au 19 mai 2001).

Downes, B. J., L.A. Barmuta, P.G. Fairweather, D.P. Faith, M.J. Keough, P.S. Lake, B.D. Mapstone et G.P. Quinn, 2002. *Monitoring Ecological Impacts: Concepts and Practice in Flowing Waters*. Cambridge: Cambridge University Press, 434 p.

Dray, S., P. Legendre et P.R. Peres-Neto, 2006. Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecological Modelling* 196 : 483-493.

Gabriel, A.O. et T.A. Terich, 2005. Cumulative patterns and controls of seawall construction, Thurston County, Washington. *Journal of coastal research* 21(3) : 430-440.

Grenier, A. et J. M.M Dubois, 1992. Évolution des côtes aux Îles-de-la-Madeleine, p. 59-64, *In* Dubois, J.M.M. et Gagnon, J. (réd.), Les Îles-de-la-Madeleine : un pays à découvrir. Numéro spécial de *Info GéoGraphes*, n° 1, 126 p.

Hammer, O., D.A.T. Harper et P.D. Ryan, 2001. PAST: Paleontological statitics software for education and data analysis. In *Paleontologia Electronica*, vol. 4, pp. 9: Paleontologia Electronica. [http://folk.uio.no/ohammer/past/]

Herman, P. M. J., J. J. Middelburg et C. H. R. Heip, 2001. Benthic community structure and sediment processes on an intertidal flat: result from the ECOFLAT project. *Continental Shelf Research* 21 : 2055-2071.

Hulings, N. C. et J. S. Gray, 1976. Physical factors controlling abundance of meiofauna on tidal and atidal beaches. *Marine Biology* 34 : 77-83.

Hurlbert, S. H., 1984. Pseudoreplication and the design of ecological experiments. *Ecological Monographs* 54 : 187-211.

Jansson, B. O., 1967. The significance of grain size and pore water content for the interstitial fauna of sandy beaches. *Oikos* 18 : 311-322.

Kotwicki, L., M. D. Troch, B. Urban-Malinga, T. Gheskiere et J. M. Weslawski, 2005. Horizontal and vertical distribution of meiofauna on sandy beaches of the North Sea (The Netherlands, Belgium, France). *Helgoland Marine Research* 59 : 255-264. Leclerc, A.-M., P. Bernatchez, C. Nozais, M. Coutu et C. Fraser, 2007. *Effets de l'artificialité du littoral sur les écosystèmes côtiers de la région de Saint-Siméon Bonaventure, Baie des Chaleurs : cadre méthodologique et résultats préliminaires, campagne de terrain 2006*. Rapport préliminaire présenté au Ministère des Transports du Québec. Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski, 127 p.

Legendre, P. et L. Legendre, 1998. *Numerical Ecology*, 2eme Éd. Amsterdam: Elsevier Science, 853 p.

Legendre, P. et E. D. Gallagher, 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129 : 271-280.

Makarenkov, V. et P. Legendre, 1999. Une méthode d'analyse canonique non-linéaire et son application à des données biologiques. *Mathématique et Sciences Humaines*, 147 : 135-147.

Oksanen, J., R. Kindt, P. Legendre, B. O'Hara, M. Henry et H. Stevens, 2007. *Community Ecology Package: Package 'vegan' documentation*, 134 p. [http://cc.oulu.fi/~jarioksa/].

Osenberg, C. W. et R.J. Schmitt, 1996. Detecting Ecological Impacts Caused by Human Activites. In *Detecting Ecological Impacts: Concepts and Applications in Coastal Habitats*, eds. R. J. Schmitt and C. W. Osenberg), San Diego: Academic Press, 434 p.

Petersen, J.E., W.M. Kemp, R. Bartleson, W.R. Boynton, C.C. Chen, J.C. Conrwell, R.H. Gardner, D.C. Hinkle, E.D. Houde, T.C. Malone, W.P. Mowitt, L. Murray, L.P. Sanford, J.C. Stevenson, K.L. Sundberg, et S.E. Suttles, 2003. Multiscale experiments in coastal ecology : Improving realism and advancing theory. *BioScience* 53(12) : 1181-1197.

Petraitis, P. S. et R. E. Latham, 1999. The importance of scale in testing the origins of alternative community states. *Ecology* 80 : 429-442.

Quinn, G. P. et M. J. Keough, 2003. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge: Cambridge University Press, 537 p.

R Development Core Team, 2005. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL[http://www.R-project.org.]

Stewart-Oaten, A., 1996. Goals in Environmental Monitoring. In *Detecting Ecological Impacts: Concepts and Applications in Coastal Habitats*. eds. R. J. Schmitt and C. W. Osenberg), San Diego: Academic Press, 401 p.

