

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI

OUVRAGES DE PROTECTION DU LITTORAL : EFFETS SUR LA MORPHOLOGIE DES
PLAGES ET SUR LES COMMUNAUTÉS BENTHIQUES INTERTIDALES, RÉGION DE
SAINT-SIMÉON ET DE BONAVENTURE,
BAIE DES CHALEURS (QUÉBEC, CANADA)

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN GÉOGRAPHIE
EXTENSIONNÉE DE
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

PAR
ANNE-MARIE LECLERC

MAI 2010

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI
Service de la bibliothèque

Avertissement

La diffusion de ce mémoire ou de cette thèse se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire « *Autorisation de reproduire et de diffuser un rapport, un mémoire ou une thèse* ». En signant ce formulaire, l'auteur concède à l'Université du Québec à Rimouski une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de son travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, l'auteur autorise l'Université du Québec à Rimouski à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de son travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits moraux ni à ses droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, l'auteur conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont il possède un exemplaire.

REMERCIEMENTS

Je souhaite remercier en premier lieu mon directeur de recherche, Pascal Bernatchez, pour m'avoir offert ce projet aussi énorme qu'enthousiasmant. De plus, la capacité de synthèse étonnante en géomorphologie de Pascal a permis une meilleure interprétation globale des processus en cours dans ma zone d'étude. Je remercie mon codirecteur, M. Christian Nozais, pour ses conseils, la mise à ma disposition de son laboratoire, ainsi que sa compagnie toujours appréciée sur le terrain. Je remercie par ailleurs la direction territoriale du ministère des Transports du Québec (MTQ) à Rimouski pour avoir attribué le financement d'une étude de suivi environnemental, dont est issu en partie mon projet, à une institution académique régionale. Dans le même ordre d'idée, je remercie particulièrement M. Louis Belzile, biologiste au MTQ, direction territoriale du Bas-Saint-Laurent–Gaspésie–Îles-de-la-Madeleine, pour m'avoir permis de citer certaines études effectuées par ou pour le compte du Ministère.

De plus, je suis reconnaissante à l'organisme *Coalition pour la viabilité du sud du Golfe Saint-Laurent*, pour m'avoir décerné, en 2008, une bourse et ainsi que pour m'avoir réservé un accueil aussi ouvert que simple et chaleureux. Finalement, ce projet n'aurait pas vu le jour sans le support financier essentiel de la Fondation communautaire Gaspésie–Les Îles.

Par ailleurs, plusieurs personnes, que je ne peux toutes nommer ici (Myriam C., Isabelle P. et L.-L., Steeve D. et les autres), ont également participé à la réalisation du projet, notamment à la cueillette des données sur le terrain, aux analyses et à l'identification en laboratoire. Je souhaite également remercier M. Alain Caron, biologiste à l'UQAR, pour l'excellente formation en biostatistique qu'il m'a offerte ainsi que sa disponibilité pour m'aider à démêler les élucubrations statistiques dans lesquelles j'ai parfois été plongée. Je tiens également à remercier M. Philippe Archambault, benthologue à l'ISMER, pour m'avoir montré une dimension essentielle des stratégies d'échantillonnage en écologie. Je remercie les réviseurs pour ce mémoire, soit Mme Manon Savard, de l'UQAR et M. Jean-Marie Dubois, de l'Université de Sherbrooke. Le formatage final a été effectué par Mme Nadine Pagé, qui a été d'une précieuse aide dans les derniers moments de la mise en page de ce mémoire.

D'une façon plus personnelle, je tiens à souligner l'importance de la valeur de l'éducation que mes parents, enseignants maintenant retraités, m'ont transmise. Merci à l'aide moral et financier de ma mère. Et merci à mon père qui a agi à titre de correcteur de français pour ce mémoire.

Finalement, je remercie David, mon conjoint, pour son soutien indéfectible, tant dans la réalisation de mes projets académiques et professionnels que dans la poursuite de mon deuxième grand amour, ma passion des chevaux. Dans ces deux sphères de ma vie, David croit en moi parfois plus que moi-même et m'aide à réaliser ce dont je suis capable.

TABLE DES MATIERES

REMERCIEMENTS	I
TABLE DES MATIERES	III
LISTE DES FIGURES	VII
LISTE DES TABLEAUX	XI
LISTE DES ANNEXES	XIII
RESUME	XV
MISE EN CONTEXTE	XVII
CHAPITRE I	
INTRODUCTION	1
1.1 Problématique de recherche	1
1.2 Objectifs et hypothèses	6
CHAPITRE II	
ÉTAT DES CONNAISSANCES SCIENTIFIQUES	9
2.1 Milieu abiotique	10
2.2 Impacts sur le milieu biotique	14
CHAPITRE III	
SITE D'ÉTUDE	19
3.1 Présentation générale	19
3.2 Conditions océanographiques et bathymétrie d'avant-côte	19
3.2.1 Marnage et salinité	19
3.2.2 Vagues et courants	22
3.2.3 Bathymétrie d'avant-côte, d'avant-plage et caractéristiques des estrans	23
3.3 Types de côte et lithostratigraphie	23
3.4 Régime des glaces	28
3.5 Habitats fauniques intertidaux	29
3.6 Structures de protection du littoral	29
CHAPITRE IV	
MÉTHODOLOGIE	31
4.1 Télédétection : acquisition et analyse des données aéroportées	31
4.1.1 Classification et terminologie de la zone côtière	31
4.1.2 Photo-interprétation multidate	34
4.1.3 Acquisitions des images aéroportées en 2007	37
4.1.4 Limites de la méthode	42
4.2 Segmentation côtière	43

4.3	Échantillonnage et caractérisation éco-géomorphologique en zone intertidale.....	44
4.3.1	Approche par transect	44
4.3.2	Échantillonnage.....	45
4.3.3	Composantes environnementales et biologiques.....	46
4.3.4	Analyses en laboratoire.....	48
4.3.5	Limites de la méthode.....	51
4.4	Analyses statistiques.....	51
4.4.1	Groupements <i>a priori</i>	51
4.4.2	Exploration de la variation en zone intertidale : modèle multivarié	52
4.4.3	Analyse de la variation au sein des assemblages benthiques (données de 2006 et de 2007).....	57
4.4.4	Test de significativité sur des variables uniques selon les trois milieux échantillonnés.....	59
CHAPITRE V		
RESULTATS.....		61
5.1	Évolution historique du trait de côte et de la largeur des plages en regard de l'artificialité du littoral	61
5.1.1	Évolution historique du littoral à l'échelle de l'unité hydrosédimentaire.....	61
5.1.2	Secteur A (Havre du Ruisseau-Leblanc).....	62
5.1.3	Secteur B (Saint-Siméon).....	65
5.1.4	Secteur C (Rivière Saint-Siméon).....	72
5.1.5	Secteur D (Flèche littorale de Saint-Siméon).....	77
5.1.6	Secteur E (herbier de zostère marine de Saint-Siméon).....	78
5.1.7	Secteur F (Bonaventure)	86
5.1.8	Secteur G (Flèche littorale de Bonaventure).....	87
5.1.9	Secteur H (Flèche littorale de Bonaventure Est).....	95
5.1.10	Secteur I (Pointe Bonaventure).....	95
5.1.11	Synthèse des résultats.....	101
5.2	Caractérisation biophysique des plages naturelles et des plages artificialisées.....	102
5.2.1	Statistiques descriptives	102
5.2.2	Caractérisation biogéomorphologique des plages naturelles et artificielles par modèle ACR.....	107
5.2.3	Assemblages biologiques benthiques (ANOSIM)	112

5.2.4	Analyses de variance.....	114
CHAPITRE VI		
INTERPRETATION ET DISCUSSION		117
6.1	Évolution historique (1934-2007)	117
6.1.1	Principaux éléments d'interprétation	117
6.1.2	Retour sur les objectifs et hypothèses	118
6.2	Caractérisation écologique	122
6.2.1	Principaux éléments d'interprétation	122
6.2.2	Retour sur les objectifs et hypothèses	124
6.2.3	État de référence pour le suivi environnemental	124
6.2.4	Plages des littoraux naturels et artificiels : des milieux différents	126
CHAPITRE VII		
CONCLUSION		129
RÉFÉRENCES		133

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1	Structure de protection du littoral en enrochement. Image de gauche : vu de la mer, enrochement couvrant toute la hauteur de la falaise basse, de même que la largeur de la plage à marée haute. Image de droite : plage en avant-plan à marée basse. Cette plage attenante est considérée «artificielle».....	7
Figure 2.1	Affouillement local au pied d'un muret de béton (indiqué par la flèche).....	11
Figure 3.1	Localisation du site d'étude.	20
Figure 3.2	Évolution du débit mensuel moyen de grandes rivières du sud de la Gaspésie.	22
Figure 3.3	Bathymétrie en zone intertidale et pré littorale pour tout le secteur d'étude.	24
Figure 3.4	Vue vers l'est du secteur de falaises de Saint-Siméon : vestiges d'anciens mur/caissons de bois et enrochements de rivage plus récents, à marée haute (juillet 2006).	26
Figure 3.5	Herbier de zostère marine devant de secteur de la route Dion, à Bonaventure (septembre 2006).	26
Figure 3.6	Enrochements le long de la route 132, secteur de Bonaventure, à marée basse (juillet 2007).	27
Figure 3.7	Littoral et falaise meuble à l'est de la rivière Bonaventure (juillet 2007).....	28
Figure 4.1	Schéma méthodologique général.	32
Figure 4.2	Terminologie et subdivisions de la zone côtière.	33
Figure 4.3	Division conceptuelle selon l'état de la côte.....	35
Figure 4.4	Tracé du trait de côte selon différentes configurations de côte.....	36
Figure 4.5	Schéma méthodologique des données d'imageries aéroportées.	40
Figure 4.6	Méthode pour le calcul des taux d'évolution, basé sur un exemple de taux de recul de la côte. Différents traits de côte (lignes horizontales), transects et numéros de transects générés par le logiciel DSAS (lignes verticales).....	41
Figure 4.7	Positionnement aléatoire des parcelles pour une station donnée.	46
Figure 4.8	Positionnement de l'appareil DGPS sur une borne géodésique durant la phase d'initialisation de la base (gauche) et du mobile (droite).....	47
Figure 4.9	Partitionnement de la variance. Variation de la matrice dépendante expliquée par (a) les facteurs environnementaux seuls, (b) l'action conjointe de facteurs	

	environnementaux et de la composante spatiale, (c) la composante spatiale seule, et (d) la proportion de variation inexplicée par le modèle.	57
Figure 5.1	Localisation des sous-secteurs d'étude dans la région de Saint-Siméon et Bonaventure	63
Figure 5.2	Évolution côtière historique du secteur A—Havre du Ruisseau-Leblanc.....	67
Figure 5.3	Évolution côtière historique du secteur B—Saint-Siméon	69
Figure 5.4	Présence d'un quai (flèches noires), en 1934 et 1963 et absence du quai 1986. En 1986, on marque la réduction de la largeur des plages tant en amont qu'en aval de l'ancien quai.....	71
Figure 5.5	Vue vers l'ouest, ouvrages de protection en enrochement le long du secteur B, à marée mi-montante (7 juillet 2006).	72
Figure 5.6	Évolution historique du secteur B liée à la présence d'un quai et à la dynamique fluviale de la rivière de Saint-Siméon. La figure du bas montre l'évolution de 1934 à 2007 de la ligne de rivage est présentée à partir des images 2007.....	74
Figure 5.7	Évolution historique côtière historique du secteur C— rivière Saint-Siméon.	75
Figure 5.8	Évolution côtière historique du secteur D— flèche littorale de Saint-Siméon.	79
Figure 5.9	Ouvrages en épis de bois (août 2006).	81
Figure 5.10	Évolution côtière historique du secteur E— herbier de zostère marine de Saint-Siméon.	83
Figure 5.11	Recul de la ligne de rivage entre 1934 (haut) et 2007 (bas) du secteur E. L'échelle de l'image de 1934 peut être considérée comme à peu près semblable à celle affichée sur l'image de 2007.....	85
Figure 5.12	Évolution côtière historique du secteur F— Bonaventure.	89
Figure 5.13	Présence d'épis en 1934 et absence d'épis en 1986; réduction de la largeur des plages.	91
Figure 5.14	Évolution côtière historique du secteur G— flèche littorale de Bonaventure.....	93
Figure 5.15	Évolution côtière historique du secteur H— flèche littorale de Bonaventure est.	97
Figure 5.16	Évolution côtière historique du secteur I— Pointe Bonaventure.	99
Figure 5.17	Abondances relatives des taxons macrofauniques, été 2006.....	106
Figure 5.18	Abondances relatives des taxons macrofauniques, été 2007.....	106
Figure 5.19	Partitionnement de la variance associée à la matrice environnementale, à la matrice spatiale et à leur interaction, résultat de l'analyse dans R	108

Figure 5.20 Résultats graphiques de l'ACR. En a) vecteurs propres et types 1 et 2 *a posteriori*, b) groupes *a priori* des stations des plages naturelles et artificielles, c) groupes *a priori* du haut estran naturel, du bas estran naturel et des plages artificielles..... 112

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1	Niveaux de marée pour le secteur de Saint-Siméon—Bonaventure	21
Tableau 3.2	Types de côte dans le secteur Saint-Siméon—Bonaventure.....	25
Tableau 4.1	Liste des couvertures de photographies aériennes existantes pour le secteur d'étude (les couvertures retenues pour fins d'analyse sont marquées d'un (*))	37
Tableau 4.2	Groupements a priori et codes associés	52
Tableau 4.3	Modèles testés par ANOVA par permutation selon les matrices choisies.....	56
Tableau 4.4	Effectif pour les différents groupes.....	58
Tableau 5.1	Valeurs moyennes (moy.±écart type) des variables environnementales et de la diversité biologique, pour la campagne d'échantillonnage à l'été 2006	104
Tableau 5.2	Valeurs moyennes (moy.±écart type) des variables environnementales et de la diversité biologique pour la campagne d'échantillonnage à l'été 2007.....	105
Tableau 5.3	Modèles d'ACR testés par ANOVA par permutation.....	107
Tableau 5.4	Résultats de l'ACR : <i>eigenvalues</i> sur les deux premiers axes d'ordination, proportion de variation expliquée et résiduelle, significativité du modèle.....	109
Tableau 5.5	Résultats de l'ANOSIM sur les assemblages benthiques (2006).....	113
Tableau 5.6	Résultats de l'ANOSIM sur les assemblages benthiques (2007).....	113
Tableau 5.7	Analyses de variance des variables physiques et taxons dominants	116

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A : LOCALISATION DES TRANSECTS ET DES STATIONS
D'ÉCHANTILLONNAGE INTERTIDAL (À L'ÉTÉ 2007)

RESUME

Plusieurs environnements côtiers sont aux prises avec des côtes en érosion et une pression anthropique accrue, dont la pression générée par le développement des infrastructures routières situées en bord de mer. Le Québec maritime ne fait pas exception à ce phénomène; devant l'érosion active des côtes, les instances gouvernementales et les particuliers ont de plus en plus recours à la mise en place d'ouvrages de protection du littoral. Dans la zone d'étude, soit le secteur de Saint-Siméon et de Bonaventure, dans la baie des Chaleurs (Québec, Canada), le ministère des Transports du Québec a procédé, en 2007, à la réfection d'anciennes structures et à la mise en place de nouveaux enrochements. La plage devant ces structures est souvent submergée à marée haute.

Or, les infrastructures de protection du littoral sont tenues responsables de modifications des systèmes côtiers. Ces impacts se répercutent à la fois sur l'évolution de la ligne de rivage, sur la morpho-sédimentologie des zones intertidales et sur les organismes benthiques. L'objectif du présent mémoire est d'évaluer l'effet d'ouvrages en enrochement sur l'évolution historique de la côte et sur les caractéristiques morpho-sédimentaires et biologiques benthiques des plages.

Le bilan de l'évolution historique, obtenu par photo-interprétation multidate (1934-2007), montre que les murets et les enrochements ont provoqué une réduction de 10 % à 75 % de la largeur des plages, entraînant même la disparition quasi complète de celles-ci pour certains segments de côte. Par ailleurs, on observe que plus un secteur est artificialisé, plus les plages situées devant des zones naturelles toujours plus restreintes ont tendance à se rétrécir. Par ailleurs, les résultats de la campagne d'échantillonnage biologique révèlent certaines caractéristiques différentes entre les milieux artificiels (avec structure de protection) et naturels. Les analyses statistiques ont permis d'identifier les variables environnementales prédominantes, dans la structure des 13 taxons dominants identifiés. Parmi les 11 facteurs environnementaux échantillonnés, la pente et l'altitude des plages, ainsi que le coefficient de triage du substrat des plages sont les facteurs influençant le plus la structure des communautés biologiques échantillonnées. Les groupements *a priori* montrent une distinction plus claire entre les zones artificielles et les bas estrans naturels. En contrepartie, les zones artificielles sont associées à des conditions environnementales semblables à celles des hauts estrans naturels, mais avec des temps de submersion supérieurs, ce qui représente un facteur écologique néanmoins déterminant. Ces conditions environnementales sont interprétées comme étant plus stressantes pour les communautés benthiques, notamment pour les bivalves fouisseurs.

Mots clés : enrochement, littoral, artificialité, protection, érosion, benthos, plage.

MISE EN CONTEXTE

Devant l'érosion active des falaises et des terrasses de plage dans le Québec maritime (Canada), le ministère des Transports du Québec (MTQ) préconise de mettre en place des ouvrages de protection du littoral et de procéder à la réparation des structures endommagées afin d'assurer la pérennité de la route 132. Cette route représente le principal lien de transport dans la partie sud-est du Québec. En 2001, le MTQ identifiait deux secteurs, soit les municipalités de Saint-Siméon et de Bonaventure, dans la baie des Chaleurs, en Gaspésie, dont les besoins de protection de la côte étaient jugés prioritaires (Morneau *et al.*, 2001-a). Certains travaux de réparation et de construction de structures en enrochement ont eu lieu à l'automne de 2006 et de 2007, le long d'un segment d'environ 2,5 km de côte à Saint-Siméon, durant la période d'échantillonnage de la présente recherche. De plus, dans le secteur de Bonaventure, des travaux de remplacement d'un enrochement par un muret avec déflecteur ont eu lieu en 2009 et se poursuivront en 2010.

En vertu de l'article 3.9 de la Loi sur la qualité de l'environnement, les travaux menés durant la période 2006-2007 à Saint-Siméon sont assujettis à des normes d'évaluation environnementale. Ces mêmes évaluations environnementales sont issues des recommandations de l'*Étude d'impact sur l'environnement: protection de la route 132 le long du littoral des municipalités de Saint-Siméon et de Bonaventure* produite en 2001 (Morneau *et al.*, 2001-b). Ces évaluations servent à améliorer les connaissances du milieu et à connaître les impacts encourus par les travaux sur l'environnement. Dans ce cadre, la direction territoriale du Bas-Saint-Laurent—Gaspésie—Îles-de-la-Madeleine du MTQ a mandaté l'Université du Québec à Rimouski (UQAR) afin d'évaluer, au moyen d'un programme de suivi, l'impact positif ou négatif de ces infrastructures sur le littoral et sur les écosystèmes côtiers (Bernatchez et Nozais, 2006). Le présent projet de maîtrise contient certaines des données récoltées et des résultats présentés dans le cadre d'une étude d'évaluation environnementale présentée au MTQ (Leclerc *et al.*, 2007; Leclerc *et al.*, 2008). Les campagnes d'échantillonnage ont eu lieu à l'été 2006 et 2007, le long du littoral de la municipalité de Saint-Siméon et de celle de Bonaventure.

CHAPITRE I INTRODUCTION

1.1 Problématique de recherche

Les systèmes côtiers sont des entités en équilibre dynamique en regard des facteurs hydrodynamiques, sédimentaires et géomorphologiques (Carter, 1988). Toutefois, cet équilibre est fragile, comme en témoigne l'érosion côtière sévère qui affecte les littoraux des différentes régions côtières du monde (Bird, 1985; Komar, 1998; Paskoff, 2001; Stone et Orford, 2004). Au Québec, un bilan des connaissances de la dynamique de l'érosion côtière montre que le recul du littoral dans les formations meubles varie généralement entre 0,5 m/an et 2 m/an (Bernatchez et Dubois, 2004). Pour la rive sud du Saint-Laurent, la baie des Chaleurs et les îles de la Madeleine, la proportion de côtes actives est respectivement de 57 %, 62 % et 68 % (Bernatchez, 2006). Au Québec, les données actuelles montrent également une accélération récente de ce phénomène naturel (Bernatchez et Dubois, 2004).

Par ailleurs, dans un contexte de changements climatiques, on assiste actuellement à une hausse du niveau marin relatif dans plusieurs régions côtières du monde (GIEC, 2001). La hausse globale du niveau marin relatif a été de 1 mm/an à 2 mm/an depuis un siècle (Gornitz, 1995; Woodworth *et al.*, 1999 ; Mörner, 2004) et de 3,1 mm/an depuis la dernière décennie (GIEC, 2007). Dans l'est du Canada, les conséquences de cette hausse sont l'accélération de l'érosion des berges, l'augmentation de la fréquence de la submersion côtière et l'accélération du déficit sédimentaire (Daigle, 2006). Ces facteurs s'ajoutent à diverses interventions humaines qui ont une influence sur le milieu côtier, et plus particulièrement sur la dynamique sédimentaire côtière, comme les installations portuaires et les barrages (Carter, 1988). En combinant ces facteurs à la croissance démographique mondiale, la pression sur les côtes devrait donc augmenter (GIEC, 2007).

Les sociétés humaines ont depuis longtemps lutté contre l'érosion et la violence des tempêtes dévastatrices. En effet, on trouve des indices de protection côtière en Égypte dès le III^e siècle avant

notre ère et en Europe, des écrits traitant d'ouvrages contre l'érosion remontent au Moyen-Âge (Charlier *et al.*, 2005). Au Québec, loin de changer cette tendance historique, la stratégie la plus employée pour contrer l'érosion côtière est la mise en place d'ouvrages rigides de protection du littoral (Barnabé, 1974). Les infrastructures de protection du littoral sont des structures parallèles au rivage servant à prévenir le recul des côtes, la submersion des terres ainsi que la perte de terrain engendrée par la submersion ou l'action des vagues (Kraus et McDougal, 1996). Ces structures sont installées le long de côtes en érosion ou encore sujettes à la submersion, là où ces phénomènes naturels ne peuvent être tolérés. On trouve également des structures installées de façon perpendiculaire à la cote, comme les épis, qui ont pour objectif de ralentir le transit sédimentaire ou encore pour capter des sédiments afin de rehausser le niveau des plages. En regard de facteurs naturels et anthropiques, soit l'érosion, la hausse du niveau marin relatif et la pression démographique croissante, le recours aux infrastructures de protection du littoral s'intensifiera à moyen et long terme (Nordstrom, 2000).

Au Québec, l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent ne sont pas épargnés par le recours à de telles infrastructures (Bernatchez et Dubois, 2004). Parmi les structures les plus imposantes, on trouve celles utilisées pour la protection de la route 132, qui ceinture la péninsule gaspésienne. Cette route est le seul lien routier de communications et d'échanges entre les différentes localités du littoral gaspésien, d'où son importance cruciale aux plans commercial, socioculturel et touristique (Morneau *et al.*, 2001-a). En 2001, on évaluait qu'environ 20 % des 540 km de côte (soit 112 km) séparant Sainte-Anne-des-Monts de Carleton, étaient dénaturés par des ouvrages de protection. De ces 112 km de côtes artificialisées, environ 55 % étaient représentés par des ouvrages conçus spécifiquement pour la route 132 (Morneau *et al.*, 2001-a).

Le secteur d'étude de Saint-Siméon–Bonaventure, dans la région de la baie des Chaleurs (Québec, Canada), a fait l'objet de plusieurs travaux de réfection d'enrochement réalisés d'urgence, à la suite d'épisodes de violentes tempêtes, périodes durant lesquelles la plupart des dommages aux structures sont répertoriés (Louis Belzile, comm pers., juin 2009). Or, ces interventions ponctuelles ont souvent été soustraites à la procédure d'évaluation des impacts, par des décrets d'exemption (appelés couramment décrets d'urgence) en vertu de l'article 31.6 de la Loi sur la qualité de l'environnement (Morneau *et al.*, 2001-a). Ainsi, les impacts immédiats, incluant la phase de construction et les impacts à moyens terme et long terme, restent inconnus dans plusieurs cas.

En 2001, cependant, le secteur d'étude a fait l'objet d'une étude d'impact sur l'environnement (Morneau *et al.*, 2001-b), puisque le MTQ désirait intervenir de façon importante sur le littoral par la mise en place de structures de protection. Cette étude avait quatre objectifs (Morneau *et al.*, 2001-b):

- 1) situer, selon une approche globale et systémique, les zones d'intervention afin de bien comprendre la dynamique dans laquelle s'inscrivent les problèmes et les enjeux environnementaux;
- 2) choisir des scénarios d'intervention sur la base de critères environnementaux et techniques;
- 3) évaluer les incidences environnementales appréhendées et proposer des mesures d'atténuation si requises;
- 4) préparer une stratégie de suivi environnemental après la réalisation des travaux afin de vérifier la performance des ouvrages à contrer l'érosion et valider les impacts sur les secteurs adjacents.

C'est dans le respect du quatrième objectif que le secteur de Saint-Siméon–Bonaventure a fait l'objet d'une étude hydrodynamique, sédimentologique et biologique par Long, de l'INRS, en 2006. Par contre, aucune comparaison entre des sites avec et sans enrochements n'a été effectuée. Il est donc impossible de connaître les particularités éco-sédimentologiques des sites où l'on retrouve des structures de protection du littoral. Une seconde étude a donc été effectuée par l'UQAR (Leclerc *et al.*, 2008; Coutu *et al.*, 2009).

Dans la même optique de suivi environnemental est paru, en 2009, un rapport portant sur le potentiel des données bathymétriques et topographiques par relevés LiDAR pour l'étude de l'évolution des systèmes côtiers pour les secteurs, entre autres, de Saint-Siméon et Bonaventure (Long et Xhardé, 2009). Effectués annuellement durant la période de mai 2003 à mai 2006, ces relevés aériens à très hautes résolutions spatiales et temporelles ont permis d'établir quantitativement un bilan sédimentaire annuel pour cette période. Toutefois, ces données ne permettent pas d'évaluer les grandes tendances du milieu physique à une échelle temporelle historique qui rejoint davantage les orientations que désire prendre le MTQ dans sa gestion du

littoral. À notre avis, seule une étude des photographies aériennes anciennes et récentes offre la possibilité d'évaluer les effets cumulés des différentes interventions menées en zone côtière.

Or, les ouvrages de protection du littoral sont parfois considérés comme un facteur aggravant le déséquilibre des systèmes côtiers (Bernatchez et Dubois, 2004). Les impacts les plus largement reconnus en zone intertidale sont la modification des conditions hydrodynamiques et du transport sédimentaire (Kraus, 1988; Carter, 1988). Par exemple, le phénomène d'affouillement peut éventuellement déstabiliser l'assise des structures ou causer leur affaissement graduel, en engendrant des coûts substantiels d'entretien (Sutherland *et al.*, 2003). Certains environnements sont donc jugés inadéquats pour la mise en place de structures rigides, alors que d'autres sont jugés acceptables (Kraus et Pilkey, 1988). La connaissance des milieux porteurs et l'évolution des environnements anthropisés revêt donc une importance bien tangible.

L'impact des infrastructures de protection côtière sur le morphodynamisme des plages bénéficie d'un intérêt marqué depuis au moins les années 1980. En témoignent le volume spécial de *Journal of Coastal Research* publié en 1988 sur le sujet (voir Kraus et Pilkey, éditeurs, 1988) et le nombre d'articles consacrés à ce sujet dans plusieurs autres périodiques depuis ce temps, dont une grande partie dans le domaine du génie civil et du génie côtier. Or, malgré le nombre d'études publiées, il n'existe pas de consensus quant aux impacts générés sur le milieu physique; ce désaccord semble perdurer dans les travaux publiés ces dernières années (p. ex. Basco, 2006). Ce phénomène confirme la complexité des processus qui régissent l'interaction entre le milieu naturel et les structures rigides.

Une des lacunes scientifiques dans la documentation consultée réside dans le manque d'information à l'échelle historique (siècle dernier) sur l'évolution géomorphologique et sédimentologique des systèmes, ce qui permettrait de remettre dans un contexte plus large des données acquises à une échelle temporelle plus réduite. L'étude des photographies aériennes est d'ailleurs une des principales méthodes préconisées par la *U.S. Army Corps of Engineers* (voir Stauble et Gravens, 2004) pour l'évaluation du potentiel de développement anthropique dans des zones d'érosion particulièrement forte. La photo-interprétation est en outre une méthode courante dans l'étude de l'efficacité de la stabilisation des côtes des structures de protection du littoral (Moore, 2000).

L'influence des structures de protection sur le milieu biologique est le second pôle d'intérêt de la présente recherche. En modifiant la dynamique côtière, les structures de protection peuvent engendrer la modification d'habitats, la perte d'habitats naturels ou encore la création d'habitats artificiels (Airoldi *et al.*, 2005). Ces impacts sont potentiellement importants pour le maintien des écosystèmes marins, de par la grande productivité des milieux côtiers (Smith et Smith, 2001). Malgré une documentation relativement abondante quoique récente, les mécanismes autant physiques que biologiques régissant la répartition des assemblages benthiques sur et à proximité des structures artificielles sont encore mal connus (Bacchiocchi et Airoldi, 2003; Connell et Glasby, 1999). De plus, très peu d'études dans ce domaine ont caractérisé les habitats autour des structures de protection à l'échelle d'une unité hydrosédimentaire. Pourtant, la délimitation d'une telle unité est nécessaire à l'élaboration d'un bilan sédimentaire et à l'identification des sources et des pertes (*sinks*) pour les sédiments en transit dans la zone côtière (Woodroffe, 2002).

En dépit de la diversité des sujets précis reliés à cette problématique, il existe un élément commun à la plupart des études recensées, soit le fait qu'elles portent très majoritairement sur les environnements sableux macrotidaux. Cependant, les milieux mixtes des zones nordiques microtidales, comme les plages graveleuses ou les plages comportant des dépôts glaciaires et glacio-marins, des types de côte fréquents au Québec, sont moins étudiés. À ce sujet, à la lumière de la documentation consultée, très peu d'études ont caractérisé des plages naturelles et artificielles, dont la répartition granulométrique est fortement hétérogène et/ou constituée majoritairement de sédiments grossiers (graviers, galets et blocs). Or, les plages de matériaux grossiers et mixtes (sable et gravier, par exemple) présentent des caractéristiques distinctes des plages sableuses (Buscombe et Masselink, 2006), les plages aux matériaux clastiques grossiers ayant un morphodynamisme et une évolution propre (Carter, 1988). C'est pourquoi il est possible que ces plages interagissent différemment avec la présence de structures et que la répartition des assemblages benthiques soient également différente des plages sableuses.

Devant cet état de fait, une étude interdisciplinaire, recoupant à la fois des données géographiques historiques, ainsi que des données géomorphologiques et biologiques actuelles, pourrait permettre d'évaluer l'effet cumulé de structures de protection à l'échelle d'une unité hydrosédimentaire d'un site aux plages à texture hétérogène.

1.2 Objectifs et hypothèses

L'hypothèse principale de cette recherche est que les infrastructures de protection ont un impact globalement négatif sur la morphosédimentologie et les communautés d'invertébrés benthiques des plages adjacentes.

Les hypothèses spécifiques sont les suivantes:

- 1) les secteurs de plages dites artificielles (situées directement devant les structures) présentent des conditions environnementales différentes, soit des plages plus étroites, aux pentes plus fortes et aux sédiments plus grossiers que les plages en situation naturelle;
- 2) les plages artificielles présentent des assemblages benthiques moins abondants et globalement distincts;
- 3) la zone d'étude subit les effets des structures de protection depuis au moins les années 1930.

L'objectif principal est d'évaluer les effets des infrastructures côtières sur le système côtier.

Les objectifs spécifiques sont les suivants:

- 1) caractériser l'évolution historique (depuis 1934) du trait de côte et des largeurs de plage d'une unité hydrosédimentaire comprenant des côtes artificialisées;
- 2) caractériser l'état actuel de plages naturelles et artificielles quant à leurs particularités physiques et biologiques.

Par souci de concision, les *plages attenantes* et les plages dites *artificielles* sont des termes utilisés comme synonymes pour définir des segments de plage situés directement devant une structure de protection, comme un enrochement (Figure 1.1). Les plages *naturelles* définissent, quant à elles, des segments de côte où aucune structure n'est présente, le trait de côte étant laissé à l'état naturel. Une plage naturelle *contiguë* à une structure est située à *côté* de celle-ci, soit en amont ou en aval de la dérive littorale.

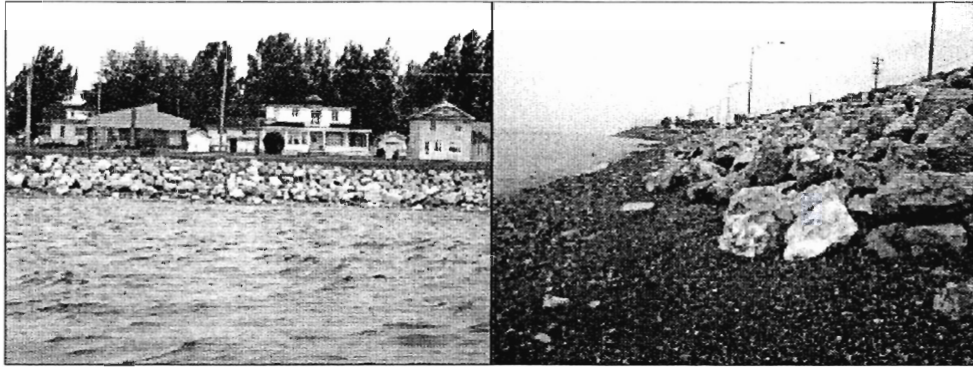


Figure 1.1 Structure de protection du littoral en enrochement. Image de gauche : vu de la mer, enrochement couvrant toute la hauteur de la falaise basse, de même que la largeur de la plage à marée haute. Image de droite : plage en avant-plan à marée basse. Cette plage attenante est considérée «artificielle».

CHAPITRE II ÉTAT DES CONNAISSANCES SCIENTIFIQUES

La fonction principale des structures de protection du littoral est de protéger les infrastructures anthropiques (bâtiments, routes, puits, etc.) lorsque celles-ci ne peuvent être relocalisées vers l'intérieur des terres (Bird, 1996). Toutefois, on considère depuis déjà quelques années que ces structures ne doivent pas nuire à la dynamique littorale naturelle (Basco, 2006) et à la qualité esthétique du bord de mer (Pilkey et Wright, 1988). Les phénomènes côtiers dont il est préférable de se protéger ont trait à l'action des vagues, la perte en sédiments ou encore la submersion par une hausse du niveau de la mer (Kraus et McDougal, 1996). Ces structures peuvent être construites près de la ligne de rivage (murets de bois ou de béton, enrochements, épis en bois ou en pierres, gabions de pierres, etc.), mais peuvent également être présentes en eau plus profonde (digues, installations portuaires, jetées, brise-lames, etc.) (Bird, 1996). Dans le cadre de la présente recherche, les structures rigides parallèles à la côte et situées près de la ligne de rivage constitueront le centre d'intérêt principal.

Cela étant dit, plusieurs impacts négatifs sont attribués aux structures de protection, bien que ces impacts fassent encore l'objet de débats (Basco, 2006). La présente revue de littérature a pour objectif de dresser l'état des connaissances sur les effets potentiels et avérés des infrastructures de protections du littoral, plus particulièrement les murets et les enrochements, sur le milieu physique et biologique benthique. Une attention sera portée aux effets en zone intertidale, particulièrement sur le morphodynamisme des plages au sens large et sur les macro-invertébrés benthiques habitant ces environnements.

La documentation scientifique établit une différence entre un impact (sous-entendu : impact «direct») et un impact cumulatif. En regard de la problématique de recherche, la définition la plus adéquate d'un impact cumulatif est donnée par Meadows *et al.* (2005) : un impact cumulatif est induit par la combinaison d'impacts individuels mineurs provenant de plusieurs modifications naturelles ou anthropiques subies par la zone côtière, et ce, à travers le temps. À l'inverse, un

impact direct implique une perturbation attribuable à une seule source identifiable. On présente ici les deux «types» d'impacts. Kraus et McDougal (1996), au lieu d'utiliser les termes impact ou effet, parfois polémiques, empruntent l'expression «interaction entre structure et plage» (*beach seawall interaction*), une expression qui sera reprise dans le présent mémoire.

2.1 Milieu abiotique

En regard de l'évolution des plages situées devant les structures, Pilkey et Wright (1988) distinguent deux types d'érosion. Ils définissent l'érosion *active* comme un processus d'érosion accélérée devant la structure, et l'érosion *passive* comme l'érosion attribuable au contexte naturel régional, et non à la structure elle-même. Ainsi, s'il y a érosion active, la plage devant la structure devrait s'éroder à un taux plus élevé que les plages naturelles adjacentes.

Une des principales manifestations de l'érosion active est l'affouillement (Pilkey et Wright, 1988). Ce phénomène joue un rôle dans la modification du profil des plages (Terchunian, 1988; Kraus, 1988; Dean, 1991; Griggs et Tait, 1988; Plant et Griggs, 1992; Bernatchez et Dubois, 2004). L'affouillement est le processus par lequel une érosion peut être observée au pied d'une structure en raison de l'augmentation de l'énergie locale par l'interaction des vagues et des courants sur la structure (Kraus et McDougal, 1996) (*Figure 2.1*). Sur le terrain, ce phénomène peut mener à une réduction de la largeur de la plage au sens large (Basco, 2006). Toutefois, selon des résultats obtenus numériquement pour des murets verticaux en bassin expérimental, il apparaît que l'affouillement n'est pas toujours significatif (Rakha, 1995), même en période de tempête simulée (McDougal *et al.*, 1996). Néanmoins, la difficulté à calculer et à prédire les vagues irrégulières (Basco *et al.*, 1997), de même que l'échelle spatiale réduite des modèles, rendent parfois hasardeuse la généralisation de ces résultats à la réalité du terrain (Kraus et McDougal, 1996). Par ailleurs, lorsque les structures sont peu touchées par les vagues, ce phénomène est généralement absent (Kraus et McDougal, 1996).



Modifiée de Sutherland *et al.*, 2003, planche 3.

Figure 2.1 Affouillement local au pied d'un muret de béton (indiqué par la flèche).

Cependant, la fréquence à laquelle les vagues sont en interaction directe avec les structures peut évoluer dans le temps à la faveur des tempêtes ou des changements climatiques (Cowell *et al.*, 2006).

Dans un contexte de hausse du niveau marin relatif, Cowell *et al.* (2006) considèrent qu'il est possible, par exemple, que les murets de béton de Sydney et de Bondi Beach, en Australie, posent un problème accentué dans l'avenir, dans la mesure où la mer pourra rejoindre plus fréquemment les murets.

À la lumière de la documentation consultée, la comparaison des caractéristiques morphosédimentaires des plages naturelles et artificialisées est une méthode largement utilisée pour mettre en évidence l'évolution des systèmes côtiers anthropisés. Grâce à cette méthode, Basco *et al.* (1997) concluent que, à différentes échelles spatio-temporelles, le volume de sable devant les murets et en zone naturelle ont des taux d'érosion similaires. Ces résultats font écho au principe d'«érosion passive» de Pilkey et Wright (1988). Dans le secteur d'étude de Sandbridge, en Virginie (É.-U.), Basco *et al.* (1997) ont également évalué à 2 m/an le taux de recul historique de la côte par photo-interprétation. De plus, les auteurs concluent que globalement les cycles saisonniers d'érosion-accrétion n'étaient pas décalés dans le temps entre les plages avec et sans structure. Toutefois, ces auteurs ont été incapables de déterminer si le déficit d'apport sédimentaire provenant

de l'artificialisation des falaises meubles actives pouvait jouer un rôle dans le déficit sédimentaire local.

En effet, le déficit d'apport sédimentaire provenant des falaises actives peut modifier la côte et les plages, lorsque la source sédimentaire des plages est attribuable à l'érosion des falaises (Pilkey et Wright, 1988), mais ce n'est pas toujours le cas. Dans une des rares études menées à l'échelle de cellules hydrologiques (ou unités hydrosédimentaires), Runyan et Griggs (2003) ont évalué quantitativement l'apport sédimentaire provenant de l'érosion de falaises meubles de Californie (É.-U.). Les mêmes auteurs concluent que les plages sableuses de l'une des deux cellules étudiées ne bénéficiaient pas d'un volume significatif de sédiments ; en conséquence, la mise en place de structures de protection rigides et perméables n'engendrerait pas un déficit substantiel pour les plages. Dans le cas contraire, une hausse de l'artificialité pourrait accentuer le déficit sédimentaire local (Runyan et Griggs, 2003). Il faut noter que ces résultats sont fonction du contexte stratigraphique propre à cette région. Néanmoins, les résultats de Runyan et Griggs (2003) concordent en partie avec ceux de Kraus (1988) et de Basco (2006), à savoir que, lorsque l'apport sédimentaire est suffisant, l'artificialisation des falaises actives aura un effet négligeable sur le bilan sédimentaire global.

Dans une étude écosédimentaire, Jaramillo *et al.*, (2002) n'ont pas trouvé de différences significatives dans la pente, la largeur de la plage et la moyenne granulométrique, entre un site avec un muret de béton et un site naturel dans une baie abritée du Chili. Toutefois, le site naturel témoin peut avoir été perturbé par la présence d'un muret en amont de la dérive littorale, puisque le site-témoin était placé directement en aval de la dérive. À ce sujet, Griggs et Tait (1988) ont observé que des sites naturels sableux, placés immédiatement en aval de sites artificialisés, peuvent souffrir d'un déficit sédimentaire et ce, jusqu'à une distance de 150 m d'une structure de protection. Plant et Griggs (1992) ont également observé que les plages naturelles situées immédiatement en aval des structures artificielles subissent l'effet des courants de dérive littorale plus intenses, cela lié à la réflexion des vagues sur les structures rigides.

L'«effet de bout», à une échelle plus réduite, peut être en partie attribué à un tel phénomène. L'effet de bout se caractérise par une érosion accrue de part et d'autres d'une structure (Basco, 2006). Les phénomènes pouvant être à l'origine de cette érosion accrue sont le déficit d'apport sédimentaire, la

réfraction et la diffraction des vagues autour de la structure (Basco, 2006). Par ailleurs, les structures perpendiculaires au rivage (telles que les quais et les jetées), en entravant les courants littoraux, peuvent capter une partie de la charge sédimentaire en transit, engendrant ainsi un déficit en aval de la dérive et une accumulation en amont (Komar, 1983; Bird, 1996). En somme, les conséquences de la mise en place de différentes structures côtières peut excéder largement leur longueur propre (Meadows *et al.*, 2005).

Par ailleurs, des facteurs locaux, propres à chaque site, peuvent influencer sur la sévérité des impacts sur un milieu donné (Griggs et Tait, 1988 ; Plant et Griggs, 1992). Ces facteurs peuvent être :

- la saisonnalité du bilan sédimentaire;
- la force et l'angle d'attaque des vagues incidentes;
- la hauteur des aquifères d'eau douce;
- l'angle des plages adjacentes;
- la nature et la position de la structure sur la plage (en zone pré littorale, intertidale, ou supratidale).

De plus, l'angle des structures peut avoir une incidence sur la réflexion des vagues (Neelamani et Sandhya, 2004), une conclusion néanmoins mise en doute par Kraus et McDougal (1996). Dans un contexte expérimental, Neelamani et Sandhya (2004) ont évalué que la réflexion des vagues était plus faible au contact de murets dont l'angle est de 30° plutôt que de 90°, et que les murets à la rugosité la plus forte (en comparant des murets lisses, texturés ou cannelés) permettaient une meilleure dissipation des vagues. Dans le même ordre d'idées, les résultats de El-Bisy (2007) suggèrent que les murets ayant une inclinaison plus faible engendrent des vagues de réflexion moins hautes. De plus, l'affouillement au pied des structures était légèrement atténué avec une augmentation de la taille des particules de la plage.

En somme, les processus géomorphologiques qui sont associés à l'interaction entre la plage et les structures sont les suivants (Kraus et McDougal, 1996):

- l'affouillement au pied des structures et la modification au profil de plage;
- la modification longitudinale de la plage et «effet de bout»;
- les cycles d'érosion et d'accrétion de la plage;

- le déficit de l'apport sédimentaire provenant des falaises;
- la modification des vagues et niveaux de l'eau.

Enfin, la mise en place de protection rigide n'est pas nécessairement uniquement justifiée par le contexte géomorphologique (marques d'érosion ou de stabilité de la ligne de rivage) de la zone côtière. Selon Gabriel et Terich (2005), l'utilisation du territoire, le type et la valeur monétaire des installations présentes, de même que les opinions et le vécu des propriétaires, ont une influence déterminante sur la répartition spatiale et la proportion des côtes artificialisées.

2.2 Impacts sur le milieu biotique

Depuis les années 1960, la structure et la dynamique des communautés benthiques intertidales a fait l'objet d'un intérêt croissant (Underwood, 1996). Au cours des dernières décennies, les écologistes et autres professionnels des milieux côtiers sont appelés à prédire l'effet des perturbations d'origine anthropique à l'échelle du fonctionnement des populations ou des écosystèmes (Constable, 1999). Précisément, on a considéré que les assemblages benthiques étaient principalement déterminés par les perturbations physiques et la compétition biologique (Petraitis *et al.*, 1989; Dayton, 1971; Huxham *et al.*, 2000).

Néanmoins, l'absence de définitions claires et largement répandues entourant l'écologie benthique a parfois porté à confusion (Petraitis *et al.*, 1989). On considèrera ici qu'une perturbation est un changement qui se manifeste par une modification de la densité ou de la composition des assemblages (Glasby et Underwood, 1996). Une perturbation provoque donc un changement dans la disponibilité des ressources nutritives, l'accès au substrat ou encore l'environnement physique général. Dans le cadre de la présente recherche, les structures de protection du littoral sont considérées comme des perturbations qui modifient les conditions environnementales locales à une échelle donnée, notamment les conditions hydrosédimentaires.

En zone côtière habitée, les infrastructures des ports et des marinas, ou encore celles construites pour protéger contre l'érosion, sont de plus en plus nombreuses (Bacchiocchi et Airoidi, 2003; Moschella *et al.*, 2005). Les structures artificielles, telles que les quais, les jetées, les ponts flottants, les digues, les murets ou les enrochements, modifient parfois dramatiquement les systèmes côtiers des milieux rocheux (Bacchiocchi et Airoidi, 2003). Ces structures peuvent alors engendrer divers

phénomènes écologiques, tels que la fragmentation des habitats naturels (Moreira *et al.*, 2006), la perte d'habitats naturels et la création d'habitats artificiels (Airoidi *et al.*, 2005). En milieu rocheux, ces structures peuvent plutôt favoriser la connectivité entre des récifs naturels en diluant potentiellement les adaptations génétiques locales et en conséquence, augmenter les risques d'espèces invasives (Airoidi *et al.*, 2005).

Or, les mécanismes autant physiques que biologiques régissant la diversité des assemblages des milieux rocheux retrouvés plutôt sur la surface les structures artificielles sont encore mal connus (Connell et Glasby, 1999), malgré une documentation relativement abondante bien que récente à ce sujet. Ces chercheurs ont constaté que les assemblages pré littoraux retrouvés sur la surface de murets et de récifs naturels de grès différaient significativement d'autres structures artificielles (fibre de verre, bois et ciment), alors que les assemblages de ces dernières étaient assez similaires entre elles. Bulleri *et al.*, (2005) ont également observé une différence entre les assemblages de récifs verticaux naturels et artificiels faits de blocs de grès en zone supralittorale et médiolittorale, mais non en zone infralittorale (*high, mid* et *low-shore*) dans la région de Sydney en Australie. Dans une étude similaire, des résultats semblables ont été obtenus par Chapman et Bulleri (2003).

En parallèle avec la recherche effectuée à l'échelle des assemblages, Moreira *et al.* (2006) ont observé que les murets de grès ne constituaient pas un habitat viable pour la patelle *Siphonaria denticulata*, un gastéropode dominant dans la région de Sydney Harbour en Australie. Cette étude soulève l'hypothèse qu'il est possible que les structures agissent à titre d'habitats vouant les communautés à leur «perte» (*sinks*) à long terme. Ceux-ci coloniseraient ces nouveaux habitats qui ne pourraient soutenir de populations viables semblables à celles des environnements naturels, compte tenu de leur cycle vital.

Il demeure néanmoins difficile d'associer hors de tout doute une plus faible abondance ou diversité à la nature artificielle d'un substrat. Il a notamment été argumenté que tout facteur ayant une influence sur le recrutement, la mortalité ou la dispersion des adultes ou des larves (p. ex., la position géographique, les particularités physiologiques) peut engendrer des partons différents d'un environnement à un autre (Moschella *et al.*, 2005). D'autres paramètres peu étudiés peuvent également contribuer à la variation observée entre les sites naturels et artificiels. Par exemple, l'âge des structures, leurs propriétés physico-chimiques (Connell et Glasby, 1999), leur réfection

périodique (Moschella *et al.*, 2005) et le type de microhabitat créé ont fort probablement une influence sur les communautés colonisatrices. À la lumière de ces résultats, il apparaît en somme que les structures artificielles peuvent augmenter la diversité des espèces, mais non représenter un substitut exact aux environnements naturels, puisque les assemblages ne sont pas similaires, tel que mentionné par Connell et Glasby (1999).

Par ailleurs, les structures de protection du littoral peuvent également avoir un effet sur le milieu naturel situé à proximité de ces structures. Les ouvrages de protection du littoral, en agissant sur les paramètres hydrodynamiques, géomorphologiques et sédimentologiques, exercent une pression sur les écosystèmes côtiers (Daigle, 2006). Or, le lien entre les paramètres morphodynamiques des environnements côtiers et la répartition des espèces fauniques et floristiques intertidales étant bien connu (Brazeiro, 2001), ces perturbations peuvent affecter le milieu biologique. Parmi ces stress, il faut compter la modification dans la texture du substrat et la contrainte spatiale imputée au rétrécissement de la zone intertidale au pied des enrochements (Jolicoeur et O'Carroll, 2007). L'impact sur les communautés biologiques peut alors être considéré comme indirect (Meadows *et al.*, 2005).

CruzMotta *et al.*, (2003) et Cusson *et al.*, (1997) ont évalué l'effet de l'augmentation de l'hétérogénéité topographique de l'habitat sur la diversité des assemblages benthiques autour des champs de blocs (*boulder fields*) un environnement naturel attribuable à un passé glaciaire. Leurs résultats offrent une perspective intéressante quant à l'étude des assemblages présents à proximité des blocs provenant d'enrochements plus ou moins affaissés. Les résultats de ces chercheurs révèlent que la présence de blocs, quelle que soit leur taille, influence négativement la diversité et l'abondance des assemblages en fonction de l'augmentation de la proximité des blocs. De plus, les perturbations physiques observées à proximité ou directement sous ces blocs comprennent des changements significatifs dans la taille des particules, dans l'hydrodynamisme et dans la teneur en matière organique. Or, ces facteurs sont des plus déterminants dans la diversité, l'abondance ou la biomasse des communautés benthiques intertidales (p. ex. McLachlan, 1996; Brazeiro, 2001; Defeo *et al.*, 1997). Par ailleurs, en termes d'hétérogénéité spatiale, Barros *et al.*, (2001) ont démontré que les assemblages étaient influencés de façon significative à faible distance (~1 m) de «récifs» naturels et artificiels, alors que les assemblages à plus forte distance sont moins distincts les uns des autres (6 m par comparaison à 11 m de distance).

La force des vagues locales peut également être un facteur influençant la diversité. D'après les résultats de CruzMotta *et al.* (2003), les habitats sous les blocs sont différents des substrats de sable (sans blocs), et ce, seulement pour les plages en milieu de faible énergie. Dans ces cas, les blocs constituent probablement un refuge pour certaines espèces. Ces résultats vont dans le même sens que ceux de Bertasi *et al.*, (2007), qui montrent que les assemblages trouvés sur les épis rocheux intertidaux et pré littoraux diffèrent seulement dans la partie protégée de ces structures (c.-à-d., en aval de la dérive littorale et protégés par des brise-lames). Dans ces cas, les assemblages étaient particulièrement distincts en zone infralittorale et associés à un contenu en matière organique et en particules fines dépassant celui précisément rencontré sur les plages sableuses adjacentes. D'après ces auteurs, les structures artificielles de type enrochement représentent donc un obstacle aux courants hydrodynamiques locaux, en augmentant la turbulence à proximité, ce qui force la migration de certaines espèces peu tolérantes à ce type de stress, tout en favorisant le recrutement d'autres espèces.

Toutefois, les espèces intertidales possèdent une capacité d'adaptation rapide (c.-à-d. un haut degré de plasticité) et cela, selon Jaramillo *et al.*, (2002), particulièrement pour la faune mobile. Ces chercheurs ont évalué l'impact de la construction d'un muret sur une plage sableuse de Los Molinos au Chili. Selon eux, l'absence de résultats significatifs des variables biologiques peut être attribuable à ce phénomène. Il faut néanmoins mentionner que cette étude n'a globalement pas relevé de différences significatives en matière de variables physiques.

Dans la région d'étude de Saint-Siméon—Bonaventure se trouvent des plages exposées, bien que les conditions de vagues de la baie des Chaleurs soit moins fortes que les vagues océaniques. Les plages exposées sont reconnues comme exerçant un stress physique important sur les communautés de macroinvertébrés benthiques (Defeo *et al.*, 1997). L'endofaune et l'épifaune des plages sableuses sont souvent considérées comme étant principalement contrôlées par les facteurs physiques inhérents à la zone intertidale, les facteurs biologiques tels que la compétition étant de moindre importance (McLachlan, 1996; Defeo *et al.*, 1997; Papageorgiou *et al.*, 2006). Les principaux facteurs limitants généralement reconnus sont le climat des vagues dans la zone de jet de rive (McLachlan, 1996; McLachlan et Dorvlo, 2005), la taille des particules (McLachlan, 1996; McLachlan et Dorvlo, 2005; Constable, 1999), le régime tidal (McLachlan, 1996; McLachlan et Dorvlo, 2005), la pente moyenne (Brazeiro, 2001) et la largeur des plages (McLachlan et Dorvlo,

2005). Les cycles d'érosion et d'accrétion ont également fait l'objet d'intérêt par Brazeiro (2001) et Ysebaert et Herman (2002).

Dans la baie des Chaleurs, il arrive que les enrochements, dont la base est assez large, empiètent sur l'habitat intertidal de la mye commune (*Mya arenaria*), de la moule bleue (*Mytilus edulis*), du capelan (*Mallotus villosus*) et du homard d'Amérique (*Homarus americanus*). Toutefois, diverses observations suggèrent que l'habitat de la moule et de la mye ne dépasse par le niveau moyen des mers (Ministère des Transports, 2004), alors que les enrochements de la zone d'étude sont situés au-dessus de cette limite.

Les résultats de la caractérisation biologique de Long (2006) mettent en relief des groupements *a posteriori* en fonction de la position géographique de différents sites dans la Baie-des-Chaleurs (dont Maria, Newport et Cap-d'Espoir) et en fonction du type de substrat. En effet, on retrouve le plus souvent certaines espèces de polychètes, d'isopodes, d'amphipodes ainsi que des bivalves du genre *Macoma* dans des sédiments sablo-vaseux graveleux, alors que d'autres sont plus caractéristiques des milieux de sable fin. Notons que plusieurs sites ont été échantillonnés dans la zone pré littorale, par plongée. Aucun groupement *a priori* n'a été effectué dans le but d'évaluer la répartition des espèces en lien avec l'artificialité du littoral.

Dans un tel cadre, il est donc considéré qu'une caractérisation des paramètres physiques reconnus à la fois comme étant modifiés par la présence de structures de protection et limitants pour les communautés benthiques, puisse faire partie d'un plan d'échantillonnage destiné à la caractérisation biophysique de plages enrochées et non enrochées.

CHAPITRE III SITE D'ÉTUDE

Dans ce chapitre, on décrit le secteur d'étude, tant au plan de ses caractéristiques naturelles que des structures rigides de protection du littoral.

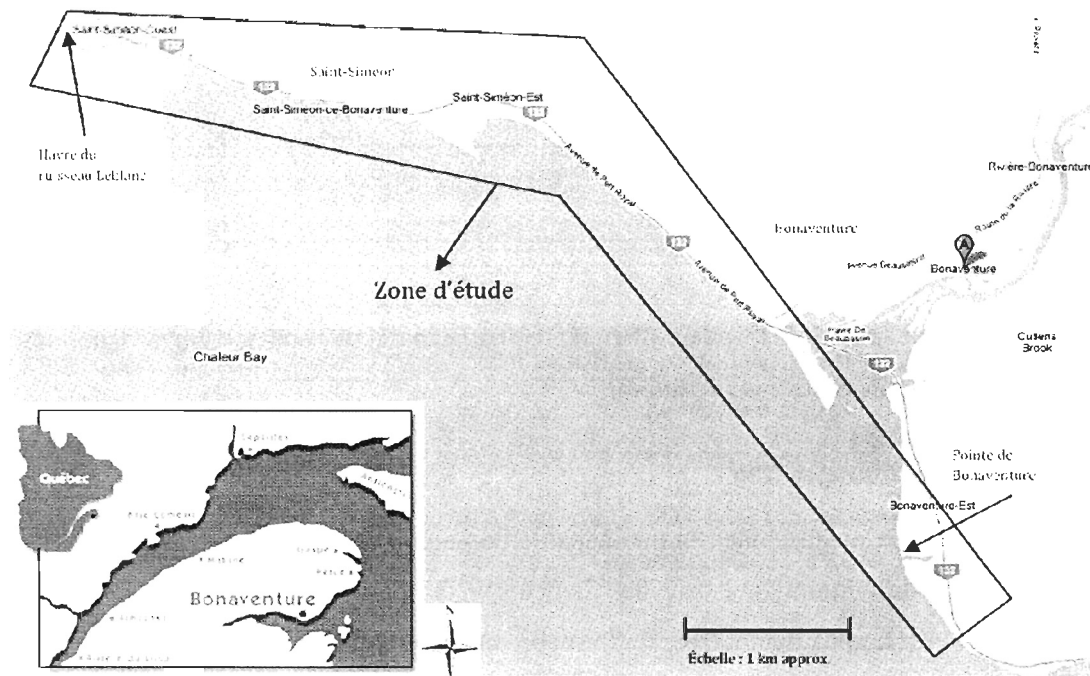
3.1 Présentation générale

Le site d'étude est localisé entre la municipalité de Saint-Siméon et de Bonaventure ($48^{\circ} 2' 0''$ N ; $65^{\circ} 29' 0''$ O), sur le littoral de la baie des Chaleurs en Gaspésie (Québec, Canada) (fig. 3.1). La baie des Chaleurs est la plus grande baie de l'estuaire et du golfe Saint-Laurent, s'étendant sur environ 145 km de long et 56 km de large (Gauthier, 2005). Le secteur d'étude correspond à une unité hydrosédimentaire qui s'étire sur environ 20 km de côte linéaire. À l'ouest, cette unité est délimitée par le havre du Ruisseau-Leblanc (présence d'infrastructure portuaire perpendiculaire au rivage) et à l'est, par la Pointe Bonaventure, où la dérive littorale principale change de direction (Morneau *et al.*, 2001-a). Par unité hydrosédimentaire, on signifie qu'il y a peu d'échanges de sédiments entre les unités contigües.

3.2 Conditions océanographiques et bathymétrie d'avant-côte

3.2.1 Marnage et salinité

Les données sur le marnage sont disponibles à partir de la station marégraphiques de Pointe-Saint-Pierre, près de Percé (située à l'extérieur de la baie), et calculées pour la localité de Paspébiac, à environ 10 km à l'est de Bonaventure. Le marnage, de type mixte semi diurne, est microtidal à mésodital, variant de 2,10 m pour la marée haute extrême à -1,45 m pour la marée basse extrême, alors que le niveau moyen des eaux est de 0,15 m (*tableau 3.1*).



Source : Modifiée de : Ville de Bonaventure, page consultée le 17 mai 2010. <http://bonaventuregaspésie.com>; Google Maps, page consultée le 17 mai 2010.

Figure 3.1 Localisation du site d'étude.

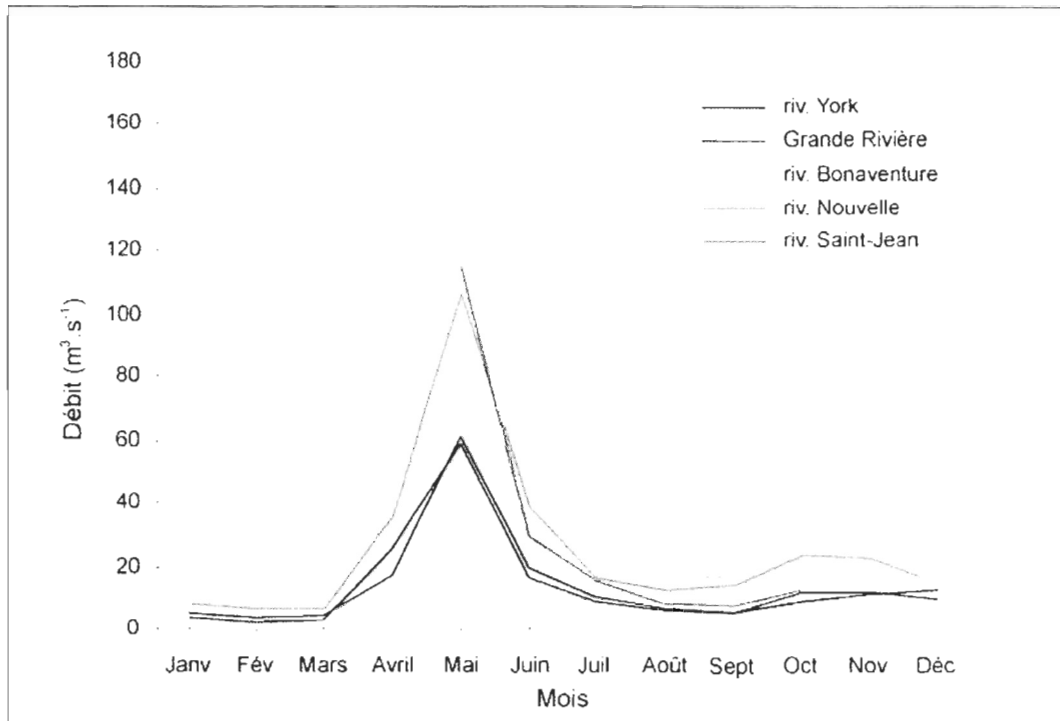
La baie des Chaleurs bénéficie d'un apport d'eau douce des différentes rivières qui y affluent, cet apport constituant quelque 8 % de son volume total d'eau (Leblanc, 2006). La salinité de surface varie entre 20 et 28 ‰ (Gauthier, 2005), alors que la salinité du Golfe du Saint-Laurent est d'environ 32 ‰. Les principales rivières de la baie des Chaleurs sont les Ristigouche, Matapédia, Cascapédia, Petite Cascapédia et Bonaventure (Xhardé, 2007). La Figure 3.2 montre les apports d'eau douce selon le débit moyen mensuel pour cinq grandes rivières du sud de la Gaspésie. On y remarque que la rivière Bonaventure présente le plus grand débit et que son pic de crue survient entre les mois d'avril et de mai.

Tableau 3.1 Niveaux de marée pour le secteur de Saint-Siméon—Bonaventure

Marées	Niveaux marégraphiques	Niveaux géodésiques
Marée haute extrême	3,05 m	2,10 m
Pleine mer supérieure de grande marée	2,45 m	1,50 m
Marée haute moyenne	2,00 m	1,05 m
Niveau moyen des eaux	1,10 m	0,15 m
Marée basse moyenne	0,25 m	-0,70 m
Basse mer inférieure de grande marée	0,05 m	-0,85 m
Mer basse extrême	-0,55 m	-1,45 m

D'après Poirier, 2003.

Dans la zone d'étude, les affluents principaux sont les rivières Bonaventure et Saint-Siméon (appelée petite rivière Bonaventure avant 1991) et le ruisseau Leblanc, mais l'apport relatif de ces rivières en sédiments est mal connu. Toutefois, il est fort probable que ces cours d'eau contribuent de façon substantielle au bilan sédimentaire à proximité des côtes (Xhardé, 2007).



Source : Biorex et SODIM, 2002, fig. 3.

Figure 3.2 Évolution du débit mensuel moyen de grandes rivières du sud de la Gaspésie.

3.2.2 Vagues et courants

Dans la baie des Chaleurs, les vagues de tempêtes sont généralement d'est-sud-est et leur hauteur peut varier, près de la côte, entre 2,05 m et 2,95 m (Leblanc, 2006) dans des conditions respectives de pleine mer supérieure de grande marée et de marée haute extrême. Toutefois, une étude hydrologique menée spécifiquement pour le secteur de Bonaventure montre que les pires tempêtes proviennent plutôt de l'ouest et de l'ouest-sud-ouest, générant des périodes de vagues de 8,3 secondes et une hauteur de vague en déferlement de 2,75 m, avec une récurrence de 50 ans (Poirier, 2003). La dérive littorale principale est d'ouest, favorisée par les vents dominants principalement d'ouest. Dans la baie des Chaleurs, les vitesses de courants sont régulières et généralement de un nœud (Service hydrographique du Canada, 2009).

3.2.3 Bathymétrie d'avant-côte, d'avant-plage et caractéristiques des estrans

Au large des côtes, la profondeur d'eau de la baie des Chaleurs augmente en direction de l'est, variant généralement entre 20 m et 100 m (Le Quéré, 1992). Devant le secteur d'étude, la profondeur d'eau maximale de la baie des Chaleurs est inférieure à 50 m (Gauthier, 2005).

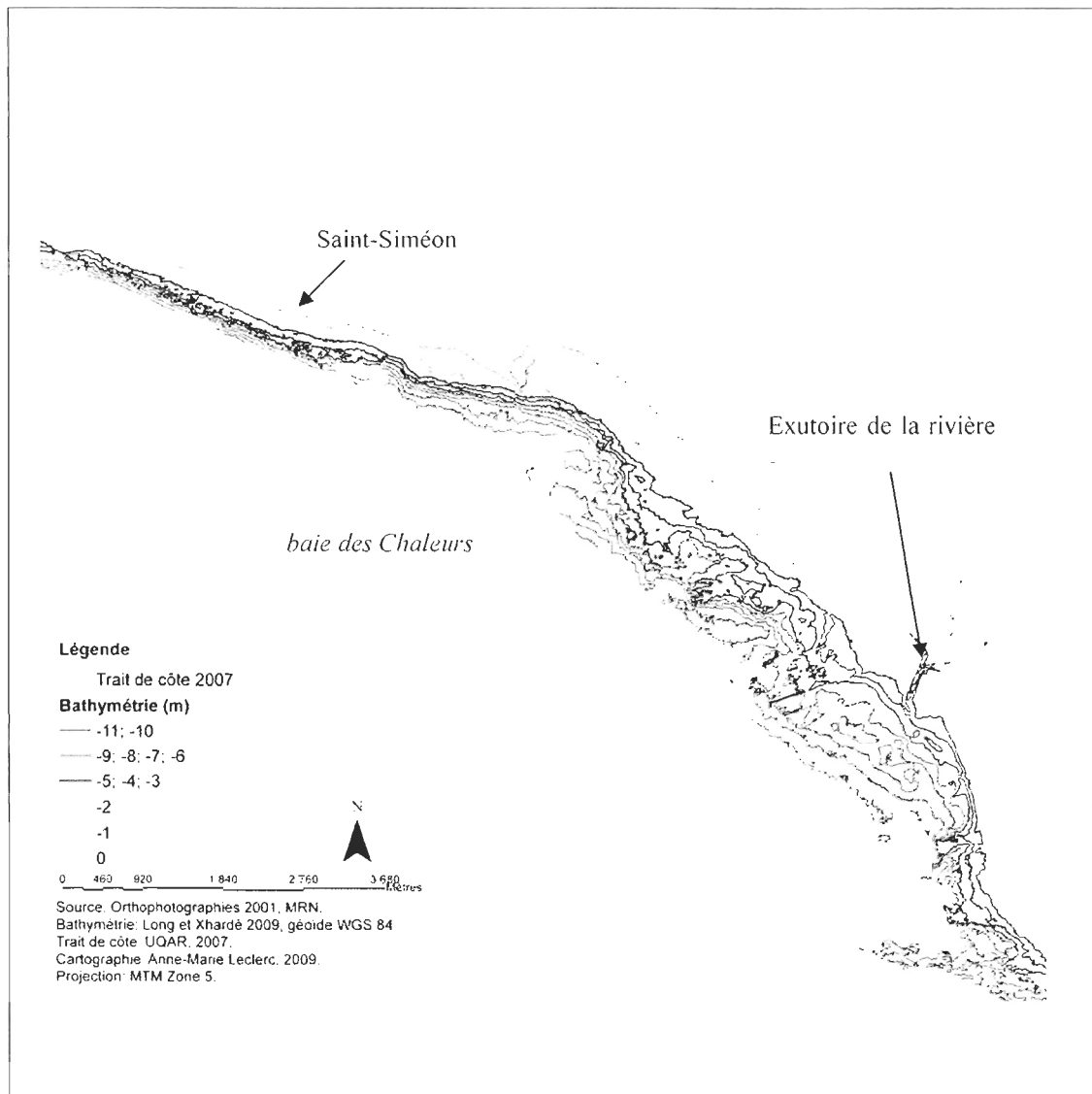
Selon des données bathymétriques obtenues en 2006 (*Figure 3.3*), la zone du 0 m à -2 m et du -3 m à -5 m est plus étroite devant les falaises rocheuses de Saint-Siméon et devant le sous-secteur à l'est de l'exutoire de la rivière Bonaventure (Long et Xhardé, 2009).

Dans l'ensemble de la zone d'étude, les estrans sont relativement courts (généralement inférieurs à 20 m, avec des hauts estrans de 10 m et moins). À l'occasion, les bas estrans peuvent être plus étendus (<50 m par endroit) dans la zone d'herbier et devant les flèches littorales de Bonaventure et de Saint-Siméon. Des bancs sableux, dont certains coquilliers, sont d'ailleurs présents devant ces flèches. Des bancs graveleux sont retrouvés devant l'herbier de Saint-Siméon. En freinant la force des vagues à l'approche de la côte, ces bancs contribuent au maintien de l'énergie hydraulique généralement faible qui caractérise cet herbier.

Devant les enrochements protégeant la route 132, la zone intertidale est sans haut de plage et très restreinte, voire inexistante à certains moments de l'année, et ce, malgré que la bathymétrie soit moins abrupte à cet endroit. Les plages de la zone d'étude présentent des caractéristiques granulométriques variables, allant de l'argile au bloc, et les sédiments sont généralement faiblement triés, témoignant de la grande diversité des types de côte retrouvés dans ce secteur. Les plages de graviers et galets sont par contre les plus courantes.

3.3 Types de côte et lithostratigraphie

Le secteur présente une prépondérance des côtes à systèmes de flèches littorales à marais maritime et de terrasses de plage (*tableau 3.2*).



Source : Bathymétrie tirée de Long et Xhardé, 2009.

Figure 3.3 Bathymétrie en zone intertidale et pré littorale pour tout le secteur d'étude.

De façon plus spécifique, la zone d'étude correspond, à l'extrémité ouest, à une côte rocheuse composée de conglomérats, de grès, de siltstone et de mudstone au pendage horizontal à sub-horizontale (Long, 2006) de la Formation de Bonaventure.

Tableau 3.2 Types de côte dans le secteur Saint-Siméon–Bonaventure

Type de côte	Longueur de côte *	
	Mètres	Pourcentage
Côte rocheuse	394	1,6
Côte deltaïque	2001	8,0
Côte glacio-marine/ till sur roc	3820	15,2
Terrasse de plage	5454	21,7
Flèche littorale	246	1,0
Flèche littorale à marais maritime	7461	29,7
Flèche littorale à lagune	300	1,2
Marais maritime abrité	3930	15,6
Chenal artificiel	1441	5,7
Exutoire (traversée de cours d'eau)	88	0,9
Total	25 135	100,00

Source : Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, UQAR, 2008.

* La longueur totale de la côte inclut le pourtour détaillé des flèches littorales et des marais maritimes, mais exclut le pourtour des infrastructures portuaires et routières.

Cette formation permo-carbonifère, hautement altérée par endroits, est surmontée par des unités meubles quaternaires, principalement des dépôts glacio-marins et des dépôts littoraux. En effet, la limite maximale de l'invasion marine à l'Holocène est de +42 m au milieu de la baie en arrière de Bonaventure, vers 13,2 ka A.A. (Long, 2006). Ces falaises ont une hauteur d'environ 12 m à l'est, diminuant vers l'ouest, pour atteindre environ 4 m de hauteur dans les environs de la rivière Saint-Siméon. À l'exemption des bas de falaises qui sont enrochés sur une grande partie, les hauts de falaise sont généralement végétalisés (*Figure 3.4*). La côte est orientée nord-ouest sud-est.

À l'ouest de la rivière Saint-Siméon débute une terrasse de plages suivie d'une flèche littorale à marais maritime. Directement à l'est de cette flèche littorale se trouve un herbier intertidal de zostère marine (*Zostera marina*) qui bénéficie des différents apports de sable et de limon, et de la protection des vagues par un système de bancs graveleux intertidaux (*Figure 3.5*).



Figure 3.4 Vue vers l'est du secteur de falaises de Saint-Siméon : vestiges d'anciens mur/caissons de bois et enrochements de rivage plus récents, à marée haute (juillet 2006).



Figure 3.5 Herbier de zostère marine devant de secteur de la route Dion, à Bonaventure (septembre 2006).

Une terrasse de plage, en grande partie protégée par des ouvrages en enrochements, s'étend ensuite sur environ 4 km (

Figure 3.6), pour laisser place à deux flèches littorales situées de part et d'autre de l'estuaire de la rivière Bonaventure. À noter qu'à l'est de l'embouchure de la rivière, la dérive littorale peut parfois s'inverser, passant de la direction est à la direction ouest, à la faveur des vents dominants (Morneau *et al.*, 2001-b).



Figure 3.6 Enrochements le long de la route 132, secteur de Bonaventure, à marée basse (juillet 2007).

Des travaux récurrents de dragage ont été effectués par le ministère des Travaux publics du Canada jusqu'en 1995 aux alentours de la marina et de la jetée ; depuis, la jetée a été raccourcie et consolidée par un empierrement de fort calibre (Morneau *et al.*, 2001-b). Le secteur d'étude se termine à l'est par la pointe Bonaventure. À cet endroit, la côte bordée par une falaise meuble d'environ 10 m de hauteur, constituée de matériaux deltaïques et prodeltaïques silto-sableux, dont le talus est généralement végétalisé (*voir la Figure 3.7*). À l'extrême est du secteur d'étude la falaise meuble fait place aux falaises rocheuses de la Formation de Bonaventure.

3.4 Régime des glaces

Lors des hivers froids, le littoral de la région de Saint-Siméon – Bonaventure est couvert de glace entre la mi-janvier et la fin mars. Les glaces auraient une épaisseur de 0,5 m à 1 m et sont parfois mobiles, à l'exception de celles qui bordent les plages, ces dernières étant ancrées au substrat. Les glaces sont plus mobiles devant les estrans courts adjacents aux enrochements de Bonaventure. Ainsi, au printemps, lors de la dispersion des glaces, les mouvements des glaces morcelées favorisent des poussées sur les empierrements et provoquent des arrachements de blocs de l'ouvrage, ce qui contribue à sa déstructuration (Morneau *et al.*, 2001-b).

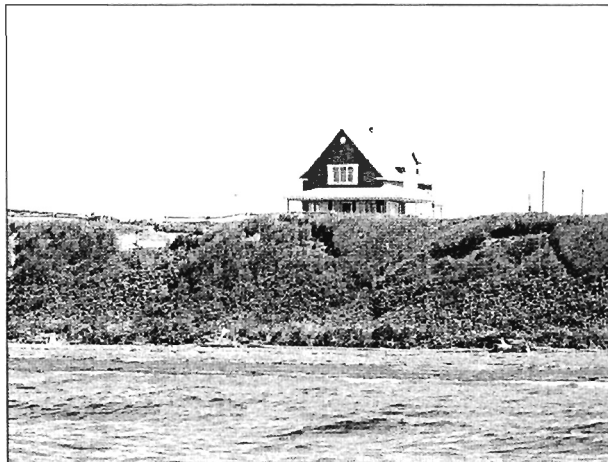


Figure 3.7 Littoral et falaise meuble à l'est de la rivière Bonaventure (juillet 2007).