Thiel, H., 1978. Benthos in upwelling regions. *In* Boje R, Tomczak M (eds) *Upwelling ecosystems*. Springer, Berlin Heidelberg New York, pp 124–138.

Thieler, E.R., E.A. Himmelstoss, J.L. Zichichi et T.L. Miller, 2005. *Digital Shoreline Analysis System (DSAS) version 3.0: An ArcGIS extension for calculating shoreline change*. U.S. Geological Survey Open-File, Report 2005-1304.

Underwood, A.J., 1994. On beyond BACI: Sampling Designs That Might Reliably Detect Environmental Differences. *Ecological Applications* 4 : 3-15.

Underwood, A.J., 1992. Beyond BACI - the Detection of Environmental Impacts on Populations in the Real, but Variable, World. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 161 : 145-178.

Underwood, A.J. et M.G. Chapman, 2003. Power, precaution, Type II error and sampling design in assessment of environmental impacts. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 296 : 49-70.

Underwood, A.J. et M.G. Chapman, 1998. A method for analysing spatial scales of variation in composition of assemblages. *Oecologia* 117 : 570-578.

Underwood, A.J. et M.G. Chapman, 1996. Scales of spatial patterns of distribution of intertidal invertebrates. *Oecologia* 107 : 212-224.

Urban-Malinga, B., L. Kotwicki, T.L.A. Gheskiere, K. Jankowskam K. Opalinski et M. Malinga, 2004. Composition and distribution of meiofauna, including nematode genera, in two contrasting Arctic beaches. *Polar biology* 27 : 447-457.

Urban-Malinga, B., J. Wiktor, A. Jablonska et T. Moens, 2005. Intertidal meiofauna of a highlatitude glacial Arctic fjord (Kongsfjorden, Svalbard) with emphasis on the structure of freeliving nematode communities. *Polar Biology* 28 : 940-950.

Van den Wollenberg, A.L., 1977. Redundancy Analysis. An alternative for canonical correlation analysis. *Psychometrika*, 42 : 209-219.

Annexe 1. Cartes thématiques de la zone à l'étude (Saint-Siméon – Bonaventure)

Densité relative des groupes taxonomiques dominants de la méiofaune et des espèces dominantes de la macrofaune, et composition granulométrique relative de la fraction fine, par station.



Carte 1A. Carte écosédimentaire de la zone intertidale pour le secteur de Saint-Siméon



Réalisation: Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, UQAR, 2008. Fond de carte: Orthofotographies aériennes 2001 à l'échelle de 1/40 000 (01809265F05, 01809269F05, Projection: MTM NAD 83 zone 5. 01823213F05), Ministère des ressources naturelles et de la faune du Québec.





Carte 1B. Carte écosédimentaire de la zone intertidale pour le secteur de Bonaventure

UQAR

Réalisation: Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, UQAR, 2008. Fond de carte: Orthofotographies aériennes 2001 à l'échelle de 1/40 000 (01809265F05, 01809269F05, Projection: MTM NAD 83 zone 5. 01823213F05), Ministère des ressources naturelles et de la faune du Québec







Réalisation: Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, UQAR, 2008. Fond de carte: Orthofotographies aériennes 2001 à l'échelle de 1/40 000 (01809265F05, 01809269F05, Projection: MTM NAD 83 zone 5. UQAR 01823213F05), Ministère des ressources naturelles et de la faune du Québec.



Carte 2B. Carte écosédimentaire de la zone prélittorale pour le secteur de Bonaventure



UQAR

Réalisation: Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, UQAR, 2008. Fond de carte: Orthofotographies aériennes 2001 à l'échelle de 1/40 000 (01809265F05, 01809269F05, Projection: MTM NAD 83 zone 5. 01823213F05), Ministère des ressources naturelles et de la faune du Québec.

Annexe 2. Cartes des ensembles écosédimentaires : grands ensembles sédimentaires des zones intertidale et prélittorale, présentés par secteur.





Cartographie des types de substrats de la zone intertidale et prélittorale (secteur Bonaventure village)



Cartographie des types de substrats de la zone intertidale et prélittorale (secteur flèche de Bonaventure Est)





Annexe 3. Ensembles écosédimentaires : grands ensembles écologiques (végétation) des zones intertidale et prélittorale, présentés par secteur
Cartographie du type de végétation de la zone intertidale et prélittorale (secteur Saint-Siméon village)



Cartographie du type de végétation de la zone intertidale et prélittorale (secteur Bonaventure village)



Cartographie du type de végétation de la zone intertidale et prélittorale (secteur Bonaventure village)





Cartographie du type de végétation de la zone intertidale et prélittorale (secteur flèche de Bonaventure)



Cartographie du type de végétation de la zone intertidale et prélittorale (secteur flèche de Bonaventure Est)