3.5 Habitats fauniques intertidaux

La description qui suit s'effectue d'ouest en est. Dans le secteur des falaises de Saint-Siméon, les zones intertidale et pré-littorale sont colonisées par les crustacés (crabes et balanes), la moule bleue et le buccin. La partie supérieure de l'estran est, quant à elle, assez pauvre au plan de la diversité et de la biomasse (Morneau *et al.*, 2001-b). Les bancs sableux de bas estran dans le secteur de la flèche de Saint-Siméon sont propices à la mye commune (ZIP Baie des Chaleurs, 2006); toutefois, les plages de haut estran de ce même secteur sont défavorables aux communautés benthiques. Par ailleurs, l'herbier de zostère marine, qui s'étend vers l'est depuis la flèche littorale de Saint-Siméon, est particulièrement accueillant pour plusieurs poissons de fond, dont le lançon et le maquereau. Les zones pré-littorales adjacentes aux enrochements de Bonaventure sont propices à la balane, au crabe et au homard (ZIP Baie des Chaleurs, 2006). Finalement, en périphérie des flèches littorales d'embouchure de Bonaventure, sur les avant-plages et sur les deltas de jusant et de flot, on retrouve des bancs de mye commune (Morneau *et al.*, 2001-b). Les myes colonisent également le barachois de Bonaventure (Biorex et SODIM, 2002).

3.6 Structures de protection du littoral

La présence de structures de protection du littoral dans la zone d'étude remonte à plusieurs décennies. Le gouvernement fédéral est intervenu sur le littoral dès les années 1930 et sporadiquement jusque dans les années 1970 (Barnabé, 1974). Certaines portions du littoral du secteur de Saint-Siméon–Bonaventure ont été modifiées par des murets en caissons et gabions¹ de bois depuis au moins les années trente. Le ministère de la Voirie² a graduellement remplacé ces murets par des structures en enrochements, jugés plus résistants (Barnabé, 1974), dans les années 1960 (Leblanc, 2006) et 1970 (Morneau *et al.*, 2001-a).

La présente étude porte plus particulièrement sur deux segments de côte enrochés par le ministère des Transports du Québec pour protéger la route 132. Ce sont les enrochements de la falaise rocheuse de Saint-Siméon, d'une longueur de 2,2 km, et de la terrasse de plage de Bonaventure,

¹ Le gabion de bois est une caisse de bois à l'intérieur de laquelle des cailloux et des blocs sont déposés. Les gabions sont placés à proximité du trait de côte et forment ensemble l'aspect d'un mur de protection du littoral.

² Le ministère de la Voirie a été intégré au ministère des Transport le 1^{er} avril 1973 Transports, M. d. (2007). "Titulaires précédents." page consultée le 29 novembre 2009, adresse: <http://www.mtq.gouv.qc.ca/portal/page/portal/ministere/ministere/ministre/titulaires>.

d'une longueur de 2,3 km. Ces structures font environ 6 m de largeur et 4 m de hauteur (en excluant la clé). Le calibre des pierres (D_{50} ou diamètre médian) peut varier entre 900 mm à 1 600 mm (Morneau *et al.*, 2001-b ; Poirier, 2003). Finalement, d'autres types de structures de protection de moindre envergure ont été répertoriés le long du littoral. Ce sont les murets de bois et les épis de bois, surtout présents sur la plage des flèches littorales de Saint-Siméon et de Bonaventure (flèche ouest). Toutes ces structures sont prises en compte dans le bilan de l'évolution historique de l'artificialité du littoral.

CHAPITRE IV MÉTHODOLOGIE

Ce chapitre présente la méthodologie employée dans la collecte des données de terrain, de leur analyse et de leur traitement en laboratoire. La méthode et le traitement relatifs aux données de télédétection aéroportée sont présentés dans la première section. Dans la seconde, la stratégie d'échantillonnage de terrain, l'analyse en laboratoire et le traitement statistique des données biophysiques sont présentés. Un schéma méthodologique général est présenté à la Figure 4.1.

4.1 Télédétection : acquisition et analyse des données aéroportées

L'analyse de l'évolution historique du trait de côte et de la largeur des plages a été réalisée par photo-interprétation multidate. Les données historiques ont été recueillies à partir des couvertures de photographies aériennes existantes. L'imagerie de référence de 2007 a été acquise par relevés aéroportés par le Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières de l'Université du Québec à Rimouski.

4.1.1 Classification et terminologie de la zone côtière

Les limites géomorphologiques représentant les paramètres sur lesquels est fondée l'évolution historique du littoral sont le trait de côte, la ligne de rivage, et la largeur des plages. La figure 4.2 (Tirée de *Leclerc et al. 2008.*) montre les divisions de la zone côtière généralement utilisées pour les côtes de faible dénivelé (terrasse de plage, flèche littorale, dune, tombolo, etc.) et les côtes à falaises. La figure 4.3 illustre également le profil type d'une plage sableuse selon son état d'évolution, soit stable, actif ou artificiel. L'évolution historique de la côte va permettre de quantifier le rythme de déplacement du trait de côte et de la ligne de rivage des différents types de systèmes côtiers ainsi que la largeur des plages.

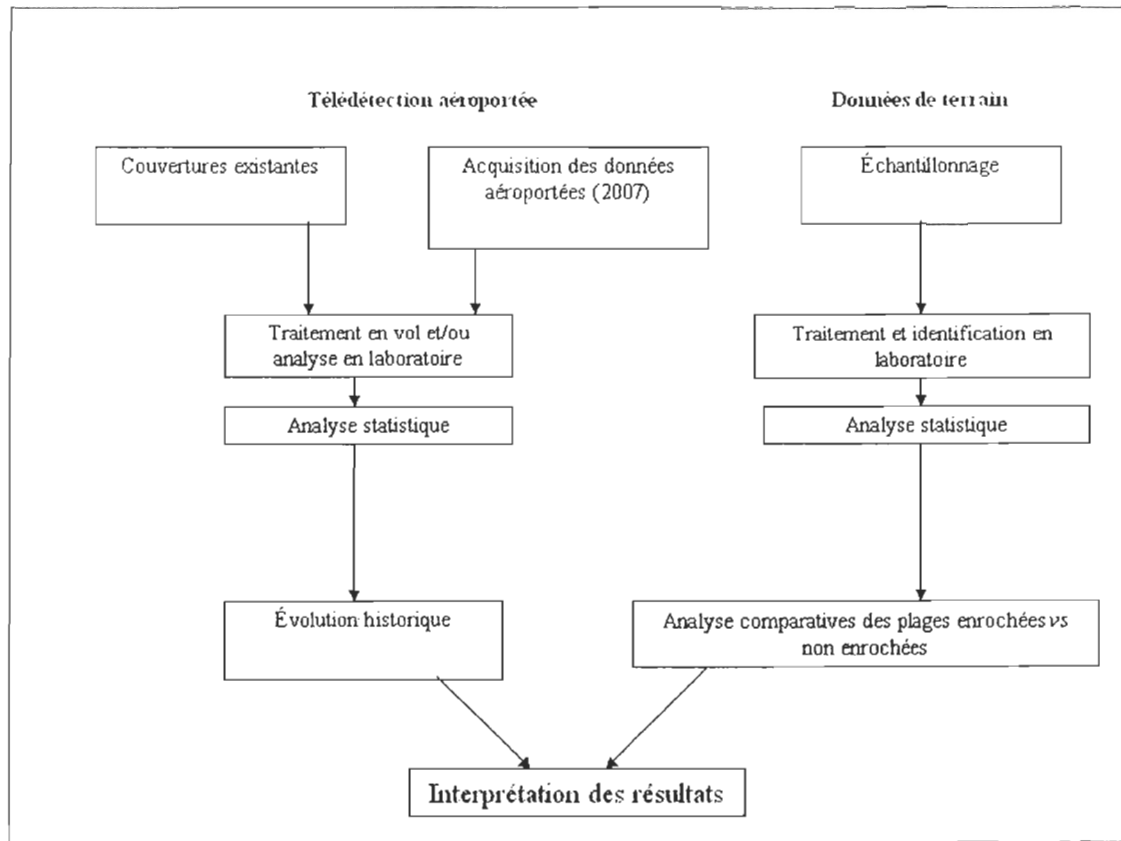
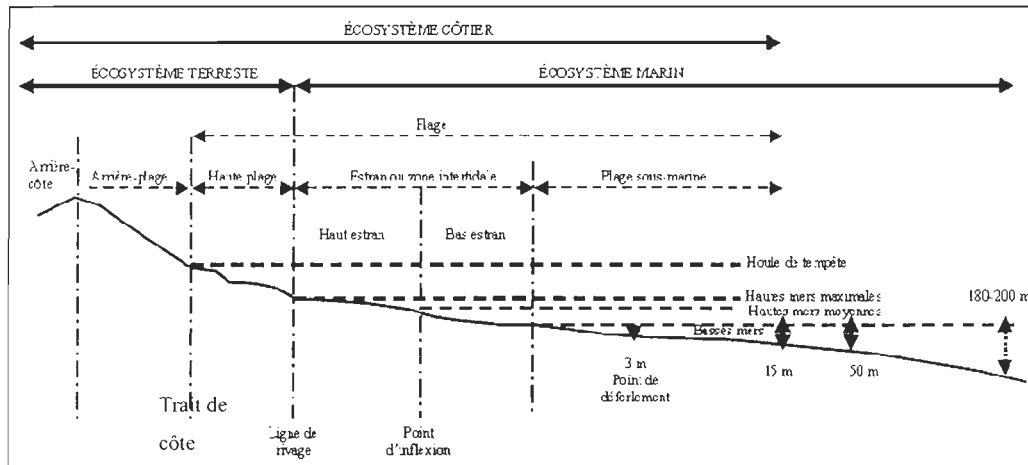


Figure 4.1 Schéma méthodologique général.

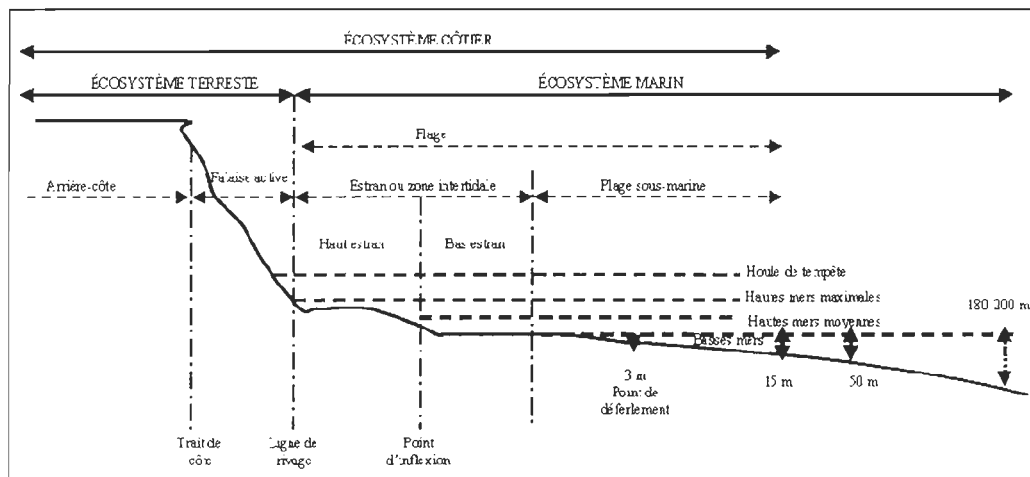
4.1.1.1 Trait de côte et ligne de rivage

La limite utilisée pour établir l'évolution historique dépend du type de côte (Figure 4.4). Pour les côtes à falaise et à microfalaise, le trait de côte est utilisé. Ce trait correspond au sommet du talus. Pour les côtes sans falaise, la limite des hautes mers maximales est utilisée (ligne de rivage, au sens strict). Cette dernière limite correspond généralement à la limite de végétation herbacée.

La limite des hautes mers maximale est d'ailleurs plus stable que la limite des hautes mers moyennes, souvent associée à la laisse de marée, aux débris ligneux ou à un changement de couleur sur les rochers. Or, cette ligne n'est peut-être pas aussi stable dans le temps qu'on l'a laissé croire, puisque les plages elles-mêmes changent au rythme des tempêtes, des marées, des saisons et des apports en sédiments. En particulier pour les plages étroites ou encore affichant un taux de recul relativement faible, cette erreur peut représenter une part substantielle du taux de recul obtenu (Moore *et al.*, 2006).



A) Division de la zone côtière pour une côte sans falaise



B) Division de la zone côtière pour une côte à falaise

Tirée de Leclerc *et al.*, 2008.

Figure 4.2 Terminologie et subdivisions de la zone côtière.

En contrepartie, la ligne des hautes eaux maximales est assez constante et stable et constitue généralement la meilleure limite à utiliser pour les côtes sans falaises (plage, dune, flèche littorale) (Grenier et Dubois, 1992).

Dans le cas où ces derniers types de côte sont artificialisés, la limite supérieure des ouvrages de protection est utilisée. Pour les zones de marais côtiers, la ligne utilisée est la limite entre le schorre supérieur et le schorre inférieur ou encore le sommet de la microfalaise, dans le cas d'un schorre en érosion.

4.1.1.2 Largeur de la plage

La largeur de la plage est mesurée par la distance entre la ligne de rivage et la flexure de la plage, deux éléments qu'il est possible de localiser sur les photographies aériennes. La flexure de la plage correspond généralement à une modification du type de substrat et de la pente de la plage (au sens large), et est généralement située immédiatement sous le niveau moyen des mers. De plus, cette flexure correspond à la limite entre le bas et le haut estran, deux termes employés fréquemment dans les sections suivantes. L'évolution de la largeur de plage est un excellent indicateur du bilan sédimentaire d'une côte et de son état d'équilibre.

L'analyse de ce paramètre va permettre de dégager des tendances concernant le déficit sédimentaire et de vérifier les effets cumulés des infrastructures côtières sur les plages. Lorsque sera employée la locution largeur de plage, il faudra donc comprendre que dans ce cas la plage correspond au haut estran.

4.1.2 Photo-interprétation multidate

Malgré l'engouement de la photo-identification [ou classification] automatisée provenant d'images satellitaires, la photo-interprétation d'images aériennes est une méthode qui répond à un besoin encore de nos jours. Contrairement à la photo-identification, la photo-interprétation impliquera toujours le raisonnement humain. En milieu côtier, les limites des différentes zones sont parfois ténues et c'est pourquoi l'œil humain et l'expérience du photo-interprète sont des atouts indéniables (Provencher et Dubois, 2007).

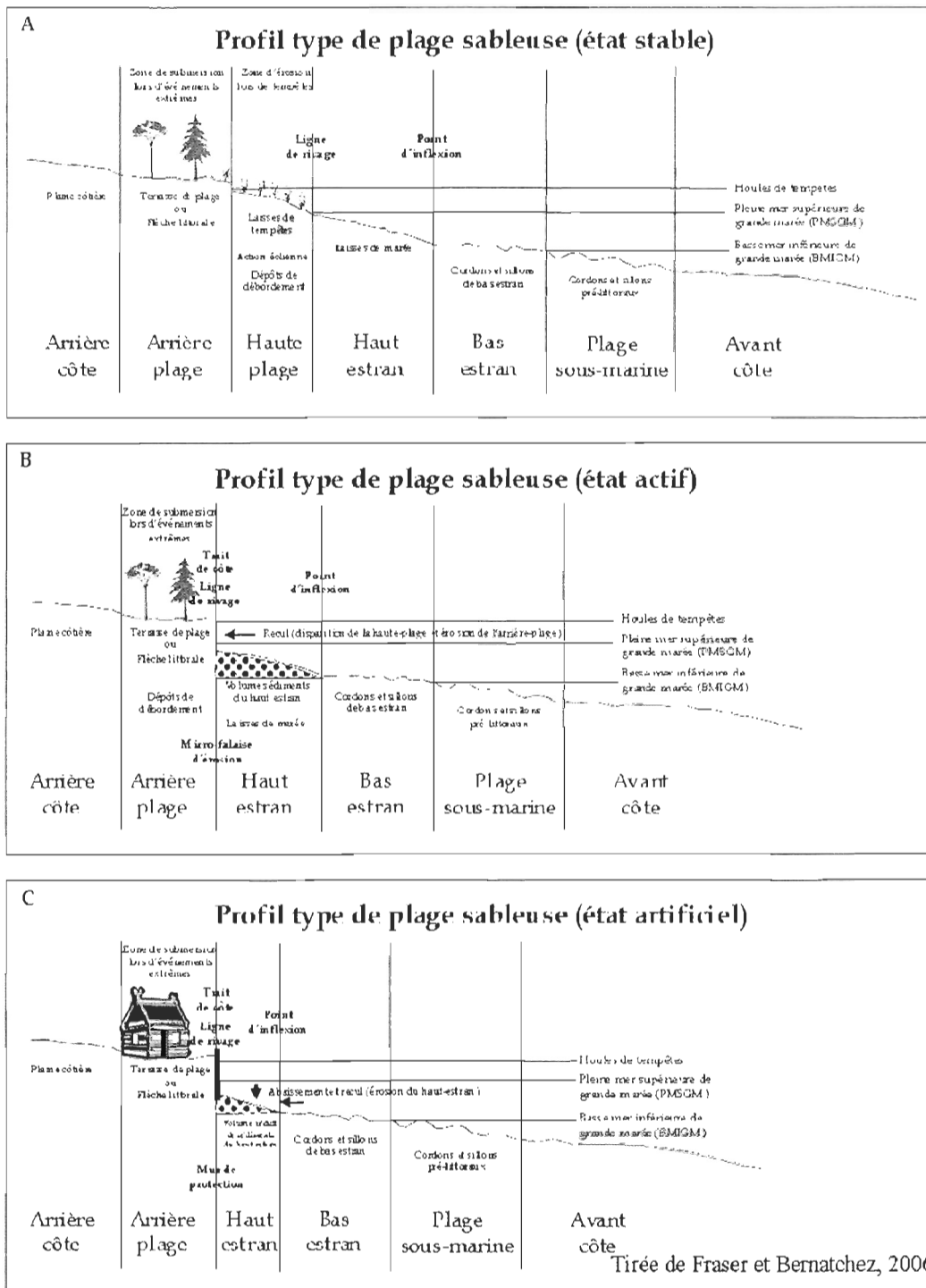
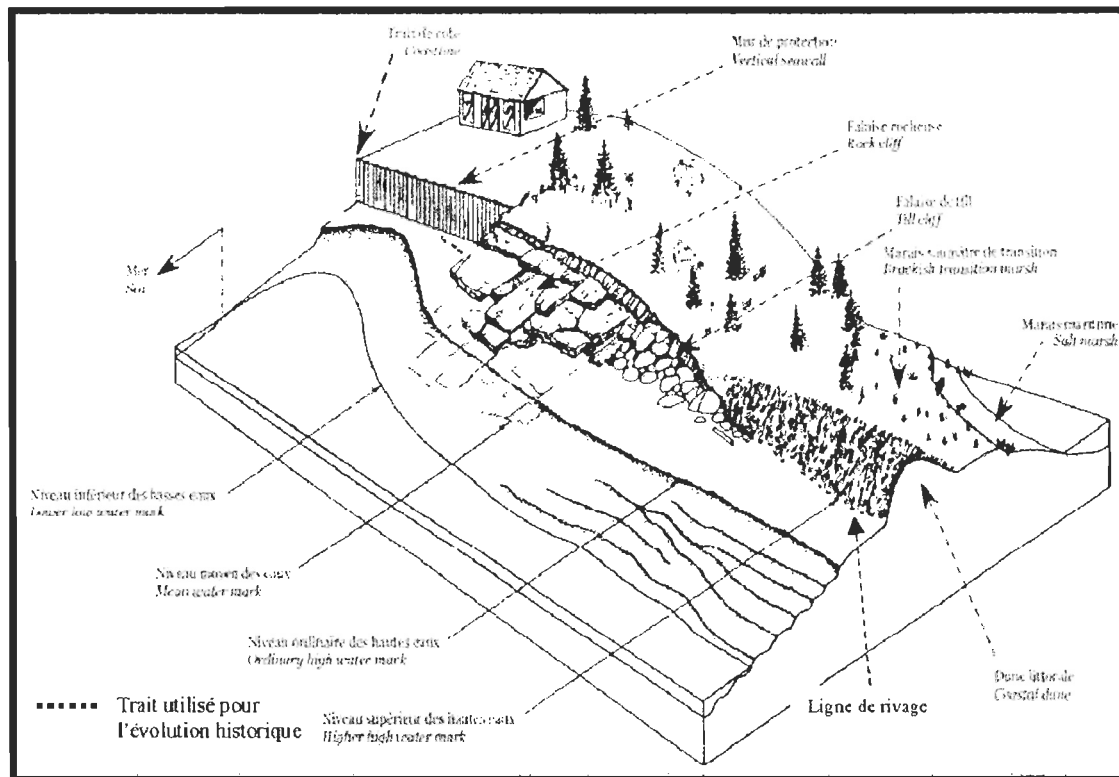


Figure 4.3 Division conceptuelle selon l'état de la côte.



Modifiée de Daigle *et al.*, 2006.

Figure 4.4 Tracé du trait de côte selon différentes configurations de côte.

La photo-interprétation multidate au moyen d'images aériennes permet de suivre l'évolution qualitative ou quantitative d'un phénomène ou d'un milieu dans le temps (Provencher et Dubois, 2007). En outre, cette méthode permet d'analyser l'évolution des systèmes à une échelle temporelle que peu d'études basées uniquement sur le suivi de terrain peuvent égaler. Dans cette perspective, cette méthode a également l'avantage de fournir des données à une échelle temporelle qui permettra une meilleure interprétation des données récoltées sur le terrain à l'été de 2006 et de 2007.

4.1.2.1 Couvertures des photographies aériennes existantes

Le Tableau 4.1 présente la liste des couvertures de photographies aériennes verticales existantes pour le secteur d'étude. Les photographies aériennes verticales existantes pour la zone d'étude ont été commandées auprès du ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNF) (images après 1960) et de la Photothèque nationale de l'air du Canada (images avant 1960). Dans le cadre de la présente étude, celles qui ont été retenues pour l'analyse de l'évolution historique du

littoral sont les suivantes : 1934, 1963, 1986, 1992 et 2007. Ces couvertures ont été retenues en raison de leur intervalle adéquat, c'est-à-dire entre 10 et 20 ans. Les autres couvertures n'ont pas été retenues compte tenu des objectifs de la recherche, qui tentent moins de retracer un élément particulier dans le temps (ce qu'aurait permis une meilleure résolution temporelle), que d'observer des tendances à l'échelle historique. Rappelons que la couverture de 2007 ne provient pas du MRNF, mais de du Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières de l'UQAR.

4.1.3 Acquisitions des images aéroportées en 2007

4.1.3.1 Perspective générale

Des relevés aéroportés ont été effectués au début du mois d'octobre de 2007. L'acquisition de ces images visait à créer une imagerie à haute résolution spatiale et orthorectifiée à partir d'une méthode novatrice, plus précise que la méthode d'orthorectification traditionnelle. La Figure 4.5 illustre le schéma méthodologique résumant les étapes d'acquisition et de traitement des données (images existantes, et images et données de 2007) nécessaires à l'analyse de l'évolution historique du littoral.

Tableau 4.1 Liste des couvertures de photographies aériennes existantes pour le secteur d'étude (les couvertures retenues pour fins d'analyse sont marquées d'un (*))

Type de photographie aérienne	Échelle	Année d'acquisition
Tons de gris	1 :15 000	1934*
Tons de gris	1 :35 000	1948
Tons de gris	1:15 840	1963*
Tons de gris	1:9600	1965
Tons de gris	1:15 000	1975
Tons de gris	1:15 000	1980
Infrarouge couleur	1:15 000	1986*
Infrarouge couleur	1:15 000	1992*
Ortho, tons de gris numérique	1:40 000	2001
Infrarouge couleur	1:15 000	2004
Couleur visible numérique	1:16 000	2006
Infrarouge couleur numérique	1 :57 142	2006

Tiré de Leclerc *et al.*, 2007, tabl.3.

Les images de référence couramment utilisées en photo-interprétation sont les orthophotographies de 2001 provenant du ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec. Ces photographies aériennes à l'échelle de 1: 40 000 sont elles-mêmes orthorectifiées à partir d'un petit nombre de points de référence. Or, les images acquises par le Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières de l'UQAR ont une exactitude plus élevée, et ce, pour deux raisons. Premièrement, celles-ci ont été orthorectifiées à partir du nuage de point généré par un système lidar, ce qui permet de corriger, au moyen de milliers de points de référence par cliché, les déformations géométriques associées au dénivelé. De plus, le logiciel Mosaic 3D (Geo 3D, Trimble Navigation Limited) a permis la mise en mosaïque automatique des images, ce qui diminue également l'erreur associée à la manipulation des images trames par trames (c.-à-d. le montage de la mosaïque).

4.1.3.2 Plateforme et capteurs/émetteurs

Les relevés ont été effectués à bord d'un avion bimoteur de type Piper Navajo modifié pour la fixation des plateformes utilisées en télédétection. Les vols ont été effectués à marée basse, de façon à avoir une couverture maximale des plages. L'avion a survolé la zone d'étude à une hauteur d'environ 250 m, selon des lignes de vol parallèles au rivage. À cette altitude, la résolution au sol varie légèrement autour de 15 cm. Le corridor exposé au capteur est de 250 m et le recouvrement latéral est d'environ 25 %. La plateforme aéroportée SAIGA-3D a été développée au Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières de l'Université du Québec à Rimouski. Cette plateforme est équipée de quatre instruments, soit les suivants :

- une caméra multibande MS4100 DuncanTech;
- une caméra couleur (champs spectral du visible) haute résolution Canon EOS Mark II (non utilisée pour le présent projet);
- un laser Riegl LMS-Q140i-60 (LIDAR);
- une unité de mesure inertielle (IMU);
- un récepteur DGPS (Novatec).

Ce système est contrôlé par le logiciel d'acquisition et de synchronisation KRONOS (Geo 3D, Trimble Navigation Limited). Ce système permet une précision d'attribution du temps GPS aux images numériques d'une milliseconde.

4.1.3.3 Images multibande («multispectrale»)

Les images traitées ont été acquises au moyen de la caméra multibande MS4100 3-CCD Duncan Tech (Geospatial Systems Inc.), dont le champ spectral se situe entre 400 nm et 1000 nm. Les images ont une taille de huit bits pour une résolution à l'écran de 1 920 x 1 080 pixels. Aucune correction spectrale n'a été effectuée sur les images.

4.1.3.4 Données lidar

Les données provenant du lidar (*Light Detection and Ranging*) ont été utilisées afin de permettre le géopositionnement automatisé à haute précision des images aériennes acquises en simultané. Le système Lidar Riegl LMS-Q140i-60 a une résolution spatiale de 25 mm à 300 m d'altitude et la distance entre les points est de un mètre dans le sens du balayage et d'au plus 1,5 m entre les lignes de balayage. La fréquence de balayage utilisée est de 40 Hz, permettant l'acquisition de 10 000 points/seconde. Des points de validation au sol ont été pris pour le calibrage des données lidar. Ces points ont été relevés au moyen d'un système de positionnement mondial différentiel (DGPS, *Differential Global Positioning System*) ProMark3 (Thales Navigation).

4.1.3.5 Mosaïques et cadre de référence spatiale

Les mosaïques des images en proche infrarouge acquises en 2007 constituent le «fond de carte» sur lequel les photographies existantes ont été géopositionnées. Le cadre de référence spatiale utilisé est le NAD 83 (géοïde CSRS 98) affiché en coordonnées planimétriques UTM zone 19.

4.1.3.6 Photographies aériennes multitudes

Une première analyse des photographies aériennes est réalisée à l'aide d'un stéréoscope à miroir avec des lunettes de grossissement 6X et 8X, permettant de bien distinguer en trois dimensions les différents paramètres étudiés. Les parties centrales des photographies aériennes sur papier ont été numérisées à l'aide d'un numérisateur Epson *Expression 836XL* à une résolution d'environ 1 000 DPI. L'utilisation de la partie centrale permet de diminuer l'effet de la distorsion radiale.

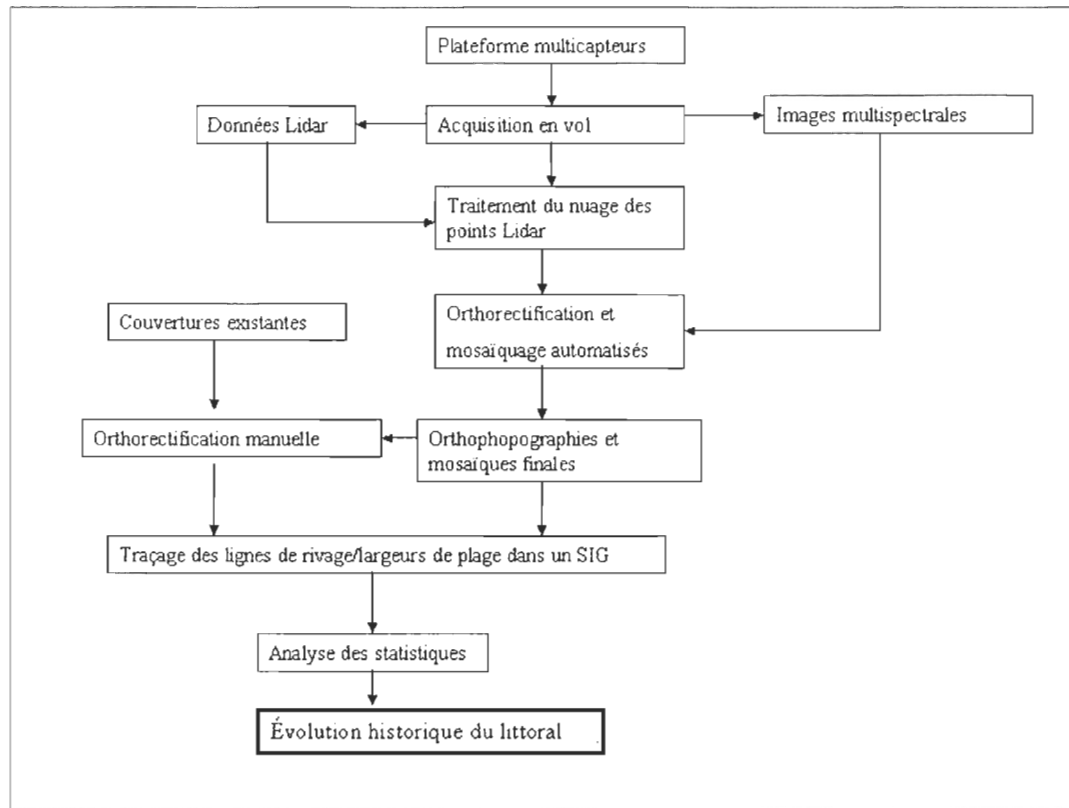


Figure 4.5 Schéma méthodologique des données d'imageries aéroportées.

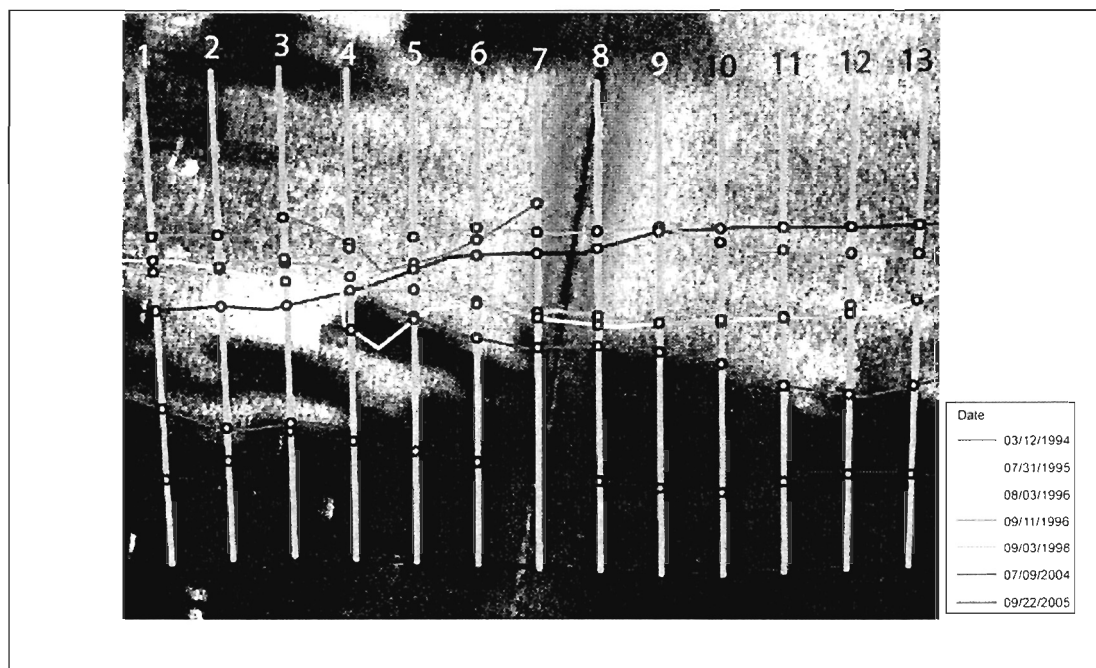
Les images ont été géopositionnées à l'aide de l'outil *Georeferencing* (géoréférencement) du système d'information géographique (SIG) ArcGIS 9.2 (licence ArcEditor, ESRI inc., 2006). Cette étape représente le seul type de correction géométrique apportée aux données des couvertures existantes. Le traçage final et la cartographie des éléments sont directement réalisés à l'écran à partir d'un pointeur numérique d'une largeur de 0,001 mm.

4.1.3.7 Calcul de l'évolution du littoral : trait de côte et largeur des plages

Le logiciel Digital Shoreline Analysis System (DSAS) version 3.2 (Thieler *et al.*, 2009), développé par la Commission géologique des États-Unis (USGS), a été utilisé pour le calcul des statistiques relatives à l'évolution du littoral et de la largeur des plages. Ce logiciel est utilisé à titre d'extension dans ArcMap de ArcGIS. D'après Moore (2000), ce logiciel effectue des calculs de haute précision et permet de quantifier l'erreur associée aux taux de recul.

Des transects aux 50 m ont été générés de manière automatique, recoupant de façon perpendiculaire les différents traits tracés sur chaque couverture de photographies aériennes. Le seuil de 50 m semble raisonnable, compte tenu des quelque 20 km de côte de la région à l'étude. 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 (*Figure 4.6*). Pour la largeur des plages, la distance entre la ligne de rivage et la flexure de la plage a d'abord été calculée pour chaque transect et chaque année de mesure.

Cette distance a ensuite été comparée aux autres années de couverture aérienne. Une validation manuelle a ensuite été réalisée pour chacun des transects. Lorsque les mesures automatisées dépassaient la marge d'erreur, ces dernières ont été rejetées et non utilisées.



Source : modifiée de *DSAS*, [<http://woodshole.er.usgs.gov/project-pages/dsas/>]

Figure 4.6 Méthode pour le calcul des taux d'évolution, basé sur un exemple de taux de recul de la côte. Différents traits de côte (lignes horizontales), transects et numéros de transects générés par le logiciel *DSAS* (lignes verticales).

4.1.3.8 *Présentation des données*

Les résultats de l'évolution historique du trait de côte et de la largeur des plages sont présentés sous forme de cartes synthèses à la section 5.1. Pour des raisons pratiques, la zone d'étude a été divisée en neuf portions de côte. Chacune des cartes synthèse combine des éléments cartographiques ainsi que quatre histogrammes. Ces éléments sont les suivants :

- 1) une représentation cartographique en images en proche infrarouge (images 2007) des portions de côtes, sur lesquels sont superposées la ligne de rivage de référence (2007) ainsi que le numéro des points nodaux (c.-à-d. l'intersection des transects et des différents tracés);
- 2) un histogramme du taux de déplacement moyen de la ligne de rivage du type de côte par secteur accompagné d'une moyenne générale pour toute la zone d'étude, de 1934 à 2007 (toujours intitulé tableau 1);
- 3) un histogramme représentant l'évolution historique de la ligne de rivage, de 1934 à 2007, pour chaque point nodal (toujours intitulé tableau 1.1);
- 4) un histogramme de fréquence de la largeur moyenne de la plage, de 1934 à 2007 (toujours intitulé tableau 2);
- 5) un histogramme de fréquence de l'évolution de la largeur des plages, pour 1934, 1963, 1986, 1992 et 2007, pour chaque point nodal (toujours intitulé tableau 2.2).

4.1.4 *Limites de la méthode*

Certains facteurs peuvent affecter la précision et l'exactitude des résultats (généralement nommés «erreur») obtenus par photo-interprétation multidate. Parmi ces facteurs, on compte la qualité de l'interprète et les documents utilisés (Provencher et Dubois, 2007).

Les images en proche infrarouge acquises en 2007 par le Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières de l'UQAR présentent une résolution spatiale et un degré de précision de géopositionnement automatisé nettement supérieurs aux orthophotographies aériennes traditionnelles. Toutefois, il faut tenir compte des erreurs possibles dans les différentes étapes du traitement des images et des données lidar. Néanmoins, l'erreur de géopositionnement est évaluée à 15 à 20 cm pour la zone d'étude, selon les points de référence au sol utilisés pour le calibrage du géopositionnement.

La source d'erreur la plus probable réside dans le géopositionnement manuel des photographies aériennes disponibles, malgré tout l'effort accordé à la précision du géopositionnement. Cette précision varie pour chaque photographie et peut difficilement être quantifiée en mètres, ce qui représente une source d'incertitude. La précision et l'exactitude du géopositionnement sont donc en fonction de l'expérience du ou de la photo-interprète et de la régularité de la méthode d'observation entre chacun des clichés. Par ailleurs, le grain et les contrastes monochromatiques de certains clichés surexposés est une autre source d'imprécision des résultats. En effet, les anomalies d'éclairage et la faible tonalité de certaines images affectent donc la netteté des contrastes nécessaires à l'identification des limites géomorphologiques et à l'exactitude du géopositionnement. Néanmoins, l'échelle des couvertures aérienne, le 1 : 15 000, est jugée excellente. La bonne résolution spatiale pallie en partie l'erreur potentielle associée aux images. Du reste, la quasi-totalité des autres images possède une qualité jugée de bonne à excellente. D'ailleurs, la qualité et l'échelle de l'image est l'un des facteurs principaux ayant orienté le choix des couvertures utilisées pour l'évolution historique. Par exemple, les photographies aériennes de 1948 n'ont pas été retenues pour l'analyse, puisque l'échelle au 1 : 35 000 et la résolution spatiale n'ont pas été jugées suffisantes pour une délimitation nette des différents éléments géomorphologiques.

De plus, il faut évidemment considérer les taux et les moyennes obtenues par le bilan historique comme comportant une certaine marge d'erreur, marge grandement associée à l'intervalle temporel entre les couvertures aériennes. Les taux moyens d'évolution de la largeur des plages et de la ligne de rivage exprimée en m/an peuvent cacher des valeurs extrêmes. De plus, les limites utilisées pour le calcul de la largeur des plages peuvent parfois être difficiles à identifier par le ou la photo-interprète sur certains clichés, causant une incertitude pour certains tronçons de côte. Advenant le cas de données comprenant trop d'incertitudes (valeurs supérieures à la marge d'erreur), celles-ci n'ont pas été retenues lors du calcul de l'évolution historique du littoral.

4.2 Segmentation côtière

La segmentation côtière consiste à diviser et à classier le littoral en segments homogènes. La segmentation à haute résolution permet de détailler finement les caractéristiques de la zone côtière afin de définir un état de référence pour le suivi géoscientifique. La codification des différentes variables et des descripteurs permet le développement d'une base de données et facilite l'intégration

dans un système d'information géographique. L'avantage de cette classification est qu'elle intègre à la fois les facteurs géologiques, hydrodynamiques, morphosédimentologiques, morphogénétiques ainsi que les facteurs écologiques et anthropiques qui peuvent modifier la dynamique de la zone côtière. Le principe de segmentation côtière consiste à délimiter un nouveau segment lorsqu'il y a un changement de classe dans l'une des variables peu importe la partie de la zone côtière. Elle permet ainsi une caractérisation tant longitudinale que perpendiculaire à la côte. La segmentation côtière a été réalisée à l'été 2006. Sur le terrain, un point GPS est pris au début et à la fin de chaque segment (Leclerc *et al.*, 2007).

Réalisée en début de projet, la segmentation côtière a permis une caractérisation exhaustive de terrain. Cette caractérisation a permis de bien déterminer les types de côtes, de dépôts, le type de substrat, etc., et a servi de base à l'élaboration de la méthode d'échantillonnage. De plus, les données de segmentation ont servi à la validation des éléments localisés par photo-interprétation pour l'analyse de l'évolution historique du littoral.

4.3 Échantillonnage et caractérisation éco-géomorphologique en zone intertidale

4.3.1 Approche par transect

La stratégie d'échantillonnage a été élaborée dans la perspective d'un suivi à moyen terme (< 10 ans), pouvant éventuellement dépasser les limites de la présente recherche. C'est donc dans un contexte de suivi de la dynamique côtière qu'il a été jugé adéquat d'établir des sites de mesures fixes dans l'espace de manière à observer la variation temporelle du milieu. La méthode préconisée est la caractérisation par profils de plage, du trait de côte au bas estran, au moyen de transects perpendiculaires à la côte. L'échantillonnage des organismes benthiques au moyen de stations placées le long de transects perpendiculaires à la côte est une approche conventionnelle (Schoeman *et al.*, 2003) dans nombre d'études de caractérisation écosédimentaire au plan intertidal (p. ex., Defeo *et al.*, 1997; McLachlan, 1996; Ysebaert et Herman, 2002; Brazeiro, 2001).

Lors de l'été 2006, l'échantillonnage a été effectué le long de 16 transects, pour un total de 26 stations (n=26). L'échantillonnage effectué à l'été de 2007 a permis de porter le nombre de transects à 26, pour un total de 40 stations (n=40). La localisation des transects et des stations échantillonnés en 2006 et en 2007 est présentée à l'Annexe A. Ces nouveaux transects ont permis

d'augmenter le nombre de relevés pour les plages enrochées ainsi que l'effectif total, de façon à améliorer la représentativité et le nombre de données pour fins d'analyse statistique. Tous les transects échantillonnés en 2006 ont été visités à nouveau en 2007.

4.3.2 Échantillonnage

4.3.2.1 Stratégie d'échantillonnage

Les stations ont été positionnées le long des transects à distance égale de la ligne de rivage. Cette distance a été fixée à 5 m de la ligne de rivage pour la station du haut estran naturel (HN) et à environ 25 m pour la station du bas estran naturel (BN). Lorsque la zone intertidale avait une largeur suffisante, une deuxième station a été effectuée dans le bas estran inférieur à environ 40 m. Dans tous les cas, le nombre de stations par transect dépend de la largeur de la zone intertidale à un endroit donné. Chacune des stations est échantillonnée en période exondée au moyen de parcelles (ou quadrats), mesurant 25 cm de côté par 20 cm de hauteur, en triplicatas (*identifiés A, B, C, voir la Figure 4.7*). Les quadrats sont positionnés de façon aléatoire (quadrat lancé) à ± 1 m de distance lorsqu'un point de station est établi.

Toutefois, en zone enrochée, la réalité de terrain a empêché que les mêmes distances soient respectées. L'étroitesse de la zone intertidale et l'absence de ligne de rivage nettement bien distinguable ont forcé l'établissement de nouveaux repères pour l'emplacement des stations. De plus, il n'a pas été possible d'identifier clairement une flexure de plage, ce qui a rendu hasardeux la délimitation conventionnelle entre le haut et le bas estran. Pour les segments enrochés de Saint-Siméon, une station a été prévue à 10 m à partir de la base de l'enrochement, la zone intertidale mesurant généralement moins de 10 m. Devant l'enrochement de Bonaventure, la zone intertidale étant réduite à moins de 2 m, une distance d'environ 1 m a été établie, de façon à obtenir des données pour ce secteur.



Figure 4.7 Positionnement aléatoire des parcelles pour une station donnée.

4.3.3 Composantes environnementales et biologiques

4.3.3.1 Relevés topographiques

Pour évaluer la variation topographique, un profil de plage est effectué le long de chaque transect au moyen d'un récepteur DGPS ProMark3 (Thales Navigation). Le centre de chaque parcelle a été marqué en X, Y et Z durant l'échantillonnage biophysique. Le mode *Stop and Go* a été utilisé, le temps nécessaire à l'initialisation de l'appareil a été fixé à 5 min, tandis que le temps d'observation du récepteur «mobile» a été fixé à 15 s pour un meilleur captage des signaux satellitaires.

La borne géodésique utilisée comme repère pour le récepteur de la «base» du système DGPS est située à proximité de la microfalaise de la flèche littorale de Saint-Siméon (matricule 780K263, Ressources naturelles, Québec) (*Figure 4.8*). Toutefois, un réajustement des coordonnées de cette borne par le calibrage à partir d'une borne de type «haute précision» (point RPG), située dans le secteur de Caplan, a été nécessaire à l'automne de 2007. Ainsi, la précision du point de référence de Saint-Siméon a été augmentée en absolu. La borne géodésique de Saint-Siméon possède en outre l'avantage d'être complètement dégagée, afin d'obtenir une meilleure captation des signaux satellitaires.

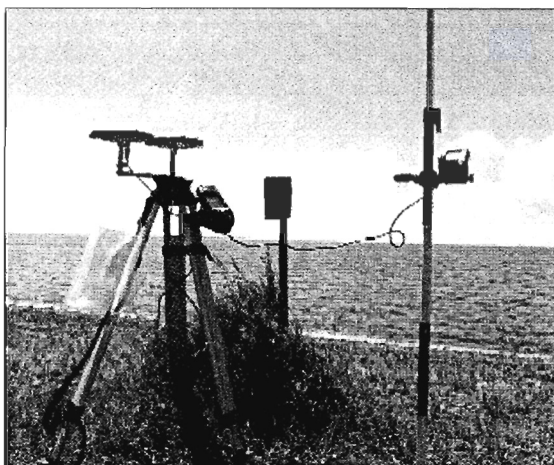


Figure 4.8 Positionnement de l'appareil DGPS sur une borne géodésique durant la phase d'initialisation de la base (gauche) et du mobile (droite).

La précision du DGPS est de 0,005 m à l'horizontale et de 0,01 m à la verticale dans des conditions optimales d'utilisation (selon le fabricant Thales Navigation). La disponibilité des satellites, le type de surface environnante et la couverture nuageuse peuvent modifier cette précision théorique. Ces facteurs sont jugés réduits au maximum, mais sont néanmoins difficiles à évaluer.

4.3.3.2 *Caractérisation et échantillonnage du substrat*

Un seul échantillon granulométrique du substrat de surface a été prélevé par convention à quelques centimètres de la parcelle identifiée «A» de chacune des stations. Devant l'enrochement de Saint-Siméon, la récolte d'échantillons de la fraction fine a parfois été impossible, puisque la plage était constituée de blocs délavés. Des mesures qualitatives ont été notées pour les stations où l'échantillonnage n'a pas été possible.

De plus, une coupe stratigraphique a été effectuée à proximité de la parcelle «C», par convention, sur une profondeur d'au moins 30 cm. L'épaisseur de l'unité de surface est un élément nécessaire à l'interprétation géomorphologique de l'évolution du littoral, passée et actuelle. La coupe stratigraphique permet également d'évaluer de façon qualitative le volume sédimentaire des plages et d'identifier la source des différents sédiments.

4.3.3.3 *Teneur en matière organique (TMO)*

La teneur en matière organique est un indice de la disponibilité en nutriments des communautés benthiques. Cette mesure a été obtenue en laboratoire à partir de l'échantillon granulométrique récolté sur le terrain. La méthode d'extraction de la TMO est présentée à la section «Analyse en laboratoire» (voir la section 4.3.4).

4.3.3.4 *Microphytopigments*

La cueillette des échantillons de sédiments servant à l'analyse de la biomasse microphytobenthique a été réalisée à l'aide d'une seringue en plastique tronquée de 2,6 cm de diamètre. Ces échantillons ont été récoltés sur le premier centimètre du centre de chaque parcelle et conservés au frais et à l'obscurité. Après chaque journée, ces derniers ont été dilués dans 20 ml d'acétone à 90 %, pour permettre l'extraction des pigments photosynthétiques.

4.3.3.5 *Macro-invertébrés*

À marée basse, dans chaque parcelle, les macro-invertébrés ont été prélevés au moyen d'une truelle sur 20 cm de profondeur ou moins, là où le roc affleure. Le volume de substrat a été transféré dans un caisson de plastique pour recueillir les plus gros organismes. La totalité du volume prélevé a été passée sur un tamis de vide de maille de 0,5 mm. La fraction retenue sur le tamis a été prélevée à la main. Les organismes ont été fixés dans une solution de formaldéhyde à 4 % tamponné.

4.3.4 *Analyses en laboratoire*

4.3.4.1 *Analyse des données géographiques*

Les données provenant du DGPS ont été post-traitées à l'aide du logiciel GNSS Solutions (GNSS Solutions Limité). Le système de référence spatiale utilisé est le WGS84 NAD83 UTM. Les données sont donc affichées en coordonnées planimétriques.

4.3.4.2 *Angle des plages*

Les données altimétriques récoltées en 2007 provenant du lidar aéroporté (voir la section 4.1.3.) ont été utilisées afin de calculer l'angle des plages. À l'aide du SIG ArcGIS 9.2, le fichier de forme comportant le nuage des points altimétriques des plages a permis d'établir cet angle, en degrés, pour chaque transect. L'outil *Spatial Analyst* (onglet *Slope*) de ArcGIS 9.2 a été utilisé pour cette étape. Ces données sont disponibles uniquement pour l'année 2007.

4.3.4.3 Analyse sédimentologique

La méthode d'analyse employée pour l'analyse granulométrique est la diffraction laser, effectuée au moyen de l'appareil LS 13320 Beckman-Coulter Particule Size Analyser. Les données statistiques de chaque échantillon analysé par diffraction laser sont traduites sur un fichier Excel, au moyen de la macro *Gradistat 4.0* (Blott et Pye, 2001) du logiciel Microsoft Excel 2000. Les paramètres utilisés sont la moyenne, le coefficient de triage (selon la méthode de Folk et Ward, sur échelle logarithmique) et la proportion relative (en pourcentage) de sable grossier, de sable moyen, de sable fin, de silt et d'argile.

De plus, à l'aide d'une balance électronique, a été noté le poids absolu (en grammes) et relatif (en pourcentage) de la fraction fine (<2 mm) et grossière (>2 mm) de la totalité de l'échantillon.

4.3.4.4 Analyse de la teneur en matière organique

La détermination du pourcentage de la matière organique contenu par échantillon de substrat a été réalisée selon la méthode de la perte au feu. Les échantillons ont d'abord été séchés au four à 105 °C pendant environ 24 h et tamisés sur un tamis de 2 mm. Un échantillon de 10 g de la fraction fine a ensuite été pesé et mis dans des creusets chauffés à rouge. L'échantillon a ensuite été calciné au four pendant quatre heures à 550 °C et pesé à nouveau.

Le calcul utilisé pour le poids de matière organique est le suivant:

$$\% \text{ M.O.} = \frac{\text{poids du sol sec (g)} - \text{poids du sol incinéré (g)}}{\text{poids du sol sec (g)}} \times 100$$

$$\% \text{ M.O.} = \frac{((P_1 - P_0) - (P_2 - P_0))}{(P_1 - P_0)} \times 100$$

où :

M.O. : matière organique

P₀ : poids du creuset vide

P₁ : poids final

P₂ : poids du creuset contenant les cendres

4.3.4.5 Analyse de la biomasse microphytobenthique

La détermination des concentrations en chlorophylle *a* et en phaeopigments a été effectuée par fluorométrie, à l'aide d'un fluoromètre Turner Design 10AU, après extraction des pigments chlorophylliens des échantillons dans l'acétone à 90 %, et maintenu à 4° C et à l'obscurité pour une période de dix-huit à vingt-quatre heures.

La biomasse microphytobenthique a été obtenue à partir du dosage de la chlorophylle *a*. La biomasse algale s'exprime d'abord en microgramme de chlorophylle *a* ou de phaeopigments par gramme de sédiments secs ($\mu\text{g g}^{-1}$), puis est convertie en milligramme ou μg par mètre carré de surface humide (mg m^{-2}). Les équations utilisées pour calculer la biomasse algale sont les suivantes (Kemp *et al.*, 1993):

$$\text{Chlorophylle } a \text{ (}\mu\text{g g}^{-1} \text{ sédiments secs)} = (\text{Fb} - \text{Fa}) * \text{Tau}/\text{Tau}-1 * (\text{v}/\text{x} * 1000) * \text{Fd}$$

$$\text{Phaeopigments (}\mu\text{g g}^{-1} \text{ sédiments secs)} = \text{Tau} * (\text{Fb} - \text{Fa}) * \text{Tau}/\text{Tau}-1 * (\text{v}/\text{x} * 1000) * \text{Fd}$$

où **Fb** = fluorescence avant acidification; **Fa** = fluorescence après acidification; **Tau** = ratio d'acidification de la Chl *a* pure (spécifique pour chaque fluoromètre); **v** = volume d'acétone utilisé pour l'extraction; **x** = poids sec des sédiments; et **Fd** = constante de calibration (spécifique à chaque appareil).

Le poids des sédiments secs a été déterminé après chauffage des échantillons spécifiquement récoltés à cet effet, pendant 48 heures à 60 °C. Pour la conversion en mg par unité de surface, la démarche suivante a été observée, applicable aux deux équations :

$$\text{Chlorophylle } a \text{ (mg m}^{-2} \text{ surface humide)} = \text{Chl } a * (\text{xh}/\text{xs}) / \text{s2}$$

où **Chl a** = quantité de chlorophylle *a* en $\mu\text{g g}^{-1}$ sédiments secs; **xh** = poids des sédiments humides; **xs** = poids des sédiments secs; et **s2** = superficie de la seringue en m^2 .

4.3.4.6 *Traitement et identification de la macrofaune*

Les échantillons macrofauniques ont été conservés dans une solution de formaldéhyde à 4 % tamponnés et fixés à la teinture rose Bengale. En laboratoire, ces échantillons ont été passés une nouvelle fois sur un tamis de vide de maille de 500 microns et transférés dans un contenant ouvert, à des fins d'identification à la loupe binoculaire. Sous cette loupe, les organismes ont ensuite été comptés et identifiés au genre ou au groupe taxonomique le plus précis. Par la suite, la diversité, l'abondance, la densité (nombre d'individus par m²) et la composition taxonomique ont été déterminées. Chaque calcul a été effectué pour chacune des parcelles.

4.3.5 *Limites de la méthode*

Certaines limites s'appliquent aux instruments et aux méthodes utilisées. D'abord, la précision du récepteur DGPS varie selon les conditions climatiques et la précision de la borne de référence. Cette erreur est difficilement quantifiable, mais elle est supérieure à l'erreur indiquée par le fabricant de l'appareil, puisque cette dernière est valable dans des «conditions optimales d'utilisation».

Les valeurs de chlorophylle *a* obtenues par fluométrie sont en fonction du volume d'acétone par échantillon. Or, une légère défektivité du compteur en millilitre a pu faire légèrement varier le volume établi à 20 ml, malgré les précautions observées.

La pente des plages a été calculée à partir des données lidar transférées au format «tingrid» dans ArcGIS. La précision du calcul pour les plages peut varier de quelques degrés d'après des mesures effectuées à quelques mètres de distance sur une même plage, selon des essais préalables.

4.4 **Analyses statistiques**

4.4.1 *Groupements a priori*

Au cours des campagnes de terrain de 2006 et de 2007, les observations qualitatives effectuées sur les plages naturelles ont permis d'identifier deux milieux différents au plan morpho-sédimentologique, soit le haut estran et le bas estran. À noter que des bas estrans inférieurs représentent des stations localisées près de la limite des basses mers de vives-eaux, soit, dans la zone d'étude, généralement à 45 m de la ligne de rivage. En comparaison, les stations de bas estrans étaient généralement situées à environ 25 m de la ligne de rivage. Des groupements *a priori* ont été

créés pour toutes les analyses statistiques selon la localisation de la station d'échantillonnage (tableau 4.2).

4.4.2 Exploration de la variation en zone intertidale : modèle multivarié

En écologie, la complexité des plans d'échantillonnage implique souvent l'application d'analyses multifactorielles. Les analyses multivariées visent à connaître dans quelle proportion plusieurs variables environnementales échantillonnées ainsi que leurs interactions sont responsables de la variation biologique observée. Ces analyses permettent donc d'évaluer la structure ou la «réponse» des organismes à l'échelle des communautés et des écosystèmes en regard des variables environnementales échantillonnées. Les analyses multifactorielles permettent également de mieux cibler les variables environnementales d'intérêt qui feront l'objet de tests d'hypothèses paramétriques et/ou non-paramétriques.

4.4.2.1 Analyse canonique des redondances (ACR)

Une des méthodes d'ordination les plus largement utilisées pour analyser la structure des communautés en fonction des 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). Cette analyse procède, dans un premier temps, 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. Dans un deuxième temps, l'analyse utilise une matrice explicative aux mêmes n lignes, et à p colonnes, correspondant aux variables environnementales mesurées sur les mêmes sites (Makarenkov et Legendre, 1999).

Tableau 4.2 Groupements a priori et codes associés

Codes/groupes	Milieu
<i>a priori</i>	
A	plages artificielles
NH	plages naturelles de haut estran
NB	plages naturelles de bas estran
BNI	plages naturelles de bas estran inférieur , localisées à ± 45 m de la ligne de rivage.

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 (Makarekovic et Legendre, 1999). Les valeurs propres (*eigenvalues*) calculées par le statisticien sont par défaut des moyennes pondérées (ou *WA* pour *weighted averages*). Cette méthode répond mieux aux erreurs (ou bruits) associées aux variables environnementales que la méthode des combinaisons linéaires (ou *LC* pour *linear combination*), plus restrictive (Oksanen, 2007). Les variables explicatives sont représentées par des vecteurs (appelés vecteurs propres), dont l'orientation indique le sens de la variation ou du gradient environnemental, alors que la longueur indique la force du gradient (Oksanen, 2007). L'analyse par ACR permet également de réduire le nombre de variables explicatives en éliminant automatiquement les variables qui covarient. 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) (Makarekovic et Legendre, 1999).

La significativité du modèle obtenu peut être testée par un ANOVA par permutations. Un tel test, qui permet d'évaluer le modèle obtenu à partir de la matrice observée, est significativement différent de la matrice théorique estimée par les permutations. Lorsque l'inertie contrainte estimée est toujours plus basse que l'inertie contrainte observée, le modèle est réputé significatif (Oksanen, 2007).

La matrice utilisée comprend 28 stations échantillonnées en 2007 (n=28), après élimination des données manquantes et des stations où aucun organisme n'a été échantillonné. Les données de 2006 n'ont pu être analysées, étant donné le très faible nombre de stations en zone artificielles et le nombre d'échantillons granulométrique perdus. L'analyse par ACR a été effectuée à l'aide du progiciel **R**, version 2.6.0 (R Development Core Team, 2005).

4.4.2.2 *Matrice biologique*

Une moyenne des trois parcelles a d'abord été effectuée sur l'abondance absolue afin de comparer les résultats par station. Le niveau taxonomique retenu est le genre ou le niveau taxonomique supérieur au genre (famille ou ordre). Chapman (1998) a par ailleurs montré que l'utilisation de matrices au genre permet d'obtenir des résultats similaires à l'identification à l'espèce. La

résolution au genre est donc jugée adéquate et elle permet en outre d'éviter le biais associé à l'erreur d'identification, une erreur jugée substantielle pour les données d'études.

L'étude des taxons rares ne faisant pas partie de l'objectif général (c.-à-d., présenter les plus fortes caractéristiques et les tendances du milieu d'étude), les genres représentant une abondance relative inférieure à 0,5 % ont été exclus de l'analyse. Les amphipodes ont également été exclus de l'analyse, car la méthode d'échantillonnage n'était pas adaptée pour la collecte de l'épifaune vagile (Bégin *et al.*, 2004).

4.4.2.3 Transformation des données

L'analyse canonique des redondances (ACR) est basée sur l'analyse des distances euclidiennes. Comme cette distance n'est pas adaptée aux données biologiques comprenant plusieurs zéros, la transformation d'Hellinger (Legendre et Gallagher, 2001) a été utilisée. En plus d'être appropriée pour l'ACR, cette mesure donne un faible poids aux espèces rares et peut être utilisée dans le cas d'abondances non unimodales, un cas fréquent en écologie (Legendre et Gallagher, 2001). Aucune autre transformation n'a été effectuée sur les données biologiques.

4.4.2.4 Matrice environnementale : transformation et normalité des répartitions

L'ACR ne peut contenir des données dont le total est égal à 1, comme c'est le cas pour le pourcentage des classes granulométriques de la fraction fine (pourcentage de sable grossier, de sable moyen, de sable fin, de silt et d'argile). Des corrélations de Spearman, effectuées sur les données à titre exploratoire, ont permis d'exclure la classe granulométrique la moins corrélée aux données biologiques ; le sable fin a été exclu.

La multinormalité des répartitions des dix variables environnementales a été évaluée à l'aide du test Mardia du logiciel PAST, version 1.71. Toutefois, ce test étant conseillé pour des effectifs plus grands ($n > 50$) (Hammer *et al.*, 2007), un test de Shapiro-Wilk sur les variables uniques a également été effectué. L'hypothèse nulle de ces tests assume le caractère normal de la répartition. Les variables contenant des données négatives ont été rapportées sur une échelle positive en y additionnant la plus petite valeur de la répartition. Une transformation logarithmique a été effectuée si celle-ci permettait d'obtenir la normalité de la répartition. Dans le cas contraire, ces répartitions

n'ont pas été transformées, puisque la normalité n'est pas une condition d'application obligatoire pour l'analyse canonique des redondances.

Les variables environnementales ont ensuite été standardisées selon la méthode de Wisconsin, dans **R**. La standardisation de Wisconsin augmente le potentiel de détection des indices de similarité (Quinn et Keough, 2003).

4.4.2.5 *Prise en compte de l'échelle spatiale comme aspect structurant des données (matrice spatiale)*

En écologie, l'espace est considéré comme un facteur structurant les communautés ou encore comme un facteur *confondu* (alors appelé autocorrélation spatiale), menant à un biais dans l'analyse de la réponse biologique à des variables environnementales 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 interactions biologiques telles que la compétition, la dispersion, le recrutement, etc. Par ailleurs, l'autocorrélation spatiale est fréquente dans les données écologiques (Borcard *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). À partir des coordonnées planimétriques Y et X de chaque site d'échantillonnage (c.-à-d. les stations), l'analyse par PCNM crée une matrice spatiale qui sera utilisée dans une ACR dite partielle. Le programme SpaceMaker2 (Borcard et Legendre, 2001, 2003) a été utilisé pour l'analyse pour la création de la matrice spatiale.

4.4.2.6 *Significativité et choix du modèle*

Dans une première analyse exploratoire, la significativité des modèles avec et sans matrice spatiale a été testée au moyen d'une ANOVA par permutation (*step* = 200, nombre de permutations = 200) (Tableau 4.3). La non-significativité du modèle prenant en compte la matrice spatiale permettrait d'utiliser une seule matrice explicative dans une analyse ACR dite standard. Le seuil de significativité est établi à $p < 0,05\%$.

4.4.2.7 Partitionnement de la variance

Un partitionnement de la variance (Borcard *et al.*, 1992) a également été effectué sur les trois matrices. Cette analyse établit la proportion de variance biologique expliquée par les paramètres suivants (*Figure 4.9*) :

- les facteurs environnementaux seuls;
- l'action conjointe des facteurs environnementaux et de la composante spatiale des données;
- la composante spatiale seule;
- la proportion de variation inexpliquée par le modèle.

Cette méthode apparaît comme un complément adéquat aux tests de significativité (Borcard *et al.*, 1992) mentionnés au paragraphe précédent, en mesurant la contribution de chacune des matrices à la variation totale. Elle permet donc d'estimer l'importance relative des facteurs environnementaux sur la variation totale. Les proportions obtenues ne constituent pas un pourcentage, mais bien un coefficient ; le total de a, b, c et d peut donc excéder 100.

Tableau 4.3 Modèles testés par ANOVA par permutation selon les matrices choisies

Type d'analyse	Matrice dépendante	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	

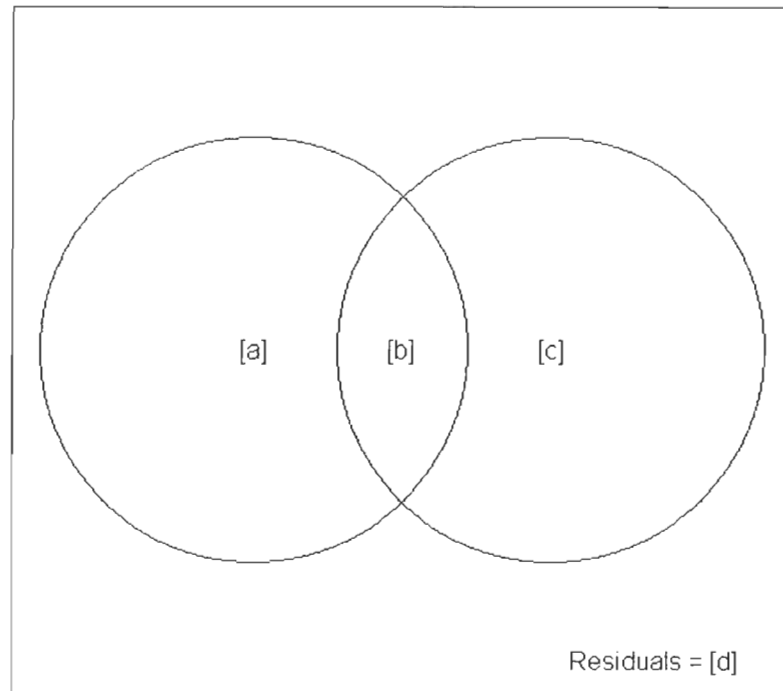


Figure 4.9 Partitionnement de la variance. Variation de la matrice dépendante expliquée par (a) les facteurs environnementaux seuls, (b) l'action conjointe de facteurs environnementaux et de la composante spatiale, (c) la composante spatiale seule, et (d) la proportion de variation inexpliquée par le modèle.

4.4.3 Analyse de la variation au sein des assemblages benthiques (données de 2006 et de 2007)

L'analyse de similarité (ANOSIM, Clarke et Green, 1988) est une analyse d'abord développée pour la détection d'un impact (Chapman et Underwood, 1999). Cette analyse a l'avantage de tester la différence dans les assemblages «seuls», sans la contrainte d'une matrice explicative, et apparaît en ce sens un complément adéquat à l'analyse canonique des redondances (ACR). Dans le cadre de la présente recherche, l'ANOSIM à un facteur a été utilisée afin de tester les différences significatives dans la structure des communautés benthiques entre les différents milieux échantillonnés (2006 : les groupes *a priori* NH, NB, NBI ; 2007 : les groupes *a priori* A, NH, NB), en les comparant deux à la fois. L'hypothèse nulle de ce test présume que la moyenne des rangs de dissimilarité entre toutes les paires possibles d'objets (ici les abondances fauniques) à l'intérieur des groupes est la même que la moyenne des rangs de dissimilarité entre les paires d'objets entre les groupes (Chapman et Underwood, 1999).

En 2006, le nombre relativement important de stations échantillonnées dans le bas estran inférieur (c.-à-d. à environ 50 m de la ligne de rivage) a permis d'ajouter ce groupement *a priori* à l'analyse. Une différence significative entre les deux groupes appartenant au bas estran naturel permettrait de renforcer l'idée selon laquelle les paramètres morphosédimentaires du haut et du bas estran sont différents, et que cette différence influence la répartition des communautés. Pour les données de 2006, les trois combinaisons suivantes ont été testées, soit HN c. BN c. BNI. Le faible nombre de stations en zone artificielle n'a pas permis de retenir le groupe A.

Pour les données de 2007, quatre analyses ont été effectuées pour la comparaison des groupes suivants : A c. N (NH et NB confondus) et A c. NB c. NH. Le faible nombre de stations appartenant au groupe BNI n'a pas permis de retenir ce groupe. Les effectifs pour chaque groupe sont présentés au tableau 4.4. Les stations où aucun organisme n'a été récolté n'ont pas été retenues. De plus, certaines stations non retenues dans l'analyse par l'ACR en raison du manque de données environnementales pourront être analysées par ANOSIM.

Tableau 4.4 Effectif pour les différents groupes

	2006	2007
A	2*	8
HN	7	9
BN	13	13
BNI	6	3*

* Ces groupes n'ont pas été retenus en raison de leur trop faible effectif.

4.4.4 Test de significativité sur des variables uniques selon les trois milieux échantillonnés

Des analyses de variance ont été réalisées sur les différentes variables quantitatives (environnementales et biologiques). Ces analyses permettent de vérifier la significativité des relations mises en lumière par les résultats de l'ACR. Les ANOVA sont généralement utilisées pour analyser la variance entre des groupements *a priori*, comme des traitements, dans le cas d'un plan d'expérience ou des populations (Quinn et Keough, 2003) dans le cas de plans d'échantillonnage. L'hypothèse nulle de cette analyse est que la variation n'est pas expliquée par le facteur d'intérêt (niveaux A, NH, NB), l'hypothèse alternative étant qu'elle est expliquée par au moins un des niveaux du facteur.

Des analyses de variance paramétriques (ANOVA) à un facteur fixe à trois niveaux (A, NH, NB) ou leur équivalence non paramétrique, soit le test de Kruskal-Wallis, ont été réalisées suivant la normalité des résidus. La normalité des résidus a été déterminée à l'aide du test de Kolmogorov-Smirnov ($p > 0,05$). Une transformation de la racine carrée ou logarithmique a été réalisée lorsque celles-ci permettaient de normaliser la répartition des résidus. L'égalité des variances a été évaluée au moyen du test de Levene ($p > 0,05$). Lorsque la normalité n'était pas atteinte par ces transformations, le test non paramétrique a été effectué.

Finalement, afin de déterminer quels milieux sont significativement différents (deux à deux) en regard de chaque variable, un test de comparaison de moyennes de Tukey a été employé sur les paires, advenant une différence significative par ANOVA. À noter que le test de Kruskal-Wallis ne permet pas la comparaison des milieux ou groupes deux à deux, mais seulement entre les trois niveaux de facteur. Les analyses de variance ont été réalisées à l'aide du logiciel SAS version 9.1.3 (SAS Institute Inc., 2008).

CHAPITRE V RESULTATS

D'abord, les résultats de l'évolution historique du littoral sont présentés, puis ceux de l'échantillonnage écogéomorphologique.

5.1 Évolution historique du trait de côte et de la largeur des plages en regard de l'artificialité du littoral

Dans un premier temps est présentée l'évolution historique de la ligne de rivage selon les grands types de côte pour l'ensemble de la région d'étude. Ensuite, l'évolution de la ligne de rivage et de la largeur des plages est présentée par sous système homogène, en portant une attention particulière à l'influence de l'artificialité du littoral sur la dynamique côtière. Les résultats sont présentés sous forme de cartes et de graphiques, pour neuf secteurs jugés homogènes (*figure 5.1*). L'ordre de présentation des résultats va d'ouest en est, soit dans le sens de la dérive littorale (c.-à-d., de l'amont vers l'aval de la dérive littorale). Dans le texte, les taux sont arrondis au dixième près et la plupart des pourcentages sont arrondis à l'unité près.

5.1.1 Évolution historique du littoral à l'échelle de l'unité hydrosédimentaire

La région d'étude présente une grande diversité de systèmes côtiers. Rappelons que les principaux types de côte sont les flèches littorales à marais maritime (30 %), les terrasses de plage (22 %), les marais maritimes (16 %), les falaises composées de dépôts glacio-marins (15 %), les falaises deltaïques (8 %) et les falaises rocheuses de grès (2 %) (*tableau 3. 2*).

En regard de la position du trait de côte, le bilan global d'évolution côtière pour la région d'étude est négatif pour la période de 1934 à 2007, variant entre -0,1 m/an et -1,1 m/an. Seules les côtes à flèche littorale font exception à ce bilan négatif, puisque leur trait de côte a progressé (c.-à-d., a avancé vers la mer) en moyenne de 0,4 m/an (*figure 5. 1*).

Les valeurs de reculs moyens les plus élevées ont été mesurées pour les côtes à marais maritime. En effet, le taux de recul moyen 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). Ce recul est surtout associé au recul du marais de Saint-Siméon, dont le trait de côte a globalement reculé de presque 100 m depuis 1934.

5.1.2 Secteur A (Havre du Ruisseau-Leblanc)

D'une longueur de 270 m, le secteur A est constitué d'une terrasse de plage située directement en amont du havre du Ruisseau-Leblanc (*figure 5.2*), déjà existant en 1934 et dont les structures de protection contre la houle ont été maintes fois modifiées.

5.1.2.1 *Trait de côte et ligne de rivage*

La progression de la ligne de rivage s'est effectuée à un rythme de 0,55 m/an entre 1934 et 2007, alors que le bilan moyen global pour les terrasses de plage du secteur d'étude est plutôt négatif, à -0,30 m/an (*tableau 1 de la figure 5.2*). Cette accumulation est directement associée au déficit des sédiments en transit vers l'est par le quai ou les jetées présentes à différentes époques. Il s'agit de la plus forte accumulation pour une côte à terrasse de plage dans la région d'étude. De 1934 à 2007, l'accumulation a été plus prononcée de l'ouest vers l'est (*tableau 2.1 à la figure 5.2*).

5.1.2.2 *Largeur des plages*

La largeur moyenne de la plage est passée de 15,80 m à 21 m entre 1934 et 2007 (*tableau 2 à la figure 5.2*), une augmentation également liée à la présence du quai. La présence d'un muret en bordure du quai en 1963, conçu pour protéger un bâtiment, ne semble pas avoir affecté négativement la largeur de la plage. De surcroît, en 1963, la présence d'un banc d'accumulation récent de bas estran accolé à la plage a probablement provoqué l'engraissement de cette dernière en bordure du quai. Toutefois, en 1986, la présence d'un court enrochement pour protéger une résidence localisée au début de la cellule hydrosédimentaire a provoqué une réduction de la largeur de la plage. L'impact a toutefois été bref, en raison de l'accrétion du haut de plage observée entre 1986 et 1992, où la présence du quai a plutôt permis l'accrétion sédimentaire. On observe donc des tendances différentes selon les types de protection et leur caractère parallèle ou perpendiculaire au rivage.

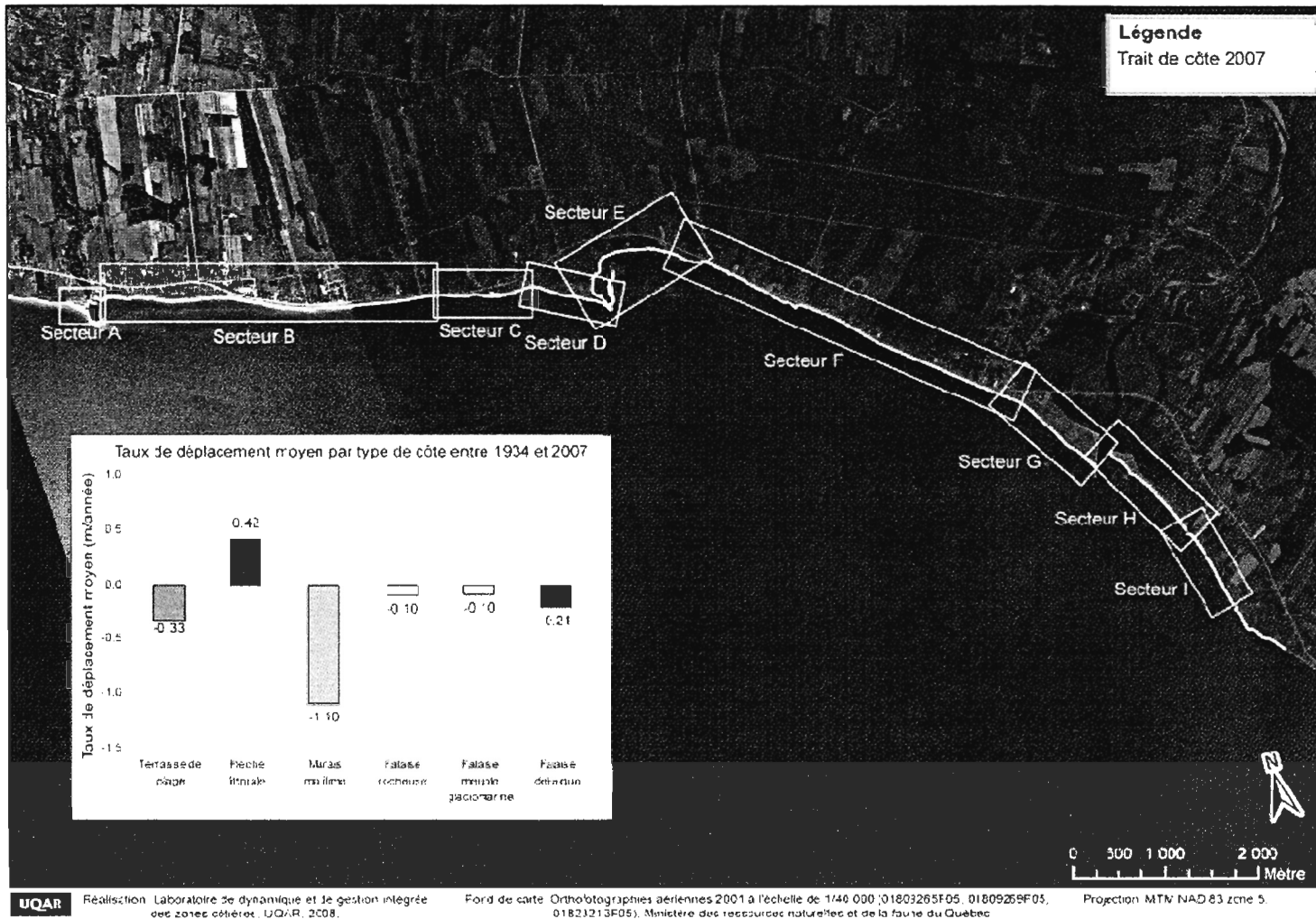


Figure 5.1 Localisation des sous-secteurs d'étude dans la région de Saint-Siméon et Bonaventure

5.1.3 Secteur B (Saint-Siméon)

D'une longueur de 3 800 m, le littoral du secteur B est caractérisé par une falaise rocheuse de grès sur laquelle reposent des dépôts glaciaires et glacio-marins surmontés par une unité littorale.

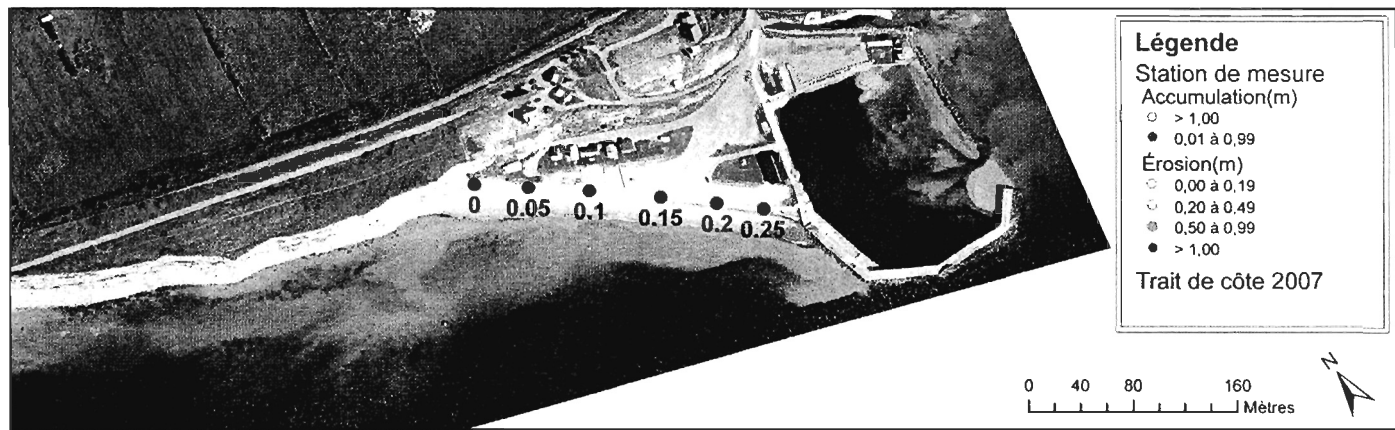
5.1.3.1 *Trait de côte et ligne de rivage*

Le littoral de ce secteur a reculé à un taux moyen de 0,10 m/an (*tableau 1 à figure 5.3*). La valeur maximale de recul de -0,26 m/an (*à borne 2,15*) a été observée dans un secteur de falaise meuble. La grande variation des mesures de l'évolution du trait de côte entre 1934 et 2007 (allure en dents de scie) est associée à la présence de nombreux petits glissements rotationnels dans le débord organique et les dépôts meubles des falaises et (*tableau 1.1 à la figure 5.3*). À noter que le même phénomène a été relevé au cours de la période 2003-2006 par Long et Xhardé (2009).

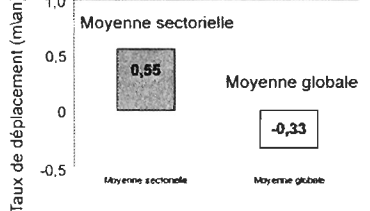
5.1.3.2 *Largeur des plages*

Dans son ensemble, la largeur des plages naturelles varie entre 8 m et 11 m (*tableau 1.1 à la figure 5.3*), et entre 4 m et 9 m pour les plages artificielles, des valeurs très faibles en comparaison aux autres secteurs. En effet, dans le secteur B, les largeurs de plages devant des enrochements ou des murets sont plus faibles que devant des plages naturelles, et ce, pour toutes les années de couverture. Par contre, la présence d'épis en 1934 et 1963 a permis une augmentation nette de la largeur des plages sur environ 350 m en amont de la dérive littorale (*tableau 2 à la figure 5.3*).

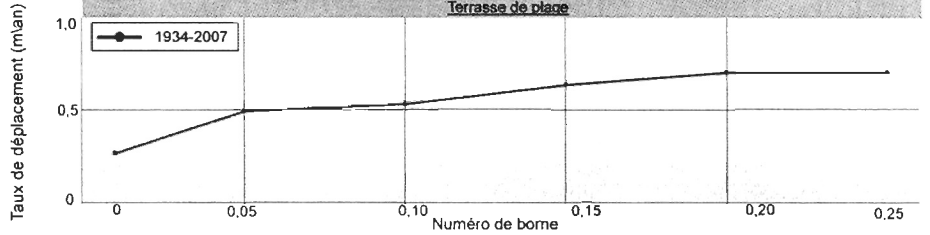
Par ailleurs, la présence d'un quai à Saint-Siméon agissant comme épi entre 1934 et 1963 a provoqué un élargissement important de la plage immédiatement en amont de celui-ci (*Figure 5.4*). La largeur moyenne de la plage à cet endroit a atteint une valeur maximale de 18 m en 1934.



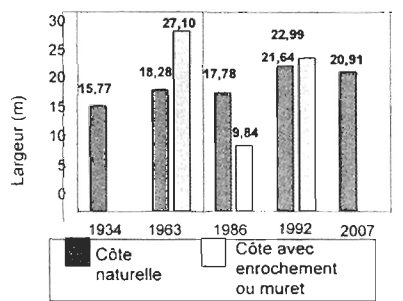
1. Taux de déplacement de la ligne de rivage par type de côte, de 1934 à 2007



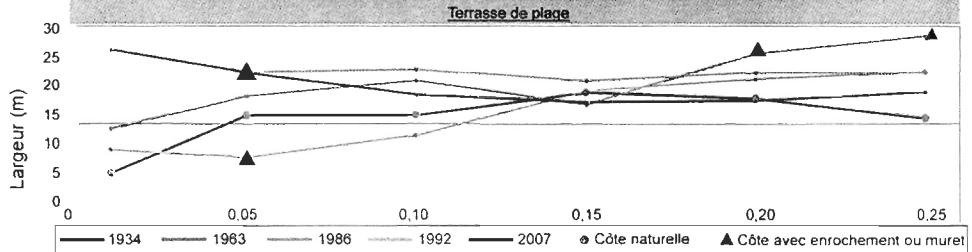
1.1 Évolution historique de la ligne de rivage, de 1934 à 2007



2. Largeur moyenne de la plage, de 1934 à 2007

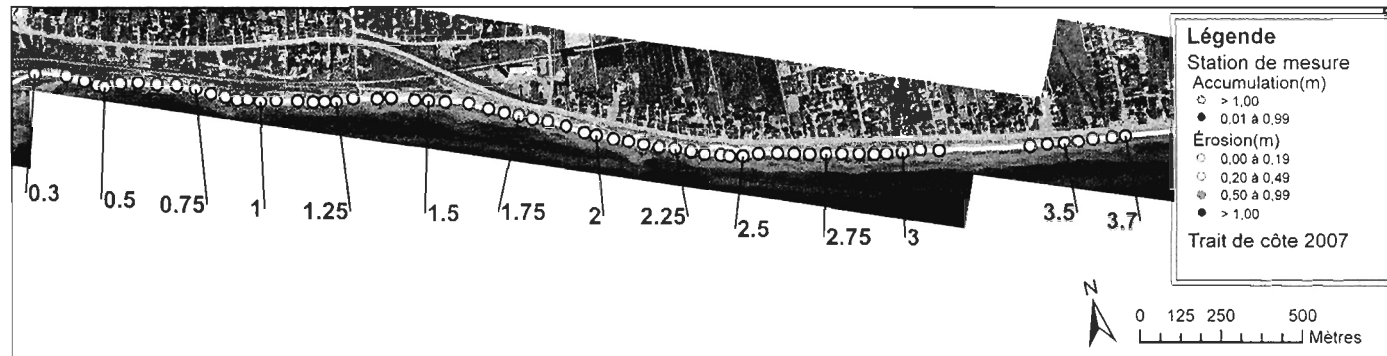


2.1 Évolution historique de la largeur des plages, de 1934 à 2007

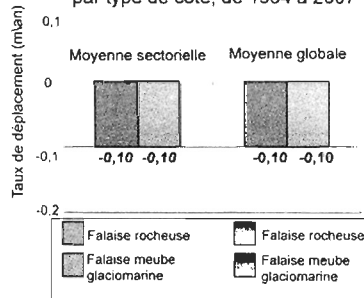


Réalisation: Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, UQAR, 2008, 2009.
 Source: Orthophotographie aérienne 2007. UQAR. Projection: NAD 1983 UTM Zone 19N

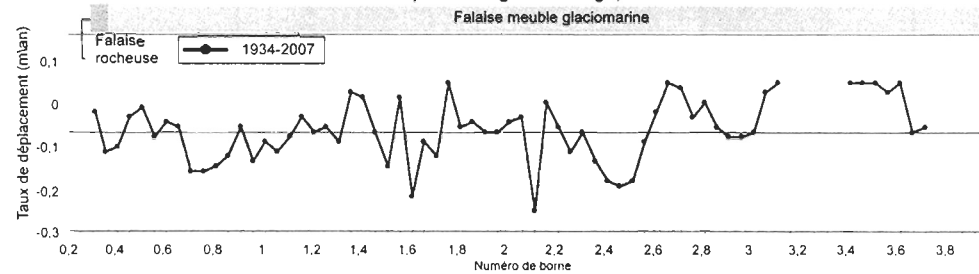
Figure 5.2 Évolution côtière historique du secteur A–Havre du Ruisseau-Leblanc.



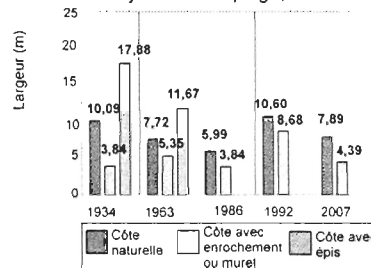
1. Taux de déplacement de la ligne de rivage par type de côte, de 1934 à 2007



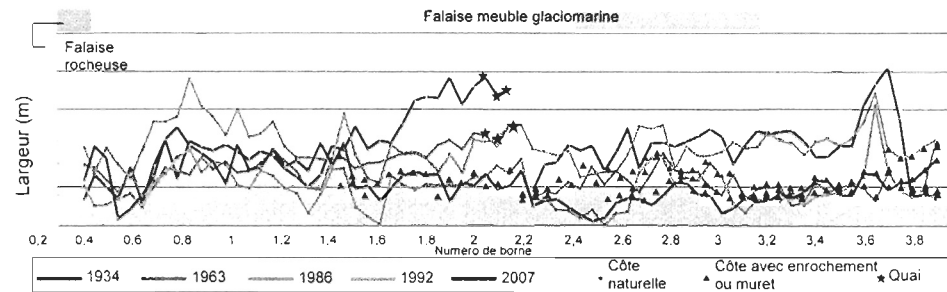
1.1 Évolution historique de la ligne de rivage, de 1934 à 2007



2. Largeur moyenne de la plage, de 1934 à 2007



2.1 Évolution historique de la largeur des plages, de 1934 à 2007



Réalisation: Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, UQAR, 2008, 2009.
 Source: Orthophotographie aérienne 2007, UQAR. Projection: NAD 1983 UTM Zone 19N

Figure 5.3 Évolution côtière historique du secteur B–Saint-Siméon



Figure 5.4 Présence d'un quai (flèches noires), en 1934 et 1963 et absence du quai 1986. En 1986, on marque la réduction de la largeur des plages tant en amont qu'en aval de l'ancien quai.



Figure 5.5 Vue vers l'ouest, ouvrages de protection en enrochement le long du secteur B, à marée mi-montante (7 juillet 2006).

En aval du quai, sur une longueur d'environ 150 m, la largeur de la plage est demeurée inférieure à 5 m. Sur les clichés de 1986, l'élargissement de la plage a complètement disparu en raison du démantèlement du quai.

Ce démantèlement pourrait être responsable de l'augmentation de la largeur moyenne des plages sur la couverture de 1992 (*tableau 2 à la figure 5.3*). Par contre, en 2007, ces largeurs moyennes ont été réduites. En 2007, très peu de littoral demeurait naturel (*Figure 5.5*).

Enfin, la présence du ruisseau de la Shop provoque la formation d'un delta sub-aquatique qui favorise l'apparition d'un saillant triangulaire visible sur les photographies aériennes. La largeur de la plage a généralement tendance à être plus importante devant l'exutoire du ruisseau de la Shop; la plage y a atteint la valeur maximale de 20,5 m en 1934 (*bornes 3,65 et 3,7 à figure 5.3*).

Finalement, il est possible de remarquer que la largeur des plages augmente de l'ouest vers l'est jusqu'en 1986, alors que cette tendance évolue vers une très faible variation entre les bornes de mesure en 1992, puis, s'inverse en 2007 (*tableau 2.1 à la figure 5.2*).

5.1.4 Secteur C (Rivière Saint-Siméon)

Le secteur C, qui s'étend sur 1 000 m de côte, est caractérisé principalement par une terrasse de plage ainsi qu'une flèche littorale d'embouchure située à l'exutoire de la rivière Saint-Siméon, parfois absente, selon les années.

5.1.4.1 *Trait de côte de ligne de rivage*

La ligne de rivage de la terrasse de plage a subi un recul moyen de 0,15 m/an entre 1934 et 2007 (avec une valeur maximale de 0,30 m/an), ce qui est inférieur à la moyenne globale de 0,33 m/an (*tableau 1 à la figure 5.7*). Ce taux moyen de recul relativement faible est associé en partie à une forte fluctuation de la ligne de rivage en bordure de la flèche d'embouchure de la rivière Saint-Siméon (*bornes 4.2 à 4.5 à la figure 5.7*). L'évolution de cette flèche est donc dépendante de la dynamique fluviale de cette rivière (*Figure 5.6*).

5.1.4.2 *Largeur des plages*

La largeur de la plage naturelle s'est généralement maintenue entre 14 m et 15 m, avec une valeur moyenne maximale de 20 m en 1992.

Depuis au moins 1934, le secteur est caractérisé par la présence de murets ponctuels, mais aussi par des enrochements, depuis au moins 1986. Devant ces structures, on a observé une réduction de 60 % de la largeur de la plage ou encore la disparition complète d'une plage découverte à marée basse. La largeur moyenne des plages artificialisées est inférieure à celles des plages naturelles sur toutes les couvertures aériennes (*tableau 2 de la figure 5.7*). De plus, les largeurs de plages supérieures à 15 m mesurées en 1934, 1992 et 2007 correspondent à des terrasses de plage sans artificialité.

Finalement, immédiatement à l'ouest de la rivière se trouvent actuellement les vestiges d'un ancien quai qui a lui aussi contribué à deux tendances, soit: 1) au recul de la ligne de rivage à l'est de la borne 4,05 (*figure 5.7*) suite au démantèlement du quai et 2) à l'augmentation de la largeur des plages en amont de la dérive littorale (c.-à-d., à l'ouest du quai) puis à une diminution en aval de la dérive (*tableau 2.1 de la figure 5.7*).

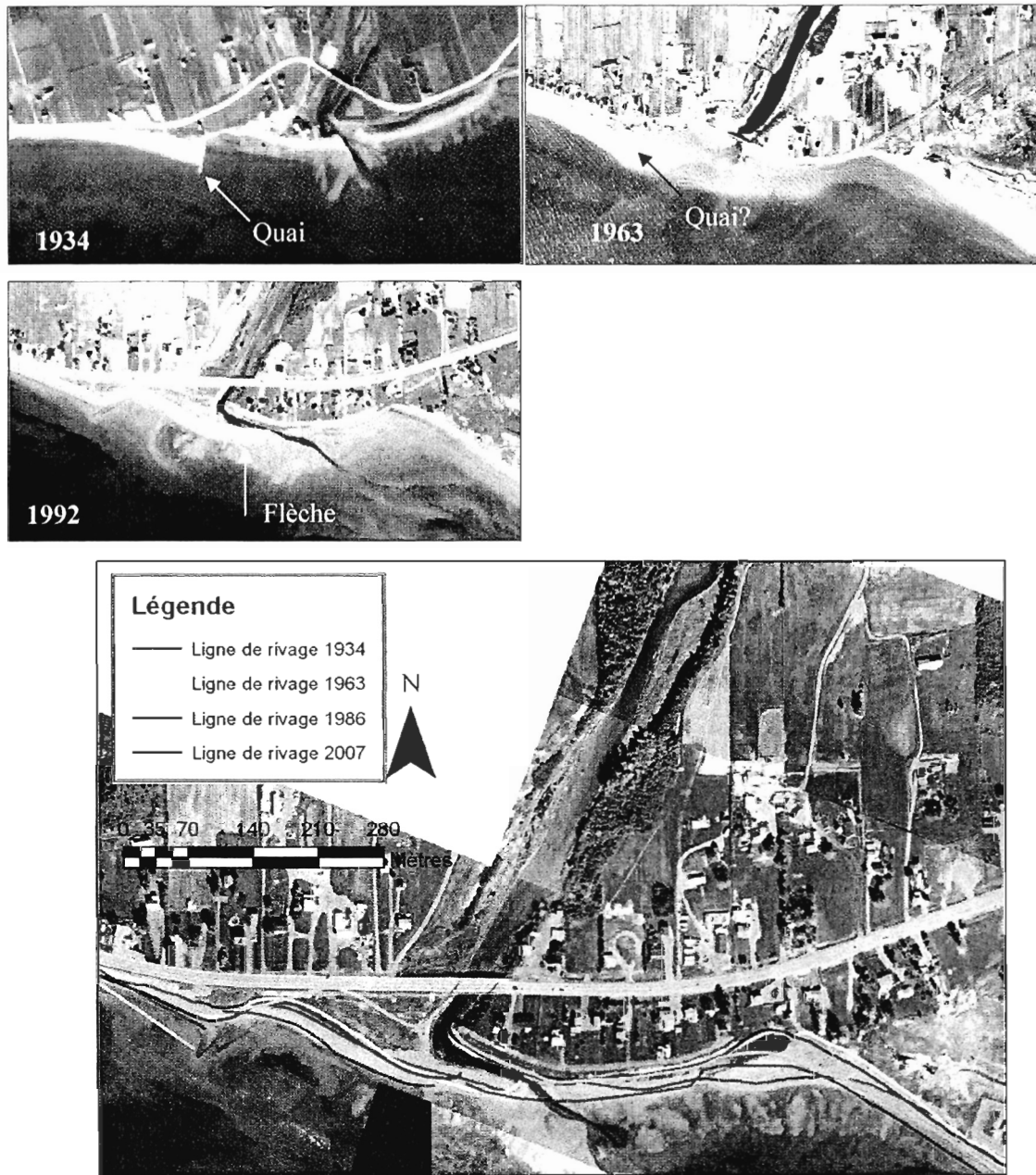
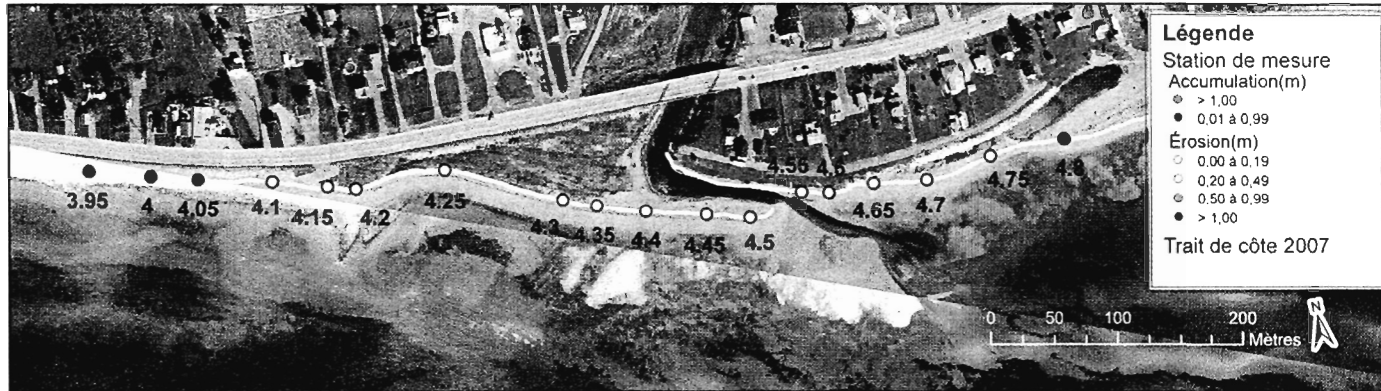
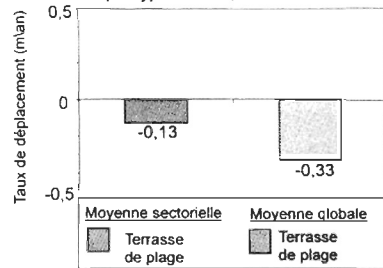


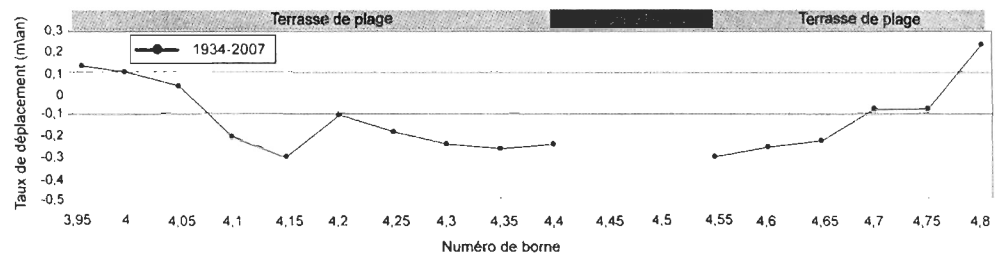
Figure 5.6 Évolution historique du secteur B liée à la présence d'un quai et à la dynamique fluviale de la rivière de Saint-Siméon. La figure du bas montre l'évolution de 1934 à 2007 de la ligne de rivage est présentée à partir des images 2007.



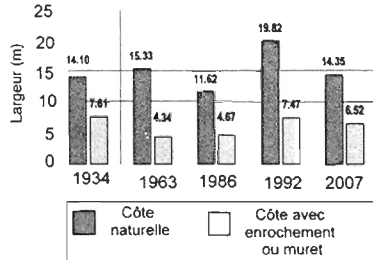
1. Taux de déplacement de la ligne de rivage par type de côte, de 1934 à 2007



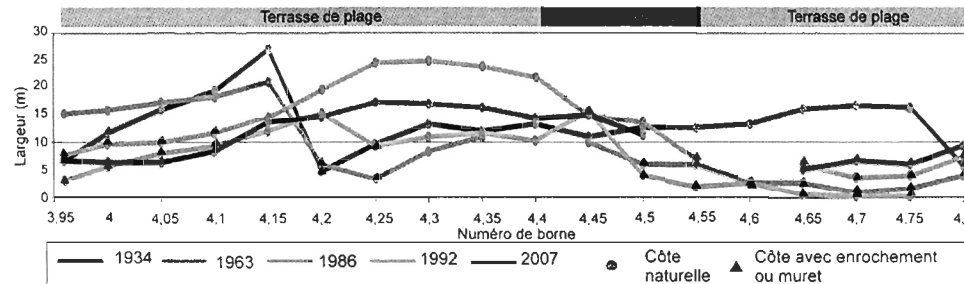
1.1 Évolution historique de la ligne de rivage, de 1934 à 2007



2. Largeur moyenne de la plage, de 1934 à 2007



2.1 Évolution historique de la largeur des plages, de 1934 à 2007



Réalisation: Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, UQAR, 2008, 2009
 Source: Orthophotographie aérienne 2007, UQAR. Projection: NAD 1983 UTM Zone 19N

Figure 5.7 Évolution historique côtière du secteur C— Rivière Saint-Siméon.

5.1.5 Secteur D (Flèche littorale de Saint-Siméon)

Le secteur D correspond à une importante flèche littorale à marais maritime qui s'étend sur environ 850 mètres.

5.1.5.1 *Trait de côte et ligne de rivage*

Le bilan moyen de ce secteur affiche un recul de 0,1 m/an entre 1934 et 2007, alors la moyenne globale pour ce type de côte est plutôt positive (0,40 m/an) (*tableau 1 de la figure 5.8*). Mais cette moyenne cache une variation qu'il convient de mentionner. À l'attache de la flèche, soit sur les 550 premiers mètres à l'ouest, un bilan négatif entre 1934 et 2007 est observé (*bornes 4.85 à 5.35 de la figure 5.8*). Des épis ont d'ailleurs été mis en place à cet endroit, dans le but de contrer ce processus érosif (*figure 5.9*). Par contre, l'extrémité est de la flèche a subi une accumulation nette sur une longueur de 250 mètres linéaires (*bornes 5.4 à 5.6 de la figure 5.8*). C'est ce qui explique la courbe ascendante à l'est de la borne 5,1 à la figure 1.1 de la figure 5.8. Une telle évolution est typique des flèches littorales, qui ont naturellement tendance à s'éroder à l'attache et à s'engraisser à l'extrémité. La digue de pierre à l'extrémité de la flèche est également responsable de cette accréation. Ces résultats vont dans le même sens que les observations mentionnées dans l'Étude d'impact sur l'environnement (Morneau *et al.*, 2001-b). Les résultats de Long et Xhardé (2009) montrent en contrepartie que la portion est de la flèche a globalement été en érosion au cours de la période 2003-2006. Un tel phénomène a été attribué à une tempête survenue en 2004, à la rétention de sédiments par la flèche d'embouchure de la rivière Saint-Siméon et par les vestiges d'un ancien quai localisé dans l'avant-plage devant les épis de bois (*figure 5.9*) (Long et Xhardé, 2009).

5.1.5.2 *Largeur des plages*

La largeur de la plage s'est maintenue autour de 18 m à 20 m durant l'ensemble de la période d'étude 1934-2007 ce qui représente une variation relativement faible et une largeur relativement haute, en comparaison aux secteurs adjacents (secteurs C et E). Une augmentation de la largeur de la plage de 9 % et 14 % respectivement pour 1992 et 2007 a suivi la présence d'épis de bois durant la même période. Par contre, toujours entre 1992 et 2007, les plages adjacentes à la combinaison de murets et d'épis ont diminué de 22 % par rapport aux plages naturelles et de 33 % par rapport aux plages avec des épis uniquement.

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

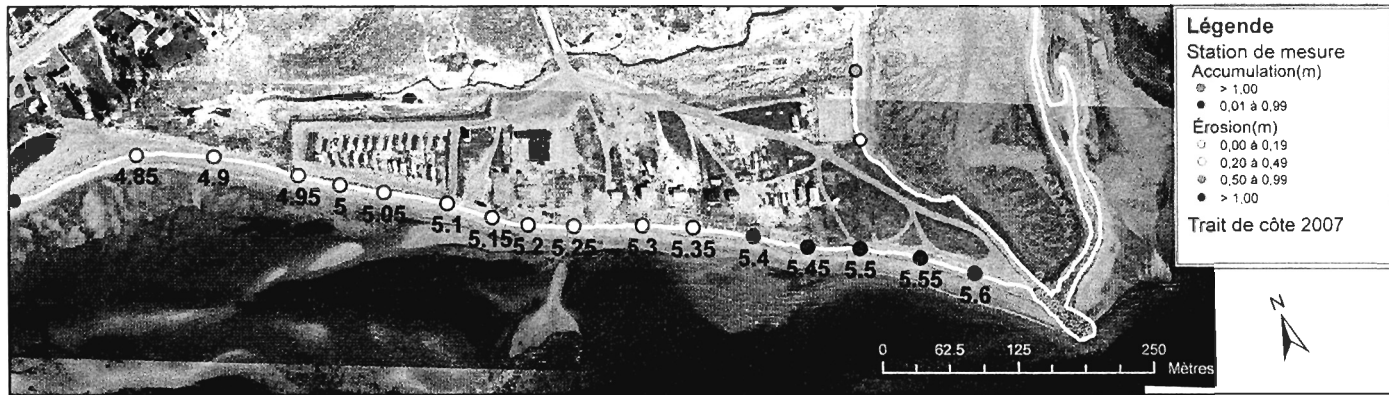
D'une longueur de 1 600 m, ce secteur est caractérisé par un marais maritime et une petite flèche littorale hautement mobile, mais absente en 1934.

5.1.6.1 *Trait de côte et ligne de rivage*

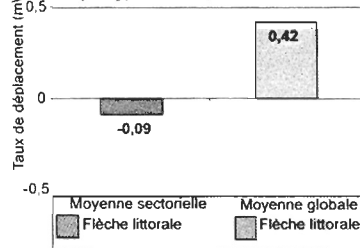
Le secteur E a connu la plus forte érosion de toute la zone d'étude, avec un taux de recul moyen de 1,5 m/an entre 1934 et 2007. Le taux de recul moyen est de 0,6 m/an pour la flèche littorale, de 1 m/an pour le marais et de 1,8 m/an pour la terrasse de plage (*tableau 1 de la figure 5.10*). La valeur maximale a été de 2 m/an pour le marais (*figure 5.11*).

5.1.6.2 *Largeur des plages*

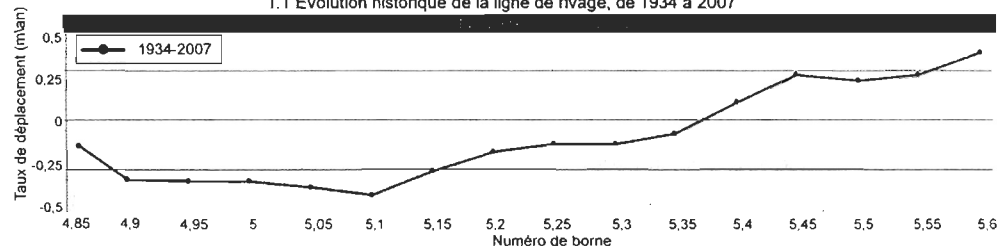
L'érosion des plages a été particulièrement sévère entre 1934 et 1963 (*tableau 2.1 de la figure 5.10*). En 1934, la largeur des plages était en moyenne de 16,5 m (*tableau 2 de la figure 5.10*) et l'on notait la présence de nombreux bancs sableux dans la zone intertidale. En 1963, la largeur des plages est réduite à 8,92 m en moyenne. En 2007, les plages naturelles ont des largeurs moyennes de 7,96 m, alors que les plages adjacentes à toute forme d'artificialité (muret, épis ou enrochement) ont quant à elles des largeurs inférieures à 7,96 m.



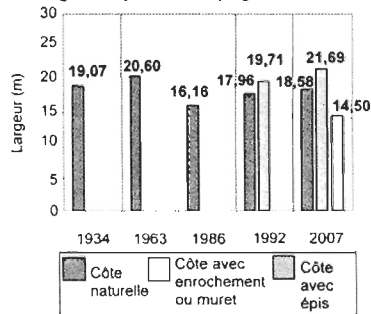
1. Taux de déplacement de la ligne de rivage par type de côte, de 1934 à 2007



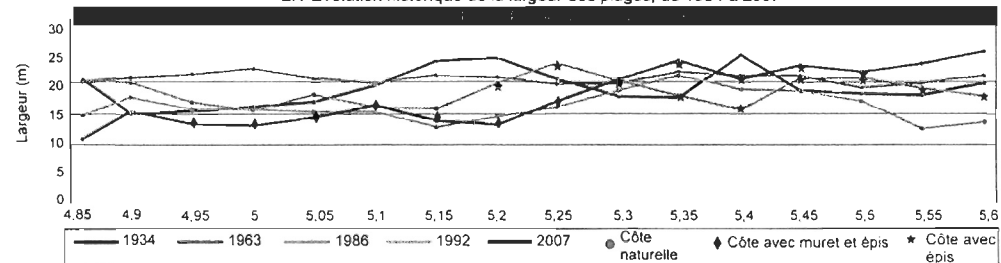
1.1 Évolution historique de la ligne de rivage, de 1934 à 2007



2. Largeur moyenne de la plage, de 1934 à 2007



2.1 Évolution historique de la largeur des plages, de 1934 à 2007



Réalisation: Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, UQAR, 2008.
Source: Orthophotographie aérienne 2007, UQAR. Projection: NAD 1983 UTM Zone 19N

Figure 5.8 Évolution côtière historique du secteur D— Flèche littorale de Saint-Siméon.

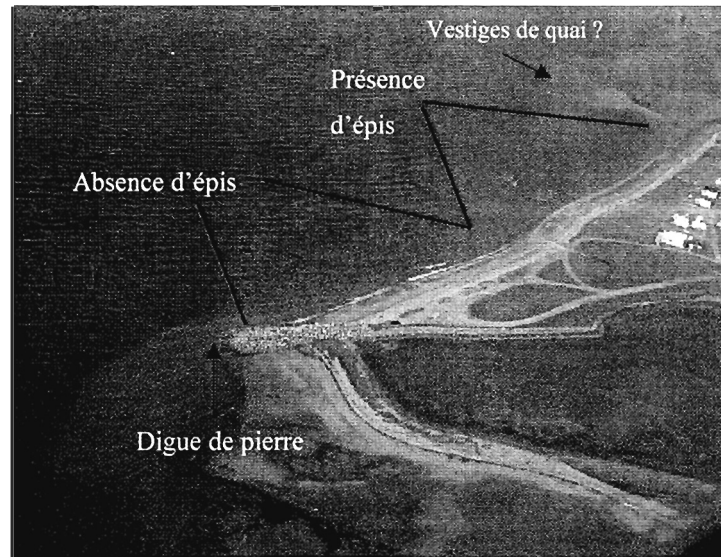
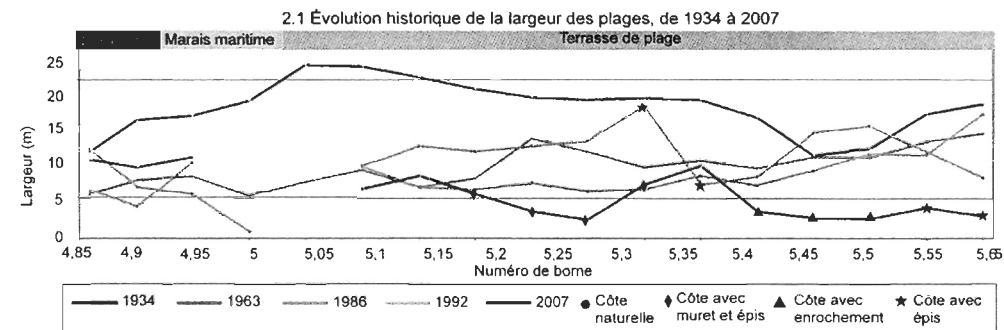
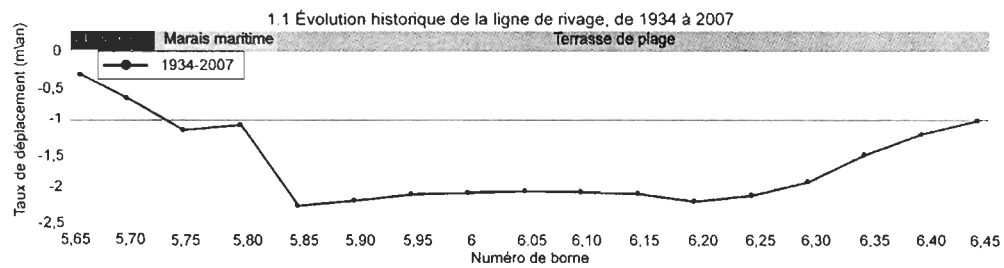
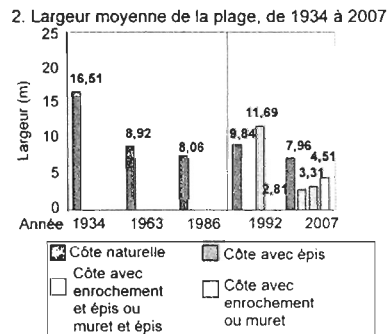
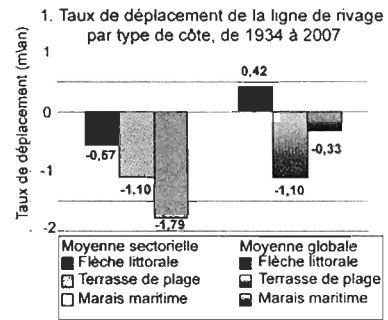
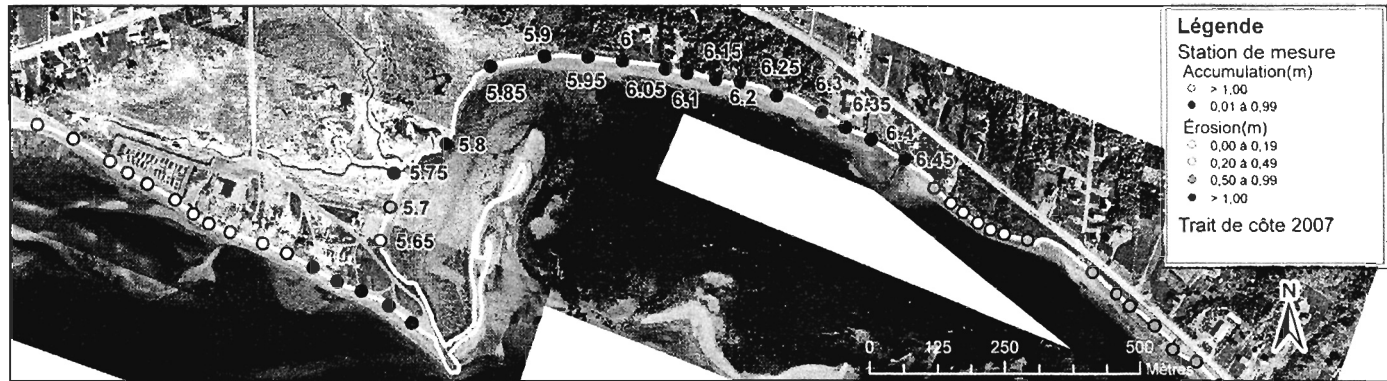


Figure 5.9 Ouvrages en épis de bois (août 2006).

Un changement de substrat a également été observé au niveau des plages. L'érosion des sédiments gravo-sableux récents a mis à découvert des dépôts fins glacio-marins (argile et silt) sous-jacents, de sorte que le milieu est passé relativement brusquement d'une plage sableuse à une plage vaseuse. C'est particulièrement le cas au printemps, d'après des riverains interrogés. D'autres segments de plages présentent des affleurements vaseux, témoignant de la faible épaisseur des dépôts gravo-sableux de plage.

Une nouvelle flèche littorale formée de sable et de galets s'est néanmoins formée entre 1934 et 1963 à partir de la jetée en pierre (rôle d'épi) située à l'extrémité de la flèche de Saint-Siméon (figure 5.10). Cette flèche littorale hautement mobile a connu une progression marquée entre 1992 et 2007. Paradoxalement, durant la même période, les épis de bois placés le long de la plage ont permis une nette accumulation en 1992, puis, en 2007, les largeurs des plages avec ou sans épis ont toutes diminué (tableau 2 de la figure 5.10).



Réalisation: Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, UQAR, 2008, 2009.
 Source: Orthophotographie aérienne 2007, UQAR. Projection: NAD 1983 UTM Zone 19N

Figure 5.10 Évolution côtière historique du secteur E—Herbier de zostère marine de Saint-Siméon.

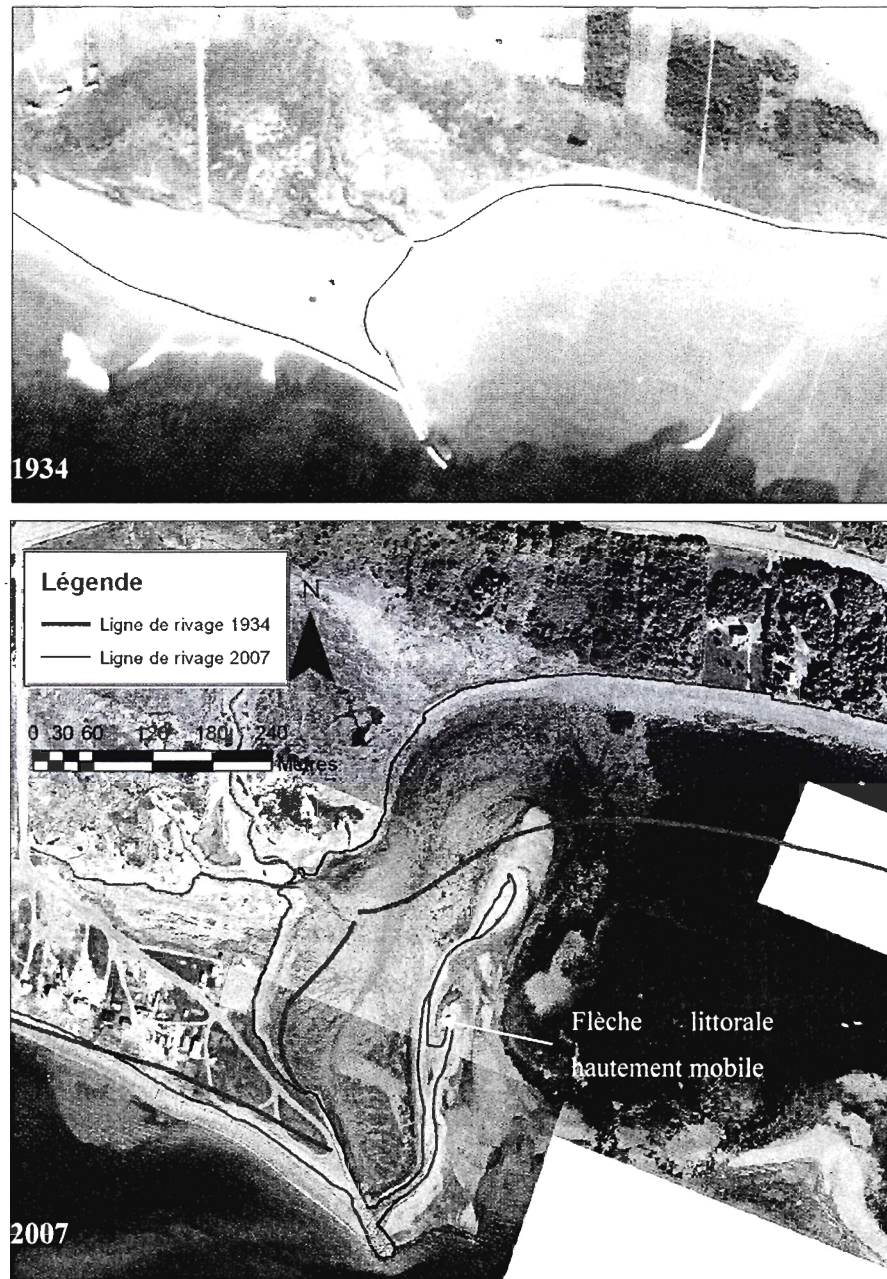


Figure 5.11 Recul de la ligne de rivage entre 1934 (haut) et 2007 (bas) du secteur E. L'échelle de l'image de 1934 peut être considérée comme à peu près semblable à celle affichée sur l'image de 2007.

5.1.7 Secteur F (Bonaventure)

Le secteur F s'étend sur 4 100 m. Il est caractérisé par une terrasse de plage et le début d'une flèche littorale à marais maritime (*figure 5.12*). À partir des relevés aériens de 1986, les structures de protection en enrochement sont présentes sur pratiquement l'ensemble du secteur F. Ces enrochements auraient remplacé des structures en bois dès le début des années 1970 (Morneau *et al.*, 2001-b).

5.1.7.1 Trait de côte

La terrasse de plage a reculé à un rythme de 0,16 m/an entre 1934 et 2007, ce qui est inférieur à la moyenne globale pour ce type de côte (-0,33 m/an) (*tableau 1 de la figure 5.12*). Toutefois, ce taux comprend les valeurs égales à zéro, là où le trait de côte a été stabilisé par des enrochements majeurs, surtout après 1963. La flèche littorale a quant à elle progressé à un taux moyen de 0,23 m/an. Indépendamment de ces types de côtes, deux secteurs se distinguent. Le premier secteur (bornes 6,5 à 8, *figure 5.12*), artificialisé plus tardivement, présente des taux de recul élevés pouvant atteindre 0,8 m/an, alors que pour le second secteur, plus à l'est (à partir de la borne 8, *figure 5.12*), l'artificialité a maintenu la ligne de rivage dans une position fixe depuis au moins 1963 (*tableau 1.1 de la figure 5.12*).

5.1.7.2 Largeur des plages

En 1934 et 1963, la largeur moyenne des plages naturelles était de 19,19 m et 19,97 m (*tableau 2 de la figure 5.12*), alors que certains tronçons comportaient des ouvrages mixtes avec murets ou enrochements avec épis. Durant cette période, la largeur moyenne des plages devant des ouvrages mixtes était inférieure à celle des plages naturelles, mais supérieure à celle des plages devant des ouvrages parallèles au rivage uniquement.

Il faut noter que le secteur F présente une grande variabilité à très grande échelle (soit moins de 100 m de côte linéaire) de la largeur des plages (*tableau 2.1 de la figure 5.12*). Cela peut être expliqué en partie par le fait que les plages sont influencées par plusieurs petits cours d'eau, favorisant ainsi l'élargissement de la plage immédiatement en aval de leur exutoire par le biais d'un petit delta d'une dizaine de mètres, un fait également relevé par Long et Xhardé (2009). La largeur de la plage a tendance à se réduire en s'éloignant de l'exutoire pour atteindre une valeur minimale à

l'embouchure du prochain exutoire. Cela confère une allure en dents de scie aux résultats traduits par le tableau 2.1 de la figure 5.12.

Par ailleurs, l'engraissement de la plage a été accentué localement en 1934 par la présence d'un quai qui a bloqué le transit sédimentaire; la largeur de la plage y a atteint 35 m (*bornes 7,75 à 8 et tableau 2.1 de la figure 5.12*).

En considérant les moyennes globales de la largeur des plages, naturelles et artificielles confondues, les largeurs moyennes par année ont été de 17 m en 1934, de 13 m en 1963, de 7 m en 1986, de 9 m en 1992 et de 8 m en 2007. Cela représente une réduction globale de 55 % de la largeur de la plage entre 1934 et 2007. En 1986, la largeur moyenne des plages naturelles a chuté à 10,5 m, alors qu'elle était de 19,2 et 20 m pour 1934 et 1963, respectivement. Les plages naturelles se sont maintenues à environ 13 m entre 1992 et 2007.

En 1986, où l'artificialité massive du littoral apparaît dans ce secteur, les épis de bois faisant place aux enrochements majeurs (*figure 5.13*), la réduction de la largeur de la plage devant ces structures a été de 70 % par rapport à 1963. La plage a pratiquement disparu pour certains tronçons (*bornes 8 à 10,25, et tableau 2.1 de la figure 5.12*). En général, la présence d'épis à la base de la flèche littorale (*bornes 10,25 et suivantes, figure 5.12*) a permis la restauration et l'élargissement de la plage de 55 % en moyenne par rapport aux tronçons enrochés, valeur pouvant atteindre 75 % par endroits. Toutefois, ces épis n'ont pas permis de rétablir la largeur naturelle des plages avant la mise en place massive des structures rigides de protection.

5.1.8 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.

5.1.8.1 Trait de côte

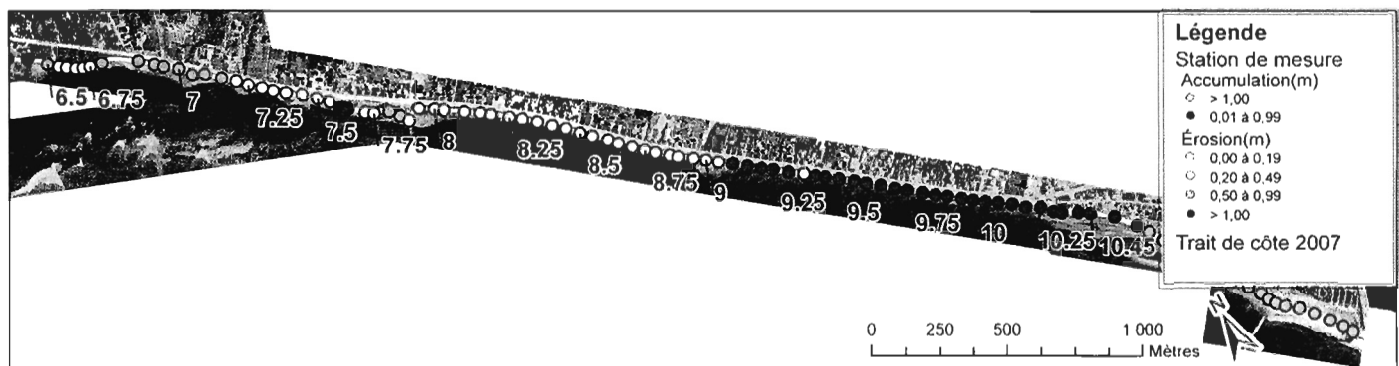
Le bilan d'évolution de la ligne de rivage de ce secteur est positif, avec un taux d'accumulation de 1,65 m/an entre 1934 et 2007, ce qui est largement supérieur à la moyenne globale pour les flèches littorales (0,40m/an). Ce taux est la plus forte valeur d'accumulation de l'ensemble de la région

d'étude. La progression a été plus marquée entre 1934 et 1963. Ce bilan a été directement influencé par la présence d'un long quai qui a bloqué les sédiments en amont de la dérive littorale.

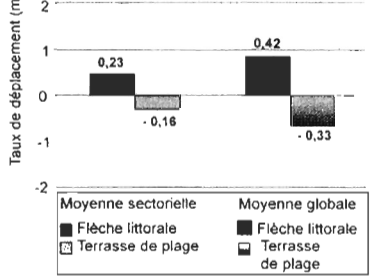
5.1.8.2 *Largeur des plages*

La largeur de la plage suit aussi cette 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. Une largeur moyenne maximale de 36 m a été enregistrée pour ce secteur en 2007. Néanmoins, cette dernière valeur est fortement influencée par des valeurs extrêmes variant entre 54 m et 58 m immédiatement en bordure de l'ancien quai transformé en épi rocheux. Cet accroissement de la plage résulte de l'accumulation 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 5.14, 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 5.14, borne 10,9*).

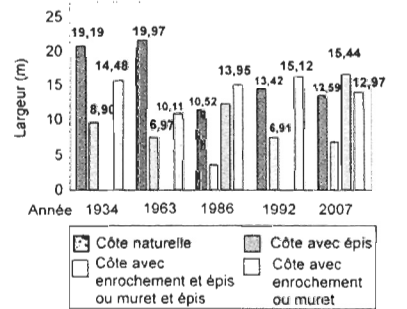
La présence des épis de bois observés entre 1986 et 2007 ne semble pas avoir d'influence positive sur la largeur des plages, puisque la largeur de celles-ci est généralement inférieure par rapport à celles sans épis. Cependant, en 1963, la présence d'une petite flèche transversale a provoqué une accumulation en amont, mais un déficit en aval (*figure 5.14, borne 11,2*).



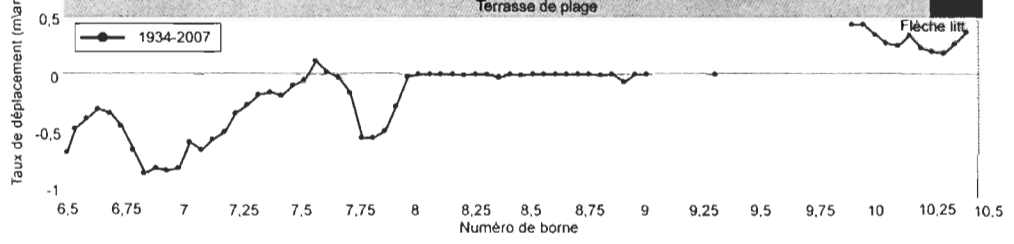
1. Taux de déplacement de la ligne de rivage par type de côte, de 1934 à 2007



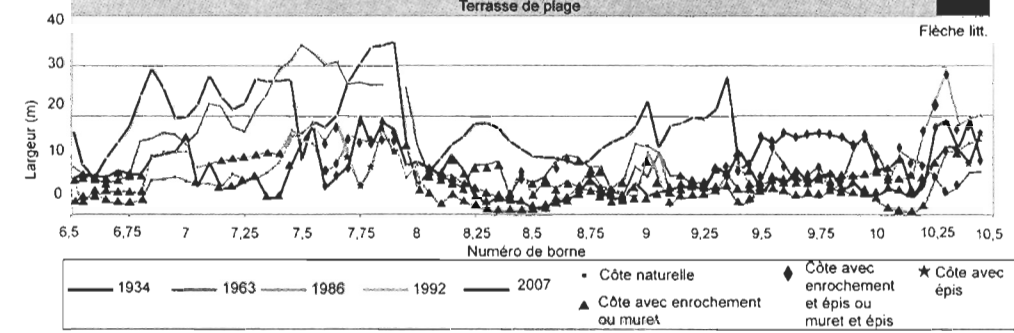
2. Largeur moyenne de la plage, de 1934 à 2007



1.1 Évolution historique de la ligne de rivage, de 1934 à 2007



2.1 Évolution historique de la largeur des plages, de 1934 à 2007

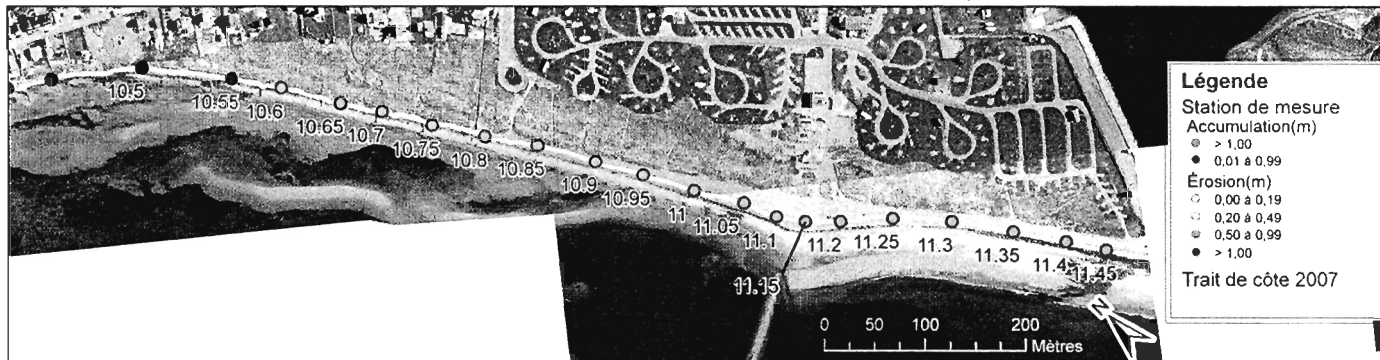


Réalisation: Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, UQAR, 2008, 2009. Source: Orthophotographie aérienne 2007, UQAR. Projection: NAD 1983 UTM Zone 19N

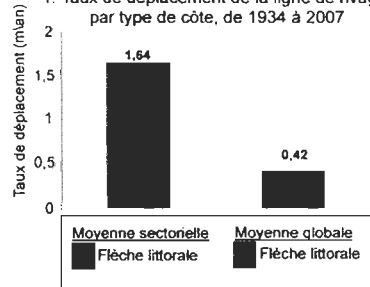
Figure 5.12 Évolution côtière historique du secteur F— Bonaventure.



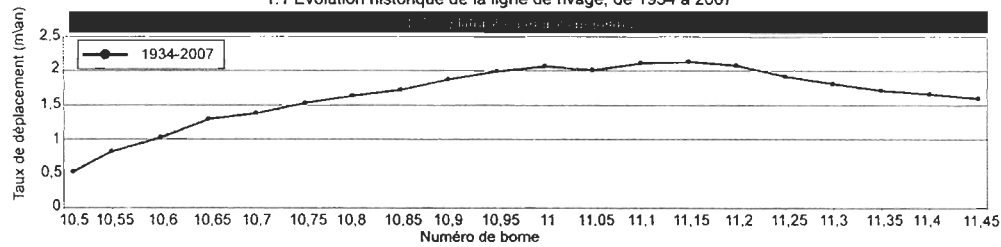
Figure 5.13 Présence d'épis en 1934 et absence d'épis en 1986; réduction de la largeur des plages.



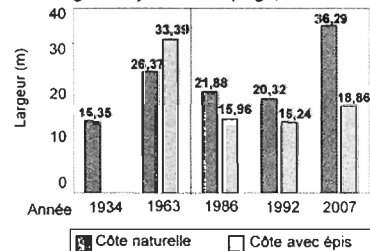
1. Taux de déplacement de la ligne de rivage par type de côte, de 1934 à 2007



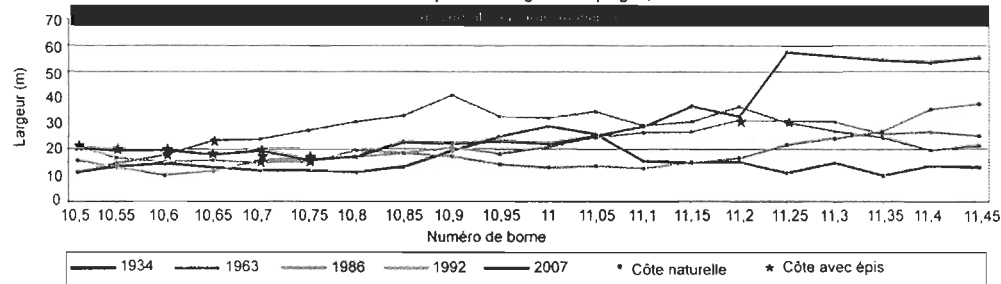
1.1 Évolution historique de la ligne de rivage, de 1934 à 2007



2. Largeur moyenne de la plage, de 1934 à 2007



2.1 Évolution historique de la largeur des plages, de 1934 à 2007



Réalisation: Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, UQAR, 2008, 2009.
 Source: Orthophotographie aérienne 2007, UQAR. Projection: NAD 1983 UTM Zone 19N

Figure 5.14 Évolution côtière historique du secteur G— Flèche littorale de Bonaventure.

5.1.9 Secteur H (Flèche littorale de Bonaventure Est)

Le secteur H correspond à une flèche attachée à la rive est de la rivière Bonaventure et totalise une longueur de 1 200 m.

5.1.9.1 *Trait de côte*

Contrairement à la flèche littorale située à l'ouest (+1,64 m/an), la ligne de rivage de la flèche littorale située à l'est de la rivière possède un bilan d'évolution négatif, soit un taux de recul moyen de 0,15 m/an entre 1934 et 2007 (moyenne globale +0,45 m/an). Par contre, sa longueur a augmenté durant la même période.

5.1.9.2 *Largeur des plages*

La plage de ce secteur est naturelle, à l'exception d'un enrochement récent d'une vingtaine de mètres à son point d'attache (figure 5.15, juste à droite de la borne 12,6 sur la carte). La largeur de ces plages naturelles est moins variable par rapport aux secteurs précédents (figure 5.15, tableau 2.1). En effet, la largeur moyenne de la plage est généralement demeurée entre 19 et 23 m entre 1934 et 2007, avec une valeur moyenne minimale de 13 m en 1963. Cette faible valeur est associée aux extrémités de la flèche. Une augmentation de la largeur des plages est néanmoins observée pour la période 1963-2007.

5.1.10 Secteur I (Pointe 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.

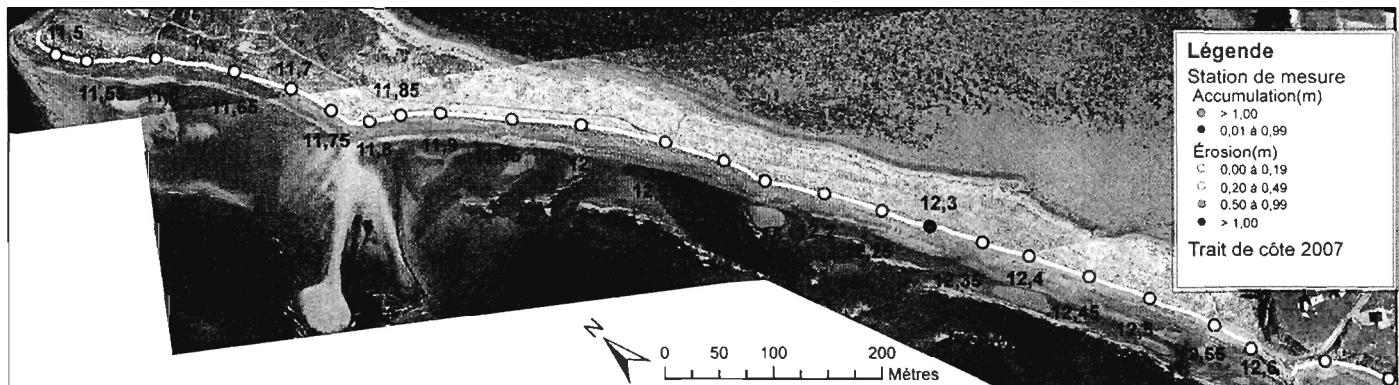
5.1.10.1 *Trait de côte*

Le taux de recul moyen a été de 0,21 m/an entre 1934 et 2007 pour un premier tronçon et de 0,13 m/an entre 1963 et 2007 pour le tronçon plus à l'est, vu la non disponibilité des photographies de 1934 pour ce tronçon (voir la figure 5.16). Le trait de côte a subi une variabilité plus faible que les autres secteurs d'étude, à l'exception du secteur H.

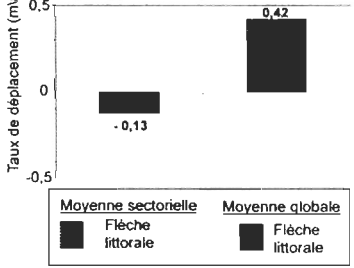
5.1.10.2 *Largeur des plages*

Comme le secteur H (flèche littorale de Bonaventure est), la plage est demeurée naturelle et sa largeur est plutôt constante.

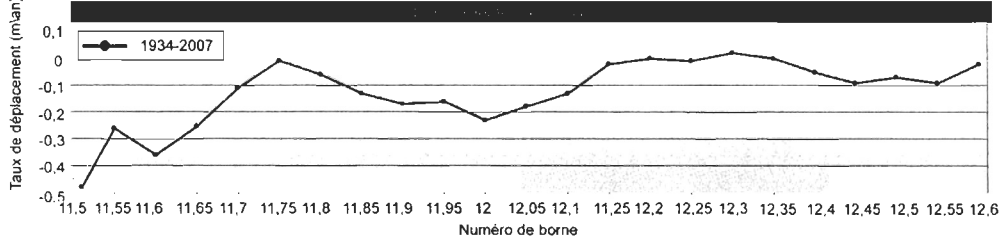
D'ailleurs, la même tendance à l'accumulation est observable pour la période 1963-2007 (figure 5.16, tableau 2). La largeur de la plage a été plus étroite en 1963, comme le secteur H, avec une valeur moyenne de 12,5 m.



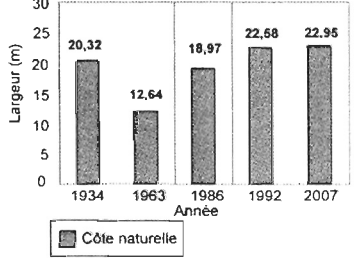
1. Taux de déplacement de la ligne de rivage par type de côte, de 1934 à 2007



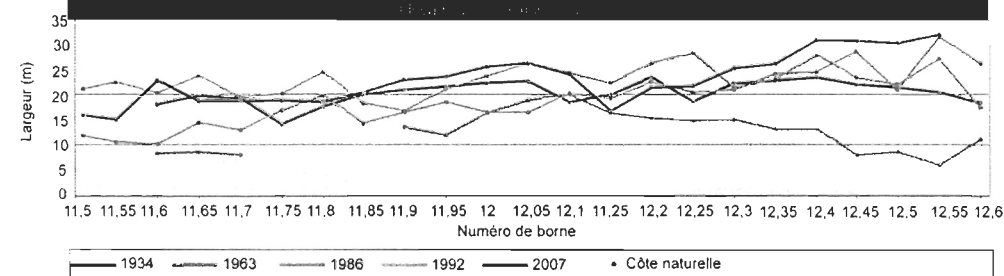
1.1 Évolution historique de la ligne de rivage, de 1934 à 2007



2. Largeur moyenne de la plage, de 1934 à 2007

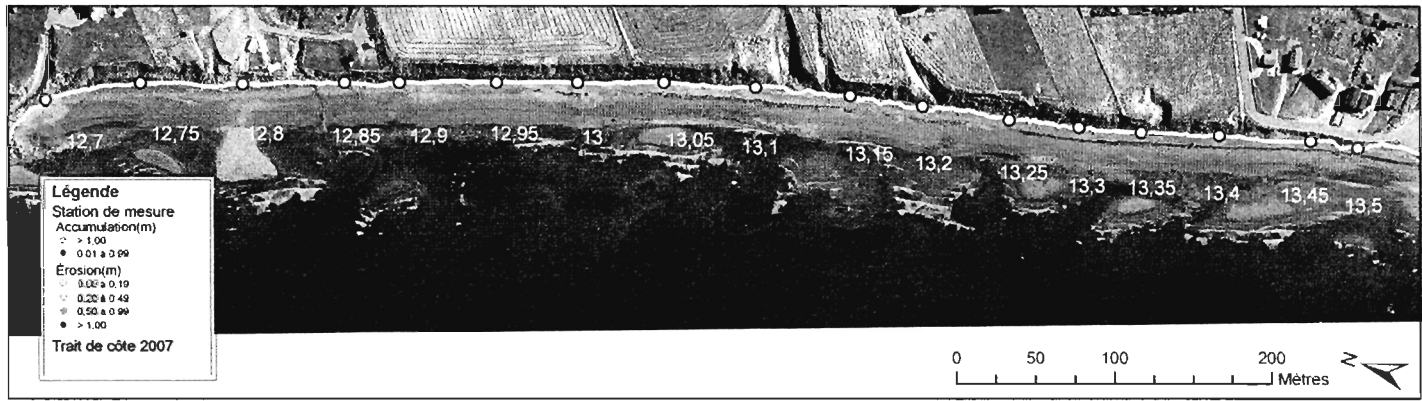


2.1 Évolution historique de la largeur des plages, de 1934 à 2007

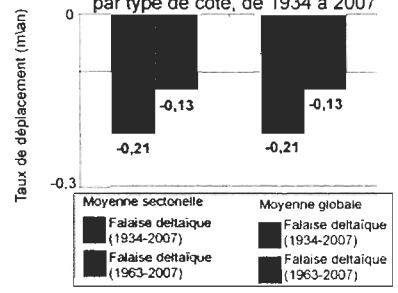


Réalisation: Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, UQAR, 2008, 2009.
 Source: Orthophotographie aérienne 2007, UQAR. Projection: NAD 1983 UTM Zone 19N

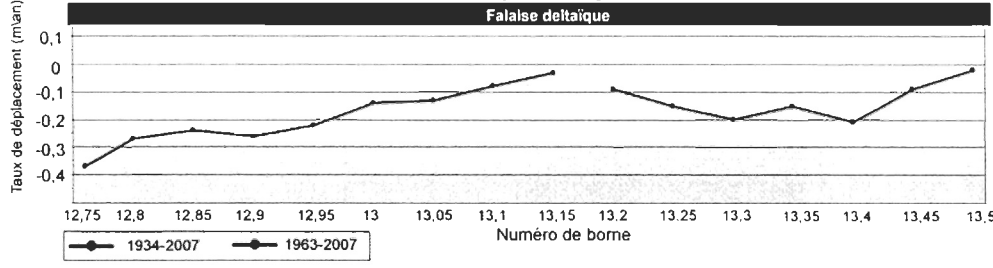
Figure 5.15 Évolution côtière historique du secteur H— Flèche littorale de Bonaventure est.



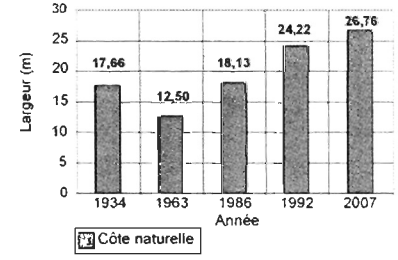
1. Taux de déplacement de la ligne de rivage par type de côte, de 1934 à 2007



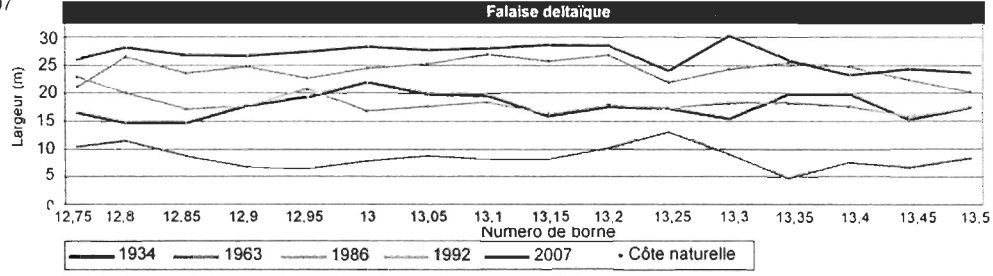
1.1 Évolution historique de la ligne de rivage, de 1934 à 2007



2. Largeur moyenne de la plage, de 1934 à 2007



2.1 Évolution historique de la largeur des plages, de 1934 à 2007



Realisation: Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, UQAR, 2008, 2009.
Source: Orthophotographie aérienne 2007, UQAR, NAD 1983 UTM Zone 19N

Figure 5.16 Évolution côtière historique du secteur I— Pointe Bonaventure.

5.1.11 Synthèse des résultats

La région de Saint-Siméon – Bonaventure présente un bilan d'évolution côtière globalement négatif (c.-à-d., en recul net) entre 1934 et 2007. Seules les côtes à flèches littorales ont connu une progression à une vitesse de 0,40 m/an. Le secteur ayant connu la plus forte variation est le secteur E (herbier de zostère marine de Saint-Siméon), le recul de la ligne de rivage ayant atteint 2 m/an entre 1934 et 2007. 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.

La région d'étude a connu de nombreuses perturbations anthropiques. D'abord, la présence de nombreux quais jusque dans les années 1960 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 installés le long du littoral. Ceux-ci ont généralement fait place à des enrochements dans les années 1970 et 1980. Les années 1990 et 2000, quant à elles, ont été caractérisées par une hausse de la longueur des ouvrages en enrochement de grande envergure. C'est particulièrement le cas pour les secteurs B–Saint-Siméon et F–Bonaventure. En somme, les résultats de l'évolution historique des plages suggèrent que les structures parallèles à la côte (murets et enrochements) ont modifié la dynamique côtière. Lorsque l'on compare les moyennes de largeur de plages naturelles et artificielles (parallèles au rivage), on remarque que tous les secteurs présentant ces deux types de plages ont des moyennes plus faibles pour les plages artificielles. C'est en effet le cas des secteurs B–Saint-Siméon (moy. 5,2 m pour les plages artificielles c. 8,5 m plages naturelles), C–Rivière Saint-Siméon (moy. 6,1 m plages artificielles c. 15,05 m pour les plages naturelles), D–Flèche littorale de Saint-Siméon (moy. 14,5 m pour les plages artificielles c. 18,5 m pour les plages naturelles) et E–Herbier de zostère marine de Saint-Siméon (moy. 3,7 m pour les plages artificielles c. 10,3 m pour les plages naturelles). Les secteurs C et E représentent à ce sujet les endroits les plus sensibles, puisque les plages artificielles y sont de 2 à 3 fois plus courtes que les plages naturelles. Seul le secteur A–Havre du Ruisseau Leblanc présente une moyenne supérieure pour les plages artificielles (moy. 19,6 m pour les plages artificielles c. 18,6 m pour les plages naturelles) ; toutefois, cette donnée s'explique par le captage de sédiments le long de la structure portuaire perpendiculaire au rivage.

On compte également plusieurs murets de bois et d'épis de bois de petite taille, réalisés par les propriétaires riverains, qui sont entretenus et que l'on retrouve encore aujourd'hui. La mise en place d'épis de bois en bordure de structures rigides semble généralement avoir eu des résultats plutôt positifs, malgré leur aspect quelque peu chétif. En effet, bien que les épis n'aient pas toujours permis de rétablir le niveau de la plage avant l'enrochement ou avant l'implantation de muret, la largeur de la plage est toujours supérieur aux plages avec enrochement. En fait, la largeur des plages est souvent proche ou même supérieure à la moyenne des plages naturelles. Pour le secteur D, cette moyenne est de 20,7 m (c. 18,5 m pour les plages naturelles), pour le secteur E, elle est de 7,5 m (c. 10,2 m pour les plages naturelles), pour le secteur F, de 13,22 m (c. 15 m pour les plages naturelles) et pour le secteur G, de 20,8 m (c. 24 m pour les plages naturelles). Finalement, les secteurs H–Flèche littorale de Bonaventure Est et I–Pointe Bonaventure ont des plages complètement naturelles, et la moyenne de leur largeur de plage est respectivement de 19,5 m et de 19,8 m.

5.2 Caractérisation biophysique des plages naturelles et des plages artificialisées

5.2.1 Statistiques descriptives

5.2.1.1 Composantes environnementales et indices biologiques

Les résultats (valeurs moyennes et écarts types) des variables environnementales et de l'indice de diversité biologique de Shannon (H') des stations en 2006 ($n = 26$) et en 2007 ($n = 40$) sont affichés au tableau 5.1 et au Tableau 5.2. La grande majorité des valeurs sont hautement variables autour de la moyenne, ce qui rend difficile d'établir des tendances sans analyse statistique. Néanmoins, plusieurs de ces moyennes sont conformes aux hypothèses de travail. Par exemple, on observe une altitude plus faible pour les plages artificielles que pour les plages naturelles, avec un mode granulométrique plus élevé et des pentes plus fortes pour les plages artificielles. De plus, la richesse et la diversité biologiques sont légèrement plus faibles en moyenne pour les plages artificielles ainsi que pour les plages naturelles de haut estran. Les analyses statistiques pourront confirmer ou infirmer ces tendances.

5.2.1.2 Abondances biologiques

L'échantillonnage biologique de 2006 et 2007 a permis d'identifier 35 et 31 taxons à l'espèce, respectivement. Ces résultats ont été reportés au genre, ou au plus petit groupe taxonomique

supérieur, pour le traitement statistique, pour pallier le biais associé à l'erreur d'identification. Les figures 5.17 et 5.18 présentent l'abondance relative des taxons dominants (>0,5% de l'abondance totale) en 2006 et en 2007, respectivement. Pour l'été 2006, les groupes dominants sont, en ordre décroissant d'importance relative : *Nereis*, *Idoeta*, *Amphipoda*, *Littorina*, *Nematoda–Clitellata*, *Mya*, *Polychaeta*, *Jaera*, *Macoma*, *Hydrobia*, *Mytilus* et *Nassaruis*. À noter que *Nereis* et *Idoeta* forment à eux seuls plus de 50 % de l'abondance relative des échantillons. Pour l'été 2007, les groupes dominants, en ordre décroissant d'importance relative, sont : *Amphipoda*, *Nereis*, *Nematoda–Clitellata*, *Polychaeta*, *Hydrobia*, *Mytilus*, *Idoeta*, *Littorina*, *Mya*, *Macoma*, *Jaera* et *Nassaruis*.

Les groupes *Amphipoda*, *Nereis* et *Nematoda–Clitellata* forment, en 2007, tout près de 85 % de l'abondance relative des échantillons.

Tableau 5.1 Valeurs moyennes (moy.±écart type) des variables environnementales et de la diversité biologique, pour la campagne d'échantillonnage à l'été 2006

	Artificiel		Naturel	
			Haut estran naturel	Bas estran naturel
Altitude (m)	-0,15 ± 0,57	0,11 ± 0,70	0,86 ± 0,43	-0,40 ± 0,22
Granulométrie primaire*	Ga, B, Sg, Sm	G, Si, Sg, Sm	Sg, G, Sm	G, Si, Sg, Sm
Matière organique (%)	1,1 ± 0,2	1,7 ± 1,1	1,5 ± 0,9	1,9 ± 1,4
Taille granulo. Dominante (mode µm)	771,4 ± 476,8	556,8 ± 511,1	704,7 ± 579,4	394,7 ± 389,2
Triage	0,823 ± 0,385	1,315 ± 0,739	1,136 ± 0,447	1,494 ± 0,936
Fraction fine (%)	52,3 ± 42,4	60,7 ± 29,5	52,7 ± 30,0	68,7 ± 28,1
Sable grossier (%)	60,3 ± 29,9	40,5 ± 28,1	56,0 ± 23,5	24,9 ± 23,9
Sable moyen (%)	32,8 ± 35,3	29,1 ± 22,3	25,6 ± 17,5	32,6 ± 26,6
Sable fin (%)	4,8 ± 3,8	13,9 ± 14,7	6,6 ± 4,4	21,2 ± 17,9
Silt (%)	1,8 ± 1,6	13,6 ± 23,6	9,4 ± 22,8	17,8 ± 24,7
Argile (%)	0,3 ± 0,3	2,3 ± 5,9	2,4 ± 6,8	3,4 ± 5,2
Chlorophylle <i>a</i> (µg g ⁻¹)	0,3 ± 0,2	0,3 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,4 ± 0,2
Phaeopigment (µg g ⁻¹)	0,6 ± 0,3	0,9 ± 0,6	0,4 ± 0,5	1,1 ± 0,4
CPE (µg g ⁻¹)	0,9 ± 0,4	1,1 ± 0,7	0,5 ± 0,6	1,5 ± 0,5
Macrofaune**				
<i>H'</i>	1,1 ± 1	1 ± 0,7	0,1 ± 0,4	1,3 ± 0,5

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

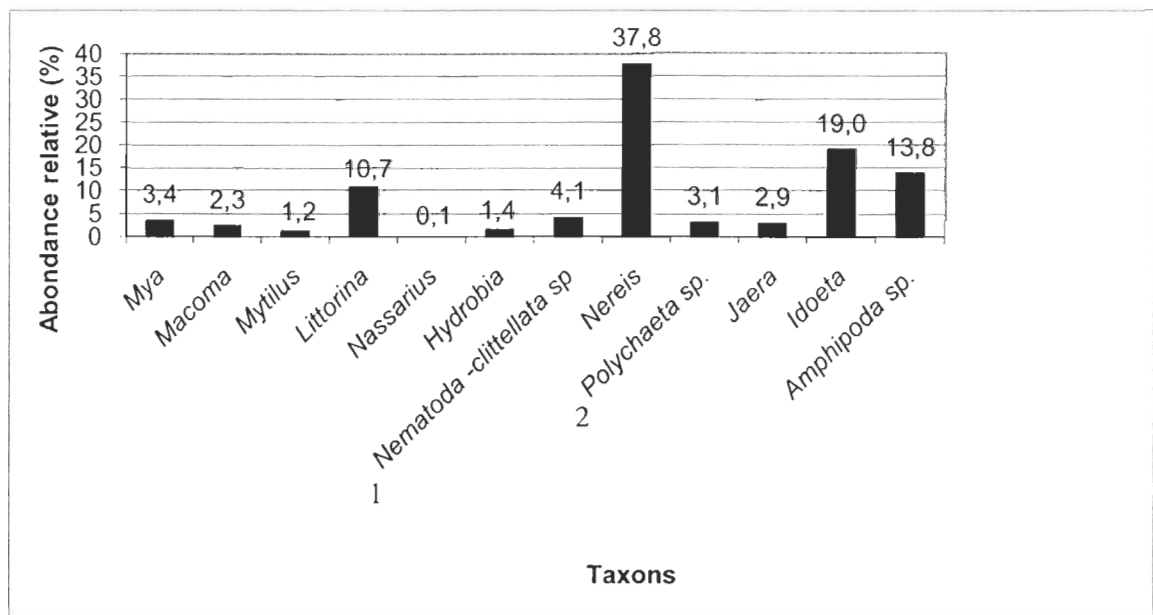
** *H'* : indice de diversité de Shannon

Tableau 5.2 Valeurs moyennes (moy.±écart type) des variables environnementales et de la diversité biologique pour la campagne d'échantillonnage à l'été 2007

	Artificiel	Naturel	Haut estran naturel	Bas estran naturel
Altitude (m)	-0,13 ± 0,25	0,36 ± 0,93	0,8 ± 0,37	-0,60 ± 0,5
Pente (degré)	15,9 ± 7,4	7,8 ± 6,7	10,0 ± 7,4	5,4 ± 4,9
Granulométrie primaire*	B, Sg	G, Sm, Sf, Si	G, Sm	G, Sf, Si
Matière organique (%)	1,9 ± 0,8	3,0 ± 2,3	2,5 ± 1,3	4,1 ± 3,6
Taille granulo. dominante (µm)	414,1 ± 62,0	427,3 ± 302,3	376,8 ± 367,0	157,1 ± 115,5
Triage	0,96 ± 0,35	1,23 ± 0,56	1,2 ± 0,5	1,27 ± 0,64
Fraction fine (%)	42,0 ± 25,4	49,5 ± 28,1	41,0 ± 28,1	60,0 ± 32,6
Sable grossier (%)	41,3 ± 15,9	24,8 ± 25,6	29,7 ± 23,8	2,8 ± 5,2
Sable moyen (%)	44,6 ± 12,1	28,9 ± 23,7	33,5 ± 26,2	18,2 ± 22,9
Sable fin (%)	10,6 ± 7,0	16,4 ± 16,9	9,4 ± 9,3	32,6 ± 21,3
Silt (%)	2,9 ± 2,9	22,7 ± 32,6	21,1 ± 34,1	35,3 ± 35,4
Argile (%)	0,7 ± 0,5	6,0 ± 9,6	6,4 ± 10,8	7,3 ± 8,9
Chlorophylle <i>a</i> (µg g ⁻¹)	0,4 ± 0,5	0,4 ± 0,3	0,3 ± 0,4	0,7 ± 0,2
Phaeopigment (µg g ⁻¹)	0,5 ± 0,5	1,2 ± 1,3	1 ± 1,5	2,2 ± 1,5
CPE (µg g ⁻¹)	0,9 ± 0,9	1,6 ± 1,5	1,3 ± 1,9	2,9 ± 1,5
Macrofaune**				
<i>H'</i>	0,566 ± 0,525	1,021 ± 0,576	0,545 ± 0,552	1,307 ± 0,403

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

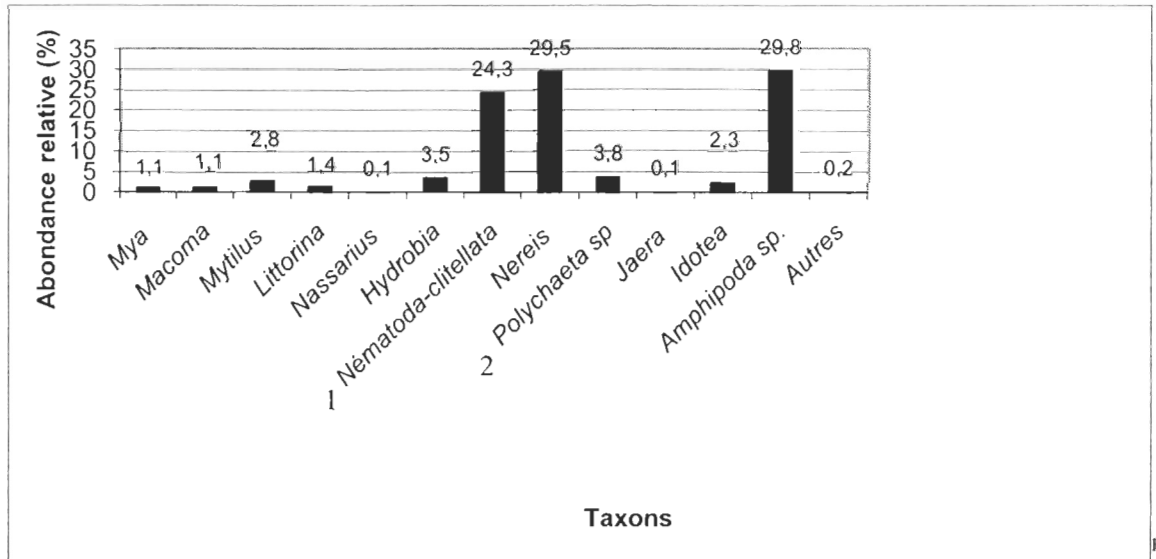
** *H'* : indice de diversité de Shannon



L'embranchement *Nematoda* et la classe *Clitellata* ont été confondus à l'identification.

² La catégorie *Polychaeta sp.* inclut tous les polychètes sauf le genre *Nereis*.

Figure 5.17 Abondances relatives des taxons macrofauniques, été 2006.



L'embranchement *Nematoda* et la classe *Clitellata* ont été confondus à l'identification.

² La catégorie *Polychaeta sp.* inclut tous les polychètes sauf le genre *Nereis*.

Figure 5.18 Abondances relatives des taxons macrofauniques, été 2007.

5.2.2 Caractérisation biogéomorphologique des plages naturelles et artificielles par modèle ACR

5.2.2.1 Choix du modèle et partitionnement de la variance

La première analyse exploratoire des données (n=35) incluant les matrices environnementale et spatiale s'est avérée non significative ($F = 0,75$, $p = 0,74$, tableau 5.3). Le modèle d'analyse retenu est donc le modèle le plus significatif, soit celui comprenant seulement la matrice explicative environnementale. La proportion de la variation biologique pouvant être expliquée par la matrice environnementale, indépendamment de toute structure spatiale, est plus forte que la variation spatiale et même que la variation inexpliquée (*Figure 5.19*).

5.2.2.2 Variations environnementale et biologique

Un test par permutation (fonction *vector-fitting* dans **R**) permet d'évaluer si la position graphique des vecteurs propres est due au hasard. Ce test ayant attribué une valeur non significative à la variable du pourcentage de fraction grossière, cette variable ne sera donc pas interprétée. Les facteurs environnementaux contribuant le plus fortement à la variation biologique (c.-à-d., dont les eigenvalues $>|0,8|$) sont la pente de la plage, l'altitude, le pourcentage de sable grossier, le coefficient de triage et le pourcentage de silt (*tableau 5.4*).

Tableau 5.3 Modèles d'ACR testés par ANOVA par permutation

Modèle	F	p
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

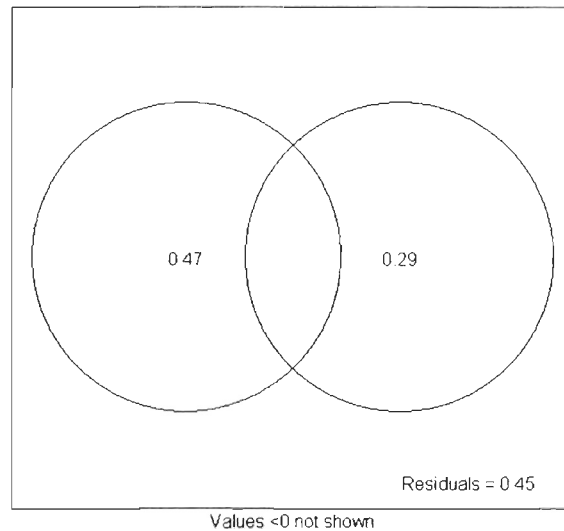


Figure 5.19 Partitionnement de la variance associée à la matrice environnementale, à la matrice spatiale et à leur interaction, résultat de l'analyse dans **R**.

La figure 5.20 montre les résultats graphiques de l'analyse canonique des redondances. En regard de la direction des vecteurs propres, cette figure met en évidence deux «types» environnementaux *a posteriori* (types 1 et 2, figure 5.20 a). Le premier est d'avantage associé à l'altitude, au sable moyen, au sable grossier et à la pente. Ces variables sont toutes négativement associées à la variation biologique (tableau 5.4). Le deuxième type est associé à la teneur en matière organique, au coefficient de triage et au silt, et ces variables sont positivement associées à la variation observée au sein des taxons macrofauniques. La chlorophylle *a* semble être relativement indépendante de ces deux groupes de variables, mais elle est également positivement associée aux taxons.

		Inertie	Proportion	Significativité du modèle					
Totale		0,4727	1	DI	Chi2	F	Nb perm.	P(>F)	
Contrainte (Modèle)		0,2927	0,6193	Modèle	9	0,293	1,6265	199	0,0005 **
Non contrainte (Résiduel)		0,18	0,3807	Résiduel	9	0,18			
% contribution accumulée	Axe 1 (76%)	Axe 2 (84%)		Axe 1 (76%)	Axe 2 (84%)	R2	Pr(>r)		
<i>Mya</i>	0,151078	0,189477	Pente	-0,999903	-0,013933	0,3772	0,0028	**	
<i>Macoma</i>	0,198942	0,073121	Altitude	-0,968345	0,249614	0,3245	0,0070	**	
<i>Mytilus</i>	-0,008493	0,054448	Chl a	0,775433	0,631429	0,4555	0,0008	***	
<i>Littorina</i>	0,065781	0,007224	TMO	0,754743	-0,656021	0,4902	0,0006	***	
<i>Hydrobia</i>	0,151654	-0,25212	Triage (So)	0,961168	-0,275963	0,5435	0,0004	***	
<i>Nematoda</i>	-0,923168	-0,065585	Fraction gr, (Fr_gr)	-0,353765	0,935334	0,0497	0,5266		
<i>Oligochaeta</i>	0,211406	-0,073932	Sable grossier	-0,978266	0,207355	0,6168	<2e-04	***	
<i>Nereis</i>	0,819579	-0,106515	Sable moyen	-0,715093	0,699029	0,3189	0,0078	**	
<i>Polychaeta</i>	0,15983	0,234192	Silt	0,813349	-0,581776	0,5987	<2e-04	***	
			Argile	0,735314	-0,677727	0,4976	<2e-04	***	

Valeurs de P basées sur 5000 permutations
Significativité: 0 '****' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1

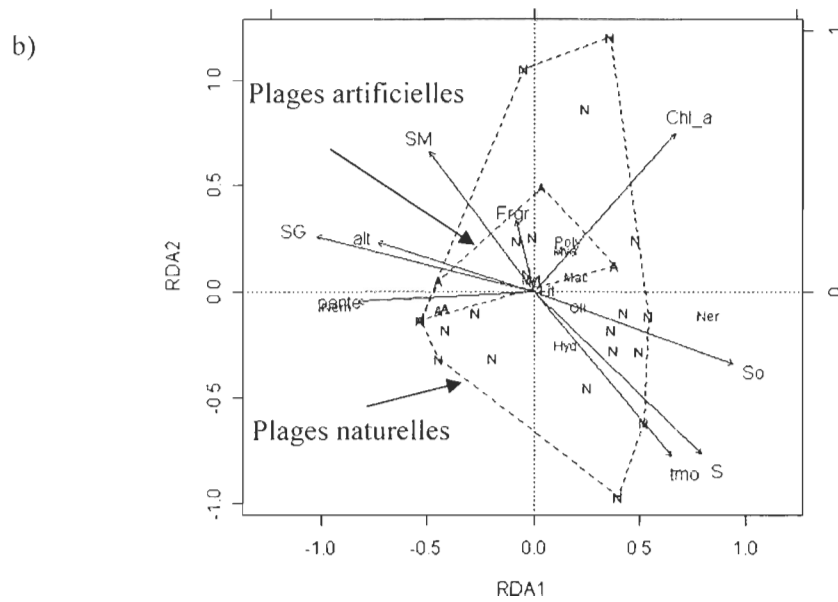
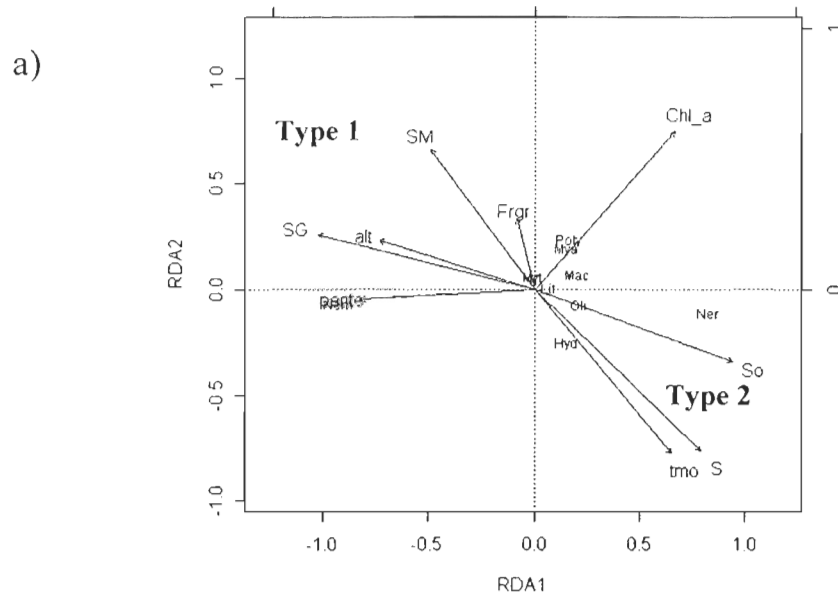
Tableau 5.4 Résultats de l'ACR : *eigenvalues* sur les deux premiers axes d'ordination, proportion de variation expliquée et résiduelle, significativité du modèle

De plus, en tenant compte des deux premiers axes d'ordination, les taxons variant le plus en fonction des paramètres environnementaux mesurés sont *Nématoda*, *Nereis*, *Oligochaeta*, *Polychaeta*, *Macoma* et *Hydrobia* (tableau 5.4). Les autres taxons semblent répondre plus faiblement à la variation environnementale. Au plan graphique, seuls les nématodes semblent être positivement associés aux variables physiques appartenant au «type 1» (Figure 5.20 a), soit à la pente et l'altitude, tandis que le genre *Mytilus* est davantage associé au sable moyen. Tous les autres taxons sont associés de façon plus forte aux variables environnementales du «type 2» et à la chlorophylle *a*.

5.2.2.3 Groupements *a priori* : état de la côte et étagement

La figure 5.20 b montre les polygones convexes formés par les groupes *a priori*, soit les plages artificielles et naturelles (haut et bas estran confondus). Malgré un chevauchement marqué, le groupe des plages naturelles présente une variation plus forte que celle des plages artificielles. Toutefois, cette plus faible variation puisse s'expliquer en partie par le plus petit nombre de stations effectuées en zone artificielle.

Les plages naturelles sont davantage marquées par le type environnemental associé au triage, au silt et à la teneur en matière organique ainsi qu'à la chlorophylle *a*. Les plages artificielles, quant à elles, sont associées à la pente, à l'altitude, au sable grossier et au sable moyen.



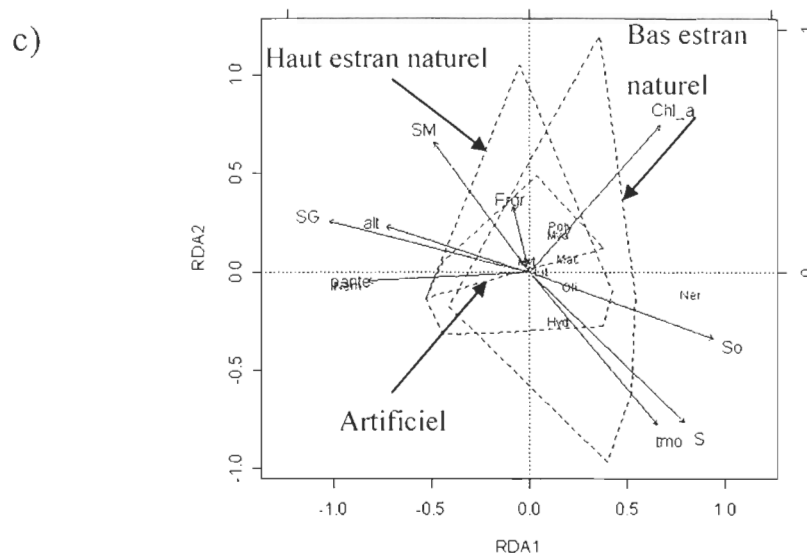


Figure 5.20 Résultats graphiques de l'ACR. En a) vecteurs propres et types 1 et 2 *a posteriori*, b) groupes *a priori* des stations des plages naturelles et artificielles, c) groupes *a priori* du haut estran naturel, du bas estran naturel et des plages artificielles.

Lorsque le haut et le bas estran des plages naturelles sont séparés (*figure 5.20 c*), le polygone du haut estran tend davantage vers les vecteurs propres des variables du groupe *a posteriori* du «type 1», tandis que le polygone formés par les stations de bas estran tend vers les vecteur des variables environnementales associées au «type 2».

5.2.3 Assemblages biologiques benthiques (ANOSIM)

L'analyse de similarité a permis de mettre en lumière certaines différences significatives au niveau des assemblages benthiques en 2006 et 2007. D'abord, les assemblages sont différents entre le haut et le bas estran naturel (2006 : $R = 0,189$, $p = 0,049$; 2007 : $R = 0,201$, $p = 0,024$, tableaux 5.5 et 5.6), et ce, pour les deux années d'échantillonnage.

Tableau 5.5 Résultats de l'ANOSIM sur les assemblages benthiques (2006)

	R	p
HN vs BN	0,189	0,049 *
BNI vs BN	0,055	0,283
BNI vs HN	-0,04	0,583
HN vs B(N+NI)	0,319	0,006 **

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

HN : haut estran naturel, BN : bas estran naturel, BNI : bas estran inférieur.

Tableau 5.6 Résultats de l'ANOSIM sur les assemblages benthiques (2007)

	R	p
A vs N	0,178	0,029 *
A vs NB	0,345	0,003 **
A vs NH	0,251	0,268
NB vs NH	0,201	0,024 *

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

HN : haut estran naturel, BN : bas estran naturel, A : plage artificielle

En 2006, la plus forte dissemblance semble être associée aux groupes de haut estran naturel et de bas estran naturel (BN et BNI confondus) ($R = 0,319$, $p = 0,006$). La non significativité entre les assemblages des stations du bas estran (bas estran et bas estran inférieur réunis) ($R = 0,319$, $p = 0,283$) suggère que le bas estran présente une répartition spatiale des assemblages relativement homogène, du moins à l'échelle des deux stations (c.-à-d., à 20 m de distance, avec des transects perpendiculaires au rivage) échantillonnées. Cependant, il y a aussi non significativité entre le bas estran inférieur et le haut estran ($R = -0,04$, $p = 0,583$). Un R négatif signifie que les assemblages sont plus différents au sein des groupes qu'entre les groupes. Dans le cas présent, cela peut être le fait d'une erreur d'échantillonnage (Chapman et Underwood, 1999), vu la faible valeur de R et la non-significativité du test. Toutefois, ce résultat pourrait également être attribué à une forte hétérogénéité spatiale qui engendre une dissimilarité plus forte au sein des groupes qu'entre les groupes (Chapman et Underwood, 1999), ce qui est probable dans le cas présent, en raison de l'hétérogénéité des types de côte de la zone d'étude.

En 2007, les données récoltées mettent en évidence que les assemblages des plages artificielles sont différents de ceux du bas estran naturel ($R = 0,251$, $p = 0,003$) et des plages naturelles, bas et hauts estrans confondus ($R = 0,178$, $p = 0,029$), alors que les assemblages du haut estran naturel et des plages artificielles sont semblables ($R = 0,251$, $p = 0,268$). En milieu naturel, les échantillons récoltés dans le haut et le bas estran sont différents ($R = 0,201$, $p = 0,024$).

5.2.4 Analyses de variance

5.2.4.1 Facteurs environnementaux

Des neuf variables environnementales analysées par les modèles ANOVA pour l'année 2007, quatre ont révélé des différences significatives entre au moins deux milieux. Ces variables sont la pente des plages, l'altitude de la station échantillonnée, la valeur de chlorophylle *a* ainsi que le pourcentage de sable grossier des échantillons granulométriques (*tableau 5.7*). Rappelons que les valeurs moyennes pour chaque variable sont présentées au *Tableau 5.2*.

De façon globale, les différences significatives les plus marquées se situent entre les deux stations effectuées sur des plages naturelles, soit le haut et le bas estran. En effet, les quatre variables identifiées ci-haut (pente des plages, altitude, valeur de chlorophylle *a* et pourcentage de sable grossier) sont différentes dans ces deux milieux. En ce sens, la pente des plages de haut estran (moyenne à 10°) est significativement plus prononcée que celle des bas estrans naturels (moyenne à $4,1^\circ$). L'altitude des stations de haut estran naturels est plus élevée, soit en moyenne à 0,8 m au-dessus du niveau moyen des mers, alors que l'altitude des stations des bas estrans naturels est en moyenne à -0,6 m. Les concentrations en chlorophylle *a* par échantillon de substrat sont à un peu plus du double pour les stations des bas estran naturels, en comparaison avec celles des hauts estrans naturels, soit en moyenne $0,7 \mu\text{g g}^{-1}$ contre $0,3 \mu\text{g g}^{-1}$. La proportion moyenne de sable grossier est de 29,7 % pour les hauts estrans, et de 2,8 % pour les bas estrans des plages naturelles, et cette différence est significative.

De plus, trois variables sont significativement différentes entre les stations en plages artificielles et de bas estran naturel, soit la pente, la chlorophylle *a* et le sable grossier. Plus précisément, en comparaison des stations situées dans le bas estran naturel, la pente moyenne des plages artificielles

est plus élevée ($15,9^\circ$ c. $4,1^\circ$), la concentration moyenne en chlorophylle *a* est plus faible ($0,3 \mu\text{g g}^{-1}$ contre $0,7 \mu\text{g g}^{-1}$) et le pourcentage moyen de sable grossier est plus élevés ($41,3 \%$ contre $2,8 \%$).

Entre les stations de haut estran naturel et les stations en plages artificielles, la pente et l'altitude se sont avérées différentes. La pente moyenne est plus faible pour les hauts estran naturels ($15,9^\circ$ contre $7,8^\circ$) et l'altitude, plus élevée ($-0,13 \text{ m}$ contre $0,36 \text{ m}$ par rapport au niveau moyen des mers). Aucune différence significative n'a été relevée pour le coefficient de triage ou encore le pourcentage de fraction grossière, de sable moyen, de silt ou d'argile des échantillons granulométriques.

5.2.4.2 Facteurs biologiques

Des dix taxons dominants identifiés dans la zone d'étude, sept ont révélé une différence significative au sein des trois milieux. En fonction de leur niveau de significativité croissant, ces taxons sont : *Mya*, *Nereis*, *Oligochaeta*, *Macoma*, *Mytilus*, *Littorina* et *Polydora*. L'abondance totale et l'indice de diversité de Shannon ont uniquement révélé des différences significatives entre les stations naturelles de haut et de bas estran.

Tableau 5.7 Analyses de variance des variables physiques et taxons dominants

Variables	Modèle général	Valeur int. ⁴	A ⁵ c. NH	A c. NB	NH c. NB
Pente ¹	anova	66,58 ***	***	***	***
Altitude ³	anova	26,24 ***	***	-	***
Chlorophylle a ²	anova	7,44 **	-	***	***
Triage ³	anova	0,91	-	-	-
Fraction grossière ³	anova	0,41	-	-	-
Sable grossier ³	anova	6,52 **	-	***	***
Sable moyen ³	anova	1,83	-	-	-
Silt ³	K-W	1,3			
Argile ²	anova	0,86	-	-	-
<i>Mya</i> ³	K-W	14,42 ****			
<i>Macoma</i> ³	K-W	12,72 **			
<i>Mytilus</i> ³	K-W	7,83 *			
<i>Littorina</i> ³	K-W	8,57 *			
<i>Hydrobia</i> ³	K-W	5,48			
<i>Idoeta</i> ³	K-W	5,52			
<i>Nematoda</i> ³	K-W	0,87			
<i>Oligochaeta</i> ³	K-W	9,38 **			
<i>Polydora</i> ³	K-W	6,92 *			
<i>Nereis</i> ³	K-W	14,15 ****			
Abondance totale ²	anova	5,41 **	-	-	***
Diversité (H') ¹	anova	6,2 **	-	-	***

Seuils de significativité : (-) = $p > 0,05$; * $0,05 < p > 0,01$; ** $0,01 < p < 0,001$; *** $p < 0,001$.

¹ : variable dont la répartition a subi une transformation par la racine cubique.

² : variable dont la répartition a subi une transformation $\log + 0,01$.

³ : valeurs originales non transformées.

⁴ : la valeur intermédiaire pour l'ANOVA est une valeur de F et pour le Kruskal-Wallis (K-W), une valeur de chi carré.

⁵ : groupes *a priori*: **A** : stations en plages artificielles; **NH** : stations en plages naturelles de haut estran; **BN** : stations en plages naturelles de bas estran.

CHAPITRE VI INTERPRETATION ET DISCUSSION

Ce chapitre présente, dans un premier temps, l'interprétation et la discussion relatives aux résultats de l'évolution présentée au chapitre précédent. Dans un deuxième temps, ce chapitre présente l'interprétation et la discussion associées aux résultats de l'analyse biologique benthique. On effectue également un retour sur les hypothèses du chapitre 1.

6.1 Évolution historique (1934-2007)

6.1.1 Principaux éléments d'interprétation

Les résultats obtenus grâce à la photo-interprétation multidate et à l'imagerie de haute précision acquise en 2007 ont permis d'analyser l'évolution d'un système côtier dans un contexte d'artificialité des côtes. L'objectif 1 de la présente recherche a été atteint au moyen des mesures de l'évolution de la ligne de rivage et de la largeur des plages, le long de la côte du secteur de Saint-Siméon–Bonaventure. À l'échelle de l'unité hydrosédimentaire, qui va du Havre du ruisseau Leblanc (présence d'infrastructure portuaire) jusqu'à la Pointe Bonaventure (changement de sens de la dérive littorale), les résultats mis en lumière par la photo-interprétation sont les suivants :

- la ligne de rivage est en recul net (1934-2007), sauf pour certains secteurs à flèches littorales et à terrasses de plages formées en amont des quais;
- les enrochements permettent de réduire le taux de recul de la ligne de rivage (du moins, à l'échelle temporelle étudiée), en comparaison à la ligne de rivage de côtes naturelles situées à proximité de sites enrochés;
- dans tous les secteurs (à l'exception du secteur A), la largeur des plages situées devant les enrochements est inférieure à celle des plages naturelles.
- à l'échelle historique, la largeur des plages naturelles situées dans des secteurs fortement artificialisés est davantage réduite que les plages localisées dans des secteurs à plus faible artificialité.

6.1.2 Retour sur les objectifs et hypothèses

L'analyse de l'évolution historique du littoral suggère la confirmation de l'hypothèse spécifique 1, à savoir que les plages situées devant les structures de protection du littoral ont une largeur inférieure aux plages naturelles. En effet, la largeur moyenne des plages naturelles est de 14,25 m, alors que celle des plages artificielles est de 9,35 m. Notons que cette donnée cache une valeur extrême associée à la migration de la petite flèche littorale de la rivière Saint-Siméon et au développement d'une lagune devant des enrochements. Si l'on retire cette donnée de la moyenne globale, on obtient plutôt une largeur moyenne de 6,45 m pour les plages artificielles. Ainsi, la largeur des plages artificielles serait généralement réduite de plus de deux fois en comparaison à la largeur moyenne des plages naturelles, ce qui représente un résultat assez marqué. D'ailleurs, les deux secteurs ayant les plages les plus larges (soit environ 19,5 m) sont situés en zone complètement naturelle, à l'est de la rivière Bonaventure. Ces résultats montent l'importance de la photo-interprétation multidade dans l'étude des impacts des structures de protection du littoral, puisqu'elle permet d'observer que la tendance à la réduction de la largeur des plages n'est pas que momentanée, mais bien durable à l'échelle humaine, contrairement à certaines idées reçues. On observe également des effets cumulés qui ne sont pas considérés par les études basées uniquement sur des données *in situ*. On discute de ces effets cumulés plus bas.

Dans le même ordre d'idée, les résultats suggèrent également la confirmation de l'hypothèse spécifique 3, qui proposait que la zone d'étude ait subi les effets des structures de protection depuis au moins les années 1930. Par contre, selon des analyses effectuées, les impacts les plus importants sont visibles surtout à partir des couvertures aériennes de 1963, où des ouvrages majeurs de protection du littoral ont été mis en place. Les résultats montrent que les murs de béton, utilisés depuis au moins 1963, et les enrochements majeurs, présents depuis les années 1970 (Barnabé, 1974), ont provoqué une réduction de la largeur des plages adjacentes à des ouvrages de protection, entraînant même la disparition des hauts estrans pour certains segments. C'est particulièrement le cas pour la terrasse de plage quasi complètement enrochée du secteur F-Bonaventure et de la côte rocheuse du secteur B-Saint-Siméon. En effet, la largeur des plages enrochées est de 6,36 m et 5,2 m pour ces secteurs respectifs, alors que les plages naturelles de ces mêmes secteurs ont des largeurs moyennes de 15,1 m et de 8,5 m. De plus, les mesures altitudinales effectuées sur le terrain en 2007 indiquent que les hauts estrans artificiels – ou ce qu'il en reste – possèdent une altitude moyenne plus basse de près de 40 cm en comparaison des hauts estrans des plages naturelles. Cette

altitude inférieure des plages artificialisées pourrait expliquer la plus grande fréquence d'inondation par les marées et le déferlement des vagues près des côtes artificielles.

Autre observation intéressante, depuis les années 1960, on observe une réduction de l'écart entre la largeur des plages naturelles et des plages en bordure de structures de protection. Cette réduction s'explique par une croissance importante de l'artificialité du littoral, faisant 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. Les meilleurs exemples sont les secteurs B–Saint-Siméon et F–Bonaventure. Cela représente un effet inattendu par rapport aux hypothèses de recherche. Cette réduction d'écart est interprétée comme un effet cumulé de l'artificialité du littoral, par la disparition graduelle de presque toutes les sources d'apport sédimentaire des plages (Morneau *et al.*, 2001-b).

Par contre, certaines plages soutenant des structures perpendiculaires aux rivages (avec épis) ont parfois été plus larges que les plages naturelles, tel que mentionné à la section 5.1.11. C'est le cas du secteur B (Saint-Siméon), où les plages avec épis ont conservé une largeur moyenne de 14,7 m entre 1934 et 1963, alors que durant la même période, les plages naturelles sans épis avaient une largeur inférieure à 10 m (*tableau 2 de la figure 5.3*). Des résultats du même ordre ont été obtenus pour le secteur D–Flèche littorale de Saint-Siméon, mais cette fois-ci pour la période 1992-2007 (*tableau 2 de la figure 5.8*). De tels résultats indiquent que les épis peuvent effectivement favoriser l'accumulation sédimentaire ; toutefois, leur succès est restreint spatialement, puisque cette accrétion est uniquement du côté situé en amont de la dérive littorale principale, sur généralement moins de 200 m de longueur. D'ailleurs, ces structures pourraient même entraîner un déficit du côté aval de la dérive littorale, en cela qu'elles bloquent partiellement le transit sédimentaire (NOAA, 2009), privant ainsi les plages situées en aval d'un apport en particules sablo-graveleuses. Par contre, puisque les épis de Saint-Siméon sont exclusivement construits dans le haut estran, une partie seulement du transport est éventuellement bloquée, et ce, à marée haute. À preuve, le segment de plage situé en aval des épis ne présente pas une tendance plus marquée à l'érosion depuis l'implantation des épis. En regard de l'hypothèse 3 et 1, on considère donc que leur impact est négligeable à l'échelle de l'unité hydrosédimentaire. En contrepartie, les digues de pierres placées à la pointe de la flèche littorale de Saint-Siméon ont eu un effet marqué sur le taux d'accrétion sédimentaire de la plage de Saint-Siméon. Ce résultat a aussi été obtenu pour la période 2003-2006 (Long et Xhardé, 2009). Dans le même ordre d'idée, ces observations ont également été

faites par photo-interprétation à l'endroit de la flèche ouest de Bonaventure entre 1934 et 1980 (ZIP Baie des Chaleurs, 2006).

Par ailleurs, la présence de nombreux quais, observables sur les photographies aériennes de 1934 et de 1963, constitue un autre facteur anthropique majeur. Ces derniers, comme le quai du secteur B–Saint-Siméon, par exemple, ont généralement permis la formation de terrasses de plage qui se sont vite 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 (Leclerc *et al.*, 2008). Ce fait suggère la confirmation de l'hypothèse 3, c'est-à-dire que la zone d'étude a subi les effets des structures de protection depuis au moins les années 1930.

Une partie de l'hypothèse spécifique 1 mentionnait que le substrat devant les plages artificielles était plus grossier. Or, il convient de noter que celle-ci n'a été validée qu'en partie par les résultats obtenus lors de la caractérisation sur le terrain. En effet, les analyses de variance ont révélé une différence significative uniquement pour le pourcentage de sable grossier, alors que le pourcentage de sable moyen, de silt ou d'argile ne varie pas de façon significative entre les plages naturelles et artificielles. Il en va de même pour la proportion de la fraction grossière (>2 mm de diamètre) des échantillons granulométriques recueillis. Or, ceci est contraire aux observations sur le terrain. À notre avis, de tels résultats peuvent donc en partie être attribuables à la méthode d'analyse, puisque celle-ci n'a pas tenu compte spécifiquement de la proportion de graviers, de galets ou de blocs sur l'estran. Une quantification de ces classes texturales aurait peut-être permis de mieux cerner l'ensemble des caractéristiques granulométriques des échantillons. Dans la même foulée, il faut souligner la grande variabilité dans les caractéristiques granulométriques qui existe de façon naturelle entre des plages de systèmes côtiers différents (flèche littorale, marais maritime, côte rocheuse). Or, les plages de tous ces types de côte ont été regroupées en seulement deux groupes *a priori*, soit les plages naturelles et des plages artificielles. Il se peut donc que la variation naturelle du milieu ait diminué le potentiel de détection des tests statistiques entre les deux groupes *a priori*.

Une observation nouvelle par rapport aux hypothèses de recherche est que la diminution de la largeur des plages peut également être accompagnée de changements de substrat. La nature des substrats est fonction du contexte stratigraphique local, propre à chaque environnement

sédimentaire ou à chaque type de côte. Les images analysées suggèrent que ce changement survient davantage dans les secteurs en érosion active, alors que pour les plages stables, la granulométrie de surface semble moins changer dans le temps. Par exemple, sur les photographies aériennes de 1963 et antérieures, devant les falaises rocheuses de Saint-Siméon, on remarque la présence de plages sableuses. Celles-ci ont laissé place, sur les images de 2007, à des plages de blocs et de galets. Néanmoins la qualité des images ne permet pas toujours d'établir hors de tout doute le type granulométrique des plages. Des analyses spectrales réalisées sur des images panchromatiques ou proche infrarouges pourraient être un outil pertinent pour déterminer les groupes texturaux des plages.

Il est également une notion qu'il convient de nuancer quant à l'hypothèse de travail, qui proposait que la largeur des plages devant les enrochements est réduite en comparaison des plages naturelles, *à la suite* de l'interaction entre les agents marins et la structure. Dans ces calculs, il n'a pas été tenu compte du fait que les enrochements empiètent, dans un premier temps, *dès lors* de leur construction, sans que cela ne soit attribuable aux processus hydrodynamiques (Pilkey et Wright, 1988). Ainsi, pour des hauts estrans naturellement étroits de moins de 10 m, un enrochement d'une largeur de 4 m à 6 m réduit donc la plage automatiquement à un lambeau. Dans le cas de plages sableuses beaucoup plus larges (< 100 m), l'empiètement sur la plage est proportionnellement moins important, ce qui peut rendre les structures moins néfastes pour l'environnement côtier et plus efficaces dans leur rôle de protection (Terchunian, 1988). Cet aspect relève la pertinence de la présente étude par le fait qu'elle ait été menée dans des environnements aux plages naturellement étroites, alors que plusieurs études dans le domaine sont menées sur des plages sablonneuses très larges.

Par ailleurs les résultats suggèrent que la position des ouvrages sur l'estran a une forte influence sur la sévérité de l'impact, un phénomène également relevé par Griggs et Tait (1988). D'après Plant et Griggs (1992), la zone intertidale serait particulièrement sensible à la mise en place de structures rigides. L'étroitesse des plages artificielles dans le secteur de Saint-Siméon et Bonaventure pourrait donc s'expliquer, d'une part, par l'empiètement des enrochements sur la plage et, d'autre part, par l'interaction de ces derniers avec les vagues et les marées. Dans le cas des murs, il va de soit que l'empiètement est beaucoup moins important, mais leur position sur l'estran demeure un aspect primordial dans la résilience des plages (Plant et Griggs, 1992).

Finalement, les résultats obtenus à partir d'images aéroportées doivent être considérés comme des indicateurs de tendances historiques, cachant des variations interannuelles, comme celles par ailleurs bien documentées pour la période 2003-2006 par Long et Xhardé (2009). Ces variations interannuelles peuvent être associées à des tempêtes particulièrement fortes, qui modulent la répartition des sédiments sur la plage et qui peuvent donner lieu à des périodes d'érosion aussi prononcées que ponctuelles, le système côtier pouvant se réajuster dès l'année suivante, comme cela a été le cas après la troncature de la flèche d'embouchure de la rivière Saint-Siméon (Long et Xhardé, 2009). Néanmoins, la comparaison de plusieurs couvertures aériennes demeure l'outil le plus puissant quant à l'étude des changements passés, notamment ceux des zones côtières (Provencher et Dubois, 2007).

6.2 Caractérisation écologique

6.2.1 Principaux éléments d'interprétation

La réduction des plages devant les enrochements se traduit en une perte nette d'habitat, bien que même les stations échantillonnées dans le haut estran aient révélé une abondance très faible de macro-invertébrés. Cette perte menace l'habitat du poisson et c'est pourquoi Pêches et Océans Canada encadre les projets majeurs de protection du littoral. À ce sujet, les résultats obtenus dans la présente recherche permettent deux constats quant à la structure des communautés benthiques dans la zone d'étude:

- les communautés répondent principalement à deux types d'environnements, soit 1) des milieux de forte énergie, caractérisés par des animaux mobiles et 2) des milieux de faible énergie, principalement colonisés par l'endofaune (*Mya*, *Macoma*, et *Nereis*);
- les groupements entre les trois milieux étudiés ne sont pas aussi clairement distincts que les hypothèses de travail le suggéraient; toutefois, les conditions retrouvées dans les bas estrans naturels sont les plus favorables et l'abondance y est significativement plus élevée;
- la répartition observée des communautés est liée aux variables environnementales mesurées, mais les communautés sont également structurées par des facteurs non mesurés, tels que l'a montrée la partition de la variance.

Les résultats mis en lumière par les analyses canoniques des redondances montrent que les communautés benthiques échantillonnées semblent être réparties selon deux types d'environnements *a posteriori*. Un de ces milieux est contrôlé par la teneur en matière organique, le silt, le coefficient de triage et la teneur en chlorophylle *a*. Ces variables sont caractéristiques des environnements de faible énergie hydrodynamique. David et McIntire (1983) ont également remarqué une relation positive entre la chlorophylle *a* et le pourcentage de silt; selon ces auteurs, cette relation s'exprimerait davantage dans les sites plus près de la limite moyenne des basses mers, donc dans le bas estran. Cependant, dans nos analyses de variances, il n'a pas été possible d'établir des différences significatives pour le bas estran pour le coefficient de triage et le pourcentage de silt.

L'altitude, la pente et la chlorophylle *a* sont quant à elles significativement différentes pour le bas estran naturel en comparaison aux plages artificielles (la pente et la chlorophylle *a* seulement) et des hauts estrans échantillonnés. De plus, les milieux associés à un plus faible hydrodynamisme présentent une altitude plus faible et possèdent des plages à faible pente en comparaison aux milieux plus énergétiques. En effet, les pentes du bas estran ont une moyenne de 5,4° alors que celles du haut estran sont de 10° et celles des plages artificielles sont de 15,9°. Ces résultats confortent le principe selon lequel un hydrodynamisme de faible énergie permet de maintenir des sédiments fins en place dans la zone intertidale au moyen de plages aux pentes faibles. La faune benthique échantillonnée répond positivement à ce milieu, comme en témoignent les valeurs positives obtenue par ACR et ces résultats sont confortés par la documentation scientifique.

Le second milieu mis en évidence par les ACR se caractérise par des pentes plus fortes et un substrat plus grossier. L'accumulation de la biomasse algale y est beaucoup moins élevée et le support pour la faune benthique est alors limité. Ces faibles teneur en chlorophylle pourraient s'expliquer par le fait que le phytobenthos devient alors la seule source autochtone de production primaire (Wulff *et al.*, 1997).

Au cours d'une campagne d'échantillonnage pré littorale réalisée deux à trois ans plus tôt dans le secteur de Saint-Siméon et Bonaventure, des résultats avaient révélé des groupements hiérarchiques macrobenthiques en fonction du type de substrat (Long, 2006). Toutefois, les espèces échantillonnées en zone pré littorale étant différentes de celles identifiées au cours de la présente

étude, la comparaison des taxons à l'espèce devient caduque. Par contre, on constate que le groupe des polychètes et des bivalves était associé aux sédiments sablo-vaseux graveleux. Ces associations pourraient correspondre au milieu de faible énergie caractérisé dans la présente étude.

6.2.2 Retour sur les objectifs et hypothèses

L'hypothèse spécifique 2 avait trait spécifiquement à l'échantillonnage biologique effectué dans les milieux artificiels et naturels. Celle-ci stipulait que les assemblages benthiques étaient moins abondants et globalement distincts entre ces deux milieux. Or, les analyses de variance (tableau 5.5) réalisées sur les taxons des trois milieux échantillonnés à l'aide d'un test non-paramétrique (Kruskall-Wallis) n'ont pas permis de comparer les groupes deux à deux, comparativement à l'anova, qui a pu être effectué sur les données environnementales. Les faibles effectifs par échantillon et la grande quantité de zéros (0) expliquent l'impossibilité d'utiliser des tests paramétriques, malgré la transformation des données. Les résultats révèlent des différences significatives dans au moins un des trois groupes pour 7 taxons sur 10. Fait intéressant, les différences les plus significatives concernent les bivalves fouisseurs *Mya* et *Macoma*, de même que le polychète *Nereis*, trois taxons dont l'habitat préférentiel comporte une forte proportion de sédiments fins. Il faut à ce sujet mentionner que les variables environnementales ayant trait au substrat ne traitaient que de la fraction fine. Une analyse plus détaillée de la proportion de particules supérieures à 2 mm aurait peut-être permis de mieux différencier les hauts estrans naturels des zones artificielles. En ce qui a trait à l'abondance relative totale, il a été impossible de confirmer cette hypothèse, puisque les tests de Tukey n'ont relevé de différence significative qu'entre les hauts et bas estrans naturels. Cela dit, ce résultat montre bien que le bas estran est un milieu riche qui doit être préservé. En somme, l'hypothèse 2 n'a pas été confirmée en totalité, ce qu'un effectif plus large aurait pu combler. Néanmoins, le fait que les taxons fouisseurs *Mya*, *Macoma* et *Nereis* ait révélé les plus fortes différences significatives et que ceux-ci sont davantage associés aux plages naturelles, indique que le plan d'échantillonnage a été correctement établi.

6.2.3 État de référence pour le suivi environnemental

Par ailleurs, établir un état 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; Underwood, 1994; Hurlbert, 1984; Osenberg et Schmitt, 1996; Downes *et al.*, 2002;

Underwood et Chapman, 2003). L'état du milieu au début d'une campagne de suivi environnemental est souvent considéré comme le niveau de référence ou, du moins, représente les conditions initiales. Or, 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 (Meadows *et al.*, 2005). C'est pourquoi les résultats de nos analyses biologiques présentent une comparaison de milieux naturels et artificiels, en veillant à ne pas associer les différences observées directement et hors de tout doute à l'impact des enrochements construits en 2007 dans le secteur de Saint-Siméon. 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.

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 en fonction de différentes échelles temporelles et spatiales (Underwood et Champan, 1998; Petraitis *et al.*, 1999). D'ailleurs, les triplicats effectués visaient à tenir compte d'une partie de cette hétérogénéité spatiale. Pour obtenir une meilleure indication du stress relié à la présence d'enrochement, la variance au sein de ces parcelles aurait pu faire l'objet de plus d'attention, les analyses de variance apparaissant comme un outil adéquat pour l'analyse d'interactions complexes (Underwood et Champman, 2003). Néanmoins, la construction d'un enrochement constituerait une perturbation continue, où les assemblages répondent généralement par un nouvel état d'équilibre quant à la moyenne des variables mesurées (Underwood et Champman, 2003). On juge donc que les tests de comparaison de moyenne effectués dans le cadre de la présente recherche permettent de détecter la perturbation générée par la présence d'enrochements en zone intertidale. D'après Underwood et Champan (2003), l'étude des perturbations demande des mesures répétées idéalement avant, pendant et après la perturbation. Or, les enrochements étudiés ont été installés 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 encore cours aujourd'hui ou à un nouvel état d'équilibre, qui réside dans la grande résilience des invertébrés benthiques intertidaux.

La répartition 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). D'ailleurs, 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 pas 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, la forte proportion de variation non expliquée par le modèle (cette variation est presque aussi forte que celle attribuée aux variables environnementales étudiées) laisse présager que la variation biologique observée peut également être attribuée à des facteurs locaux non mesurés, sans que ceux-ci soient liés à leur position géographique (c.-à-d., à la matrice spatiale) (Borcard et Legendre, 1992). 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 temporelle aurait permis de réduire l'effet confondu de certaines données. De plus, des paramètres physico-chimiques ou biogéochimiques 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 Petite rivière Bonaventure et la rivière Bonaventure pourrait contribuer à la répartition des organismes, celle des oligochètes notamment. Néanmoins, les résultats obtenus par les ANOSIM montrent, contrairement aux résultats de Chapman et Bulleri, (2003), que les communautés habitant les milieux naturels diffèrent des milieux artificiels, du moins pour les bas estrans échantillonnés.

6.2.4 Plages des littoraux naturels et artificiels : des milieux différents

Malgré certaines incertitudes liées à la présence de facteurs confondus dans la caractérisation écologique des plages, 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. Par exemple, on sait que les assemblages répondent différemment aux conditions environnementales mesurées dans le haut et le bas estran naturel (surtout pour les organismes fouisseurs) ainsi qu'en zone artificielle, et que les communautés répondent plus aux variations qui existent entre le bas estran naturel et les plages des côtes artificielles. On sait également que les différences les plus fortes sont observées pour la macrofaune entre les bas estrans naturels et les plages artificielles, mais que les assemblages sont semblables entre le haut estran

naturel et les plages artificielles. Les conclusions de l'étude d'impact sur l'environnement (Morneau *et al.*, 2001-b) étaient à l'effet que la valeur écologique des hauts estrans est proportionnelle à la faible biodiversité qu'elle abrite. L'interprétation de l'importance écologique des hauts estrans de la présente étude est toute autre. On considère que, malgré les faibles abondances des hauts estrans naturels, ceux-ci apparaissent néanmoins primordiaux par le rôle qu'ils tiennent dans le maintien des bas estrans naturels, ces derniers représentant le milieu de loin le plus favorable à la faune benthique. En effet, lors de la disparition des hauts estrans, l'absorption de l'énergie par ces derniers n'est plus possible. L'énergie est alors reflétée sur le bas estran. Or, le bas estran ne représente par un habitat favorable uniquement par ses conditions marégraphiques, mais également par ses particularités granulométriques, de même que plusieurs facteurs covariants. Un tel phénomène pourrait expliquer les abondances faibles des organismes retrouvés devant les enrochements de Bonaventure.

En somme, dans l'unité hydrosédimentaire de Saint-Siméon et Bonaventure, les zones artificielles présentent des conditions apparemment plus stressantes pour bon nombre d'organismes en comparaison au bas estran naturel, surtout pour l'endofaune. 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. Or, le temps d'émersion de la zone intertidale est un facteur limitant important dans la répartition des espèces. C'est pourquoi, selon nos interprétations, les plages à côte artificielle présentent un milieu globalement distinct, empruntant des caractéristiques aux deux autres milieux. Les plages artificielles constituent donc un nouvel habitat, probablement en transition, qui évolue selon une dynamique propre. La perte du haut estran naturel, qui est associée à la présence d'enrochements, menace-t-elle réellement l'intégrité écologique d'un milieu, étant donné les abondances faibles qui sont naturellement retrouvées dans les hauts estrans ? D'après 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.

CHAPITRE VII CONCLUSION

Par l'analyse du contexte d'évolution historique et actuel de la côte et des plages d'une unité hydrosédimentaire dans la baie des Chaleurs au Québec, la présente étude visait à évaluer la réponse des systèmes côtiers aux ouvrages de protection du littoral. À la lumière de la documentation scientifique consultée, les arguments supportant la dégradation à divers degrés des milieux naturels adjacents à des enrochements et murs sont, à tort ou à raison, largement répandus. Par contre, les structures de protection du littoral n'engendrent pas tous les mêmes effets ; ceux-ci dépendent de la qualité de l'ouvrage proprement dit (Barnabé, 1974), mais également des caractéristiques physiques spécifiques à chaque site étudié.

À ce sujet, la division de l'unité hydrosédimentaire de Saint-Siméon–Bonaventure en sous-sections a permis d'observer les taux de recul de la côte et la largeur des plages peut varier en fonction du type de côte. Le type de côte, à son tour, joue un rôle sur les effets perceptibles des enrochements. Globalement, le bilan de l'évolution historique suggère une confirmation de l'hypothèse de travail. En effet, à l'échelle historique, la largeur des plages adjacentes aux structures est généralement plus faible que celle des plages naturelles. D'autres constats intéressants peuvent également être mentionnés. On a entre autres observé que la largeur des plages naturelles des secteurs à faible artificialité est globalement moins variable que les plages naturelles au sein de secteurs fortement artificialisés. Cette observation n'aurait pas été possible sans l'évaluation des effets à l'échelle historique par photo-interprétation multidate. Dans les secteurs plus naturels, la largeur de la plage est demeurée relativement constante depuis 1934, tandis que les plages des secteurs naturels contigus à des secteurs artificiels semblent rétrécir plus rapidement. De tels résultats suggèrent que les structures de protection occasionnent le déficit sédimentaire des plages naturelles situées à proximité de ces structures (et surtout en aval des courants de dérive), un élément retrouvé dans la documentation consultée.

L'évaluation des effets sur la faune benthique a donné des résultats moins clairs en ce qui a trait aux groupements des communautés et des taxons dominants. Toutefois, les assemblages semblent être contrôlés par deux associations de variables environnementales qui correspondent, d'une part, à des milieux de faible énergie hydrodynamique (pente faible, altitude faible, sédiments fins, faibles teneurs en matière organique et chlorophylle *a*) et, d'autre part, à des milieux de plus forte énergie (substrat grossier, pente plus forte). Or, les habitats devant les enrochements sont typiquement des milieux de plus forte énergie et nos résultats montrent que les abondances biologiques y sont moins élevées. On considère alors que les secteurs enrochés représentent des milieux physiquement plus stressants pour la macrofaune benthique.

En terminant, il faut mentionner qu'une réduction de la largeur des plages a différents impacts sur le milieu, tant selon une perspective humaine qu'écologique. Au plan humain, les plages étroites aux sédiments grossiers présentent un potentiel moins élevé que les plages larges et sableuses pour les activités récréotouristiques traditionnelles, telles la marche et la baignade. De plus, il est possible qu'un paysage fortement altéré par les enrochements et les murets ne comporte pas les mêmes charmes que des plages naturelles, comme pour le secteur de Bonaventure. Ainsi, la qualité du paysage représente une partie de l'offre touristique d'un lieu donné et la construction de structures rigides devrait prendre en compte de telles conséquences socio-économiques indirectes mais néanmoins importantes. Au cours de l'année 2009, la construction d'un mur en béton armé sur lequel doit être aménagée une promenade vise à redonner accès au littoral, bien que l'aspect naturel de ce dernier ne puisse être retrouvé. Dans un tel contexte, la connaissance des réponses des systèmes côtiers à l'artificialité du littoral est essentielle à la gestion à long terme des littoraux.

Néanmoins, malgré l'engouement que connaît la gestion intégrée et son intérêt pour le développement durable des milieux côtiers, il semble que ce type de gestion ne fasse que lentement son entrée au Québec, du moins chez les instances gouvernementales comme le ministère des Transports. Malgré des impacts négatifs reconnus sur la résilience côtière, les structures en enrochement demeurent relativement simples au plan de l'ingénierie et peuvent être entretenues régulièrement, à des coûts souvent plus faibles que les murs en béton armé ou que la relocalisation des routes (Morneau *et al.*, 2001-b). De plus, certains environnements supportent bien la présence d'enrochements, comme les milieux où les volumes sédimentaires sont suffisants (Runyan et Griggs, 2003; Barros *et al.*, 2004). Pourquoi changer une formule «gagnante», alors que les

ingénieurs reconnaissent depuis longtemps que les structures de protections ne sont conçues ni pour provoquer l'accumulation sédimentaire, ni pour renverser les tendances régionales à l'érosion (Kraus, 1988)? Autrement dit, elles servent à protéger la côte et non la plage (*sic*) (Weegel, 1988). Une telle façon de penser illustre bien le long chemin à parcourir avant que le principe de gestion intégrée du littoral ne soit bien ancré dans les mentalités. Une étude menant à l'élaboration d'un plan d'action en matière d'intervention en milieu littoral et destinée ultimement aux ingénieurs pourrait mieux orienter ces derniers.

Les projets alternatifs de recharge en sable ou d'armature végétale ou les projets mixtes (par exemple, structure et recharge) en milieu côtier sont peu nombreux au Québec. À ce sujet, il faut reconnaître que l'importance économique des plages au Québec n'est d'aucune commune mesure avec celle du sud des États-Unis, où la recharge en sable se justifie aisément par des retombées financières majeures. De plus, ces projets alternatifs comportent actuellement une part de risque que le ministère des Transports n'est pas toujours prêt à assumer, alors qu'encore une fois, la stabilité des enrochements a fait ses preuves dans nombre de milieux. La présente étude ne prétend pas présenter une solution claire à cette problématique géo-économique.

Cela dit, il faut souligner certaines initiatives particulièrement intéressantes du ministère des Transports dans l'Est du Québec. Celles-ci sont pilotées par des équipes pluridisciplinaires (ingénieurs, biologistes, géomorphologues, océanographes, etc.), ce qui démontre une ouverture de la part de certains chargés de projets et répondants en environnement. Par exemple, mentionnons le projet de restauration du marais de Rivière-du-Loup, dans sa partie adjacente à l'autoroute 20. Ce projet combine des structures rigides, de la recharge en sédiments et des techniques de génie végétal. Aux Îles-de-la-Madeleine, de la recharge en sable a également été effectuée afin de protéger les infrastructures routières. D'autres projets intéressants sont également mis en œuvre pour la protection contre l'érosion de certaines rivières en Gaspésie, notamment la Cascapédia.

Dans la perspective où d'autres projets tels que ceux mentionnés seront mis sur pieds dans les prochaines années, la présente étude offre des résultats non négligeables sur l'impact de l'artificialité des côtes. En effet, celle-ci contribue à documenter de façon pertinente la réponse d'un système côtier sur quelque 60 ans, tout en ayant clairement analysé les caractéristiques distinctives des plages artificielles et naturelles. Les avenues de recherche ne manquent pas en ce qui concerne

la conception de types de structures rigides plus adaptées non seulement aux conditions hydrodynamiques, mais également au type de côte et au contexte d'évolution géomorphologique historique du littoral. En conséquence, il faut reconnaître que les plages et la côte ne sont pas des réceptacles passifs ; au contraire, leurs interactions avec des structures anthropiques coûteuses financièrement et parfois écologiquement sont importantes. Il convient donc de traiter ces acteurs comme partie prenante de la problématique d'érosion, puisque sans les protections naturelles qu'offrent les plages et les accumulations sédimentaires pré littorales, les infrastructures de protection du littoral se retrouvent seules devant l'estuaire, le Golfe et les tempêtes.

RÉFÉRENCES

- Airoidi, L., M. Abbiati, M. W. Beck, S. J. Hawkins, P. R. Jonsson, D. Martin, P. S. Moschella, A. Sundelof, R. C. Thompson et P. Aberg. 2005. «An ecological perspective on the deployment and design of low-crested and other hard coastal defence structures». *Coastal Engineering*, vol. 52, no.10-11, p. 1073-1087.
- analysis.» *Psychometrika*, vol. 42, p. 209-219.
- Bacchiocchi, F. et L. Airoidi. 2003. «Distribution and dynamics of epibiota on hard structures for coastal protection». *Estuarine Coastal and Shelf Science*, vol. 56, no.5-6, p. 1157-1166.
- Barnabé, G. 1974. *Importance économique de l'érosion côtière : Bas-Saint-Laurent et Gaspésie*. Québec: Ministère des Ressources naturelles, Direction générale des eaux, 122 p.
- Barros, F., A. J. Underwood et M. Lindegarth. 2001. «The influence of rocky reefs on structure of benthic macrofauna in nearby soft-sediments». *Estuarine Coastal and Shelf Science*, vol. 52, no.2, p. 191-199.
- Barros, F., A. J. Underwood et P. Archambault. 2004. «The influence of troughs and crests of ripple marks on the structure of subtidal benthic assemblages around rocky reefs». *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 60, p. 781-790.
- Basco, D. R. 2006. «Seawall impacts on adjacent beaches: Separating fact from fiction». *Journal of Coastal Research*, vol. 2, p. 741-744.
- Basco, D. R., D. A. Bellomo, J. M. Hazelton et B. N. Jones. 1997. «The influence of seawalls on subaerial beach volumes with receding shorelines». *Coastal Engineering*, vol. 30, p. 203-233.
- Bégin, C., L. E. Johnson et J. H. Himmelman. 2004. «Macroalgal canopies: distribution and diversity of associated invertebrates and effects on the recruitment and growth of mussels». *Marine Ecology Progress Series*, vol. 271, p. 121-132.
- Bernatchez, P. 2006. *Implantation d'un réseau de suivi de l'érosion côtière et bilan de l'érosion pour le Bas-Saint-Laurent, la Gaspésie et les îles-de-la-Madeleine, Québec. Rapport de recherche remis au ministère des Affaires municipales et des régions du Québec*. Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Module de géographie, Université du Québec à Rimouski, 65 p.
- Bernatchez, P. et C. Nozais. 2006. *Effets de l'artificialité du littoral sur les écosystèmes côtiers et intertidaux de la région de Saint-Siméon-Bonaventure, Baie des Chaleurs : proposition d'un projet de recherche soumis au Ministère des Transports*. Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières et groupe de recherche BIONORD, Université du Québec à Rimouski, 13 p.

- 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*, vol. 58, no.1, p. 45-71.
- Bertasi, F., M. A. Colangelo, M. Abbiati et V. U. Ceccherelli. 2007. «Effects of an artificial protection structure on the sandy shore macrofaunal community: the special case of Lido di Dante (Northern Adriatic Sea)». *Hydrobiologia*, vol. 586, p. 277-290.
- Biorex et SODIM. 2002. *Étude des caractéristiques biophysiques, des usages et du potentiel mythycole de six barachois du sud de la Gaspésie. Rapport final, partie I et II*. Rapport mené pour la Société de développement de l'industrie maricole Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine. Québec: 151 p.
- Bird, E. C. F. 1985. *Coastline changes : a global review*. Chichester: John Wiley, 219 p.
- Bird, E. C. F. 1996. *Beach Management*. Chichester: Wiley, 281 p.
- Blott, S. J. et K. Pye. 2001. «GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments». *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 26, p. 1237-1248.
- Borcard, D. et P. Legendre. *SpaceMaker2*, Université de Montréal. 2001, 2003.
- Borcard, D., P. Legendre et P. Drapeau. 1992. «Partialling out the Spatial Component of Ecological Variation». *Ecology*, vol. 73, no.3, p. 1045-1055.
- Brazeiro, A. 2001. «Relationship between species richness and morphodynamics in sandy beaches: what are the underlying factors?». *Marine Ecology Progress Series*, vol. 224, p. 35-44.
- Bulleri, F., M. G. Chapman et A. J. Underwood. 2005. «Intertidal assemblages on seawalls and vertical rocky shores in Sydney Harbour, Australia». *Austral Ecology*, vol. 30, p. 655-667.
- Buscombe, D. et G. Masselink. 2006. «Concepts in gravel beach dynamics». *Earth-Science Reviews*, vol. 79, p. 33-52.
- Carter, R. W. G. 1988. *Coastal Envrionments: An Introduction to the Physical, Ecological and Cultural Systems of Coastlines*. Cambridge: Academic Press, 616 p.
- Chapman, M. G. 1998. «Relationships between spatial patterns of benthic assemblages in a mangrove forest using different levels of taxonomic resolution». *Marine Ecology-Progress Series*, vol. 162, p. 71-78.
- Chapman, M. G. et A. J. Underwood. 1999. «Ecological patterns in multivariate assemblages: information and interpretation of negative values in ANOSIM tests». *Marine Ecology Progress Series*, vol. 180, p. 257-265.
- Chapman, M. G. et F. Bulleri. 2003. «Intertidal seawalls—new features of landscape in intertidal environments». *Landscape and Urban Planning* vol. 62, p. 159-172.
- Charlier, R. H., M.-C. P. Chaineux et S. Morcos. 2005. «Panorama of the history of coastal protection». *Journal of Coastal Research*, vol. 21, no.1, p. 79-111.
- Clarke, K. R., et R. H. Green, 1988. «Statistical design and analysis for 'biological effects' study». *Marine Ecology Progress Series*, vol. 49, p. 213-226.

- Comité ZIP Baie-des-Chaleurs. 2006. *Recueil cartographique des usages et des ressources*. Table de concertation du littoral de Bonaventure. 18 p.
- Connell, S. D. et T. M. Glasby. 1999. «Do urban structures influence local abundance and diversity of subtidal epibiota? A case study from Sydney Harbour, Australia». *Marine Environmental Research*, vol. 47, no.4, p. 373-387.
- Constable, A. J. 1999. «Ecology of benthic macro-invertebrates in soft-sediment environments: A review of progress towards quantitative models and predictions». *Australian Journal of Ecology*, vol. 24, p. 452-476.
- Coull, B. C. 1999. «Role of meiofauna in estuarine soft-bottom habitats». *Australian Journal of Ecology*, vol 24, p. 327-343.
- Coutu, M., P. Bernatchez, A.-M. Leclerc et C. Nozais. 2009. *Rapport synthèse de l'étude comparative, pré- et post-enrochement, du secteur de St-Siméon, Baie-des-Chaleurs*. Rapport présenté au ministère des Transports du Québec. Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski, 36 p.
- Cowell, B. G. Thom, R. A. Jones, C. H. Everts et D. Simanovic. 2006. «Management of Uncertainty in Predicting Climate-Change Impacts on Beaches». *Journal of Coastal Research*, vol. 22, no.1, p. 232-245.
- CruzMotta, 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*, vol. 285-286, p. 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*, vol. 150, no.1-3, p. 181-193.
- Cusson, M. et E. Bourget. 2005. «Global patterns of macroinvertebrate production in marine benthic habitats». *Marine Ecology Progress Series*, vol. 297, p. 1-14.
- Daigle, R (éd.). 2006. *Impacts de l'élévation du niveau de la mer et du changement climatique sur la zone côtière du sud-est du Nouveau-Brunswick*. Environnement Canada, 644 p.
- Dayton, P. K. 1971. «Competition, disturbance, and community organization of space in a rocky intertidal community». *Ecological Monographs*, vol. 41, p. 351-389.
- Dean, R. G. 1991. «Equilibrium Beach Profiles - Characteristics and Applications». *Journal of Coastal Research*, vol. 7, no.1, p. 53-84.
- Defeo, O., A. Brazeiro, A. d. Alava et G. Riestra. 1997. «Is Sandy Beach Macrofauna Only Physically Controlled? Role of Substrate and Competition in Isopods». *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 45, p. 453-462.
- 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, P. R. Peres-Neto. 2006. «Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM)». *Ecological Modelling*, vol. 196, no.3-4, p. 483-493.

- El-Bisy, M. S. 2007. «Bed changes at toe of inclined seawalls». *Ocean Engineering*, vol. 34, p. 510-517.
- Gauthier, B. 2005. «L'estuaire de la baie des Chaleurs - Ristigouche». *Le Naturaliste canadien*, vol. 129, no.2, p. 51-56.
- GIEC (Groupe intergouvernemental d'experts sur l'évolution du climat). 2001. *Bilan 2001 des changements climatiques : Les éléments scientifiques*. 90 p.
- GIEC (Groupe intergouvernemental d'experts sur l'évolution du climat). 2007. *Bilan 2007 des changements climatiques. Contribution des Groupes de travail I, II et III au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat*. Genève: ONU, 103 p.
- Glasby, T. M. et A. J. Underwood. 1996. «Sampling to differentiate between pulse and press perturbation». *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 42, p. 241-252.
- Gornitz, V. 1995. «Sea-level rise: a review of recent past and near-future trends ». *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 20, p. 7-20.
- 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*, no 1, 126 p.
- Griggs, G. B. et J. F. Tait. 1988. «The effects of coastal protection structures on beaches along Northern Monterey Bay, California». *Journal of Coastal Research*, vol. SI 4, p. 93-111.
- Hammer, Ø., D. A. T. Harper et P. D. Ryan. *PAST - Palaeontological Statistics, ver. 1.76*, 2007.
- Hurlbert, S. H. 1984. «Pseudoreplication and the design of ecological experiments». *Ecological Monographs*, vol. 54, no.2, p. 187-211.
- Huxham, M., I. Roberts et J. Bremner. 2000. «A field test of the intermediate disturbance hypothesis in the soft-bottom intertidal». *International Review of Hydrobiology*, vol. 85, no.4, p. 379-394.
- Jaramillo, E., H. Contreras et A. Bollinger. 2002. «Beach and faunal response to the construction of a seawall in a sandy beach of south central Chile». *Journal of Coastal Research*, vol. 18, no.3, p. 523-529.
- Jolicoeur, S. et S. O'Carroll. 2007. «Sandy barriers, climate change and long-term planning of strategic coastal infrastructures, Îles-de-la-Madeleine, Gulf of St. Lawrence (Québec, Canada)». *Landscape and Urban Planning*, vol. 81, p. 287-298.
- Kemp, P. F., B. F. Sheer, E. B. Sheer et J. J. Cole. 1993. *Handbook of methods in aquatic microbial ecology*. Floride: Éd Boca Raton. Lewis (Publ.), 295 p.
- Komar, P. D. 1983. «Chapter 9: Coastal Erosion in Response to the Construction of Jetties and Breakwaters». in *Handbook of Coastal Processes and Erosion*. Boca Raton: CRC Press, p. 191-204.
- Komar, P. D. 1998. *Beach processes and sedimentation*. Upper Saddle River: Prentice Hall, 544 p.
- Kraus, N. C. 1988. «The Effects of Seawalls on the Beach: An Extended Literature Review». *Journal of Coastal Research*, vol., no. SI 4, p. 1-28.

- Kraus, N. C. et O. H. Pilkey. 1988. «The effects of seawalls on the beach». *Journal of Coastal Research*, vol. SI 4.
- Kraus, N. C. et W. G. McDougal. 1996. «The effects of seawalls on the beach .1. An updated literature review». *Journal of Coastal Research*, vol. 12, no.3, p. 691-701.
- Le Quéré, C. 1992. «Physical Oceanography of the Baie des Chaleurs, Gulf of Saint-Lawrence». Mémoire de maîtrise, Montréal, Université McGill Atmospheric and Ocean Sciences, 69 p.
- Leblanc, J. 2006. *Plan de gestion intégrée de la zone côtière de Bonaventure*. ZIP Baie des Chaleurs, 30 p.
- Leclerc, A.-M., M. Coutu, P. Bernatchez et C. Nozais. 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, 110 p.
- 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, 217 p.
- Legendre, P. et E. D. Gallagher. 2001. «Ecologically meaningful transformations for ordination of species data». *Oecologia*, vol. 129, no.2, p. 271-280.
- Long, B. 2006. *Étude hydrodynamique, sédimentologique et biologique des sites de Maria, Saint-Siméon, Bonaventure, Newport, et Cap d'Espoir dans la baie des Chaleurs, Québec, Canada*. Québec: Institut national de la recherche scientifique - Eau Terre Environnement (INRS-ETE), 121 + annexes.
- Long, B. et R. Xhardé. 2009. *Fusion des données aéroportées obtenues par LiDAR topographique et bathymétrie lors des projets RES#LON et FUDOTERAM*. Québec: Institut national de la recherche scientifique - Eau Terre Environnement (INRS-ETE), 217 p.
- Makarenkov, V. et P. Legendre. 1999. «Une méthode d'analyse canonique non-linéaire et son application à des données biologiques». *Mathématique et Sciences Humaines*, vol. 147, p. 135-147.
- McDougal, W. G., N. C. Kraus et H. Ajiwibowo. 1996. «The effects of seawalls on the beach .2. Numerical modeling of SUPERTANK seawall tests». *Journal of Coastal Research*, vol. 12, no.3, p. 702-713.
- McLachlan, A. 1996. «Physical factors in benthic ecology: effects of changing sand particle size on beach fauna». *Marine Ecology Progress Series*, vol. 131, p. 205-217.
- McLachlan, A. et A. Dorvlo. 2005. «Global Patterns in Sandy Beach Macrobenthic Communities». *Journal of Coastal Research*, vol. 21, no.4, p. 674-687.
- Meadows, G. A., S. D. Mackey, R. R. Goforth, D. M. Mickelson, T. B. Edil, J. Fuller, J. Donald E. Guy, L. A. Meadows, Elizab, h. Brown, S. M. Carman et D. L. Liebenthal. 2005.

- «Cumulative Habitat Impacts of Nearshore Engineering». *Journal of Great Lakes Research*, vol. 31, p. 90-112.
- Ministère des Transports. 2004. *Le littoral côtier: mise en contexte*. Québec, Ministère des Transports. 20 p.
- Ministère des Transports. 2007. "Titulaires précédents". page consultée le 29 novembre 2009. adresse: [<http://www.mtq.gouv.qc.ca/portal/page/portal/ministere/ministere/ministre/titulaires>.]
- Moore, L. J. 2000. «Shoreline mapping techniques». *Journal of Coastal Research*, vol. 16, no.1, p. 111-124.
- Moore, L. J., P. Ruggiero et J. H. List. 2006. «Comparing mean high water and high water line shoreline: should proxy-datum offsets be incorporated in shoreline change analysis?». *Journal of Coastal Research*, vol. 22, no.4, p. 894-905.
- Moreira, J., M. G. Chapman et A. J. Underwood. 2006. «Seawalls do not sustain viable populations of limpets». *Marine Ecology Progress Series*, vol. 322, p. 179-188.
- Morneau, F., M. Michaud, F. Lecours, L. Côté et D. Roy. 2001-a. *Étude d'impact sur l'environnement : projets de protection des berges le long de la route 132 autour de la péninsule gaspésienne* Gouvernement du Québec, ministère des Transports du Québec, 84 p.
- Morneau, F., M. Michaud, F. Lecours, L. Côté et D. Roy. 2001-b. *Étude d'impact sur l'environnement: protection de la route 132 le long du littoral des municipalités de Saint-Siméon et de Bonaventure*. Gouvenement du Québec, Ministère des Transports. 59 p.
- Mörner, N.-A. 2004. «Estimating future sea level changes from past records». *Global and Planetary Change*, vol. 40, p. 49-54.
- Moschella, P. S., M. Abbiati, P. Aberg, L. Airoidi, J. M. Anderson, F. Bacchiocchi, F. Bulleri, G. E. Dinesen, M. Frost, E. Gacia, L. Granhag, P. R. Jonsson, M. P. Satta, A. Sundelof, R. C. Thompson et S. J. Hawkins. 2005. «Low-crested coastal defence structures as artificial habitats for marine life: Using ecological criteria in design». *Coastal Engineering*, vol. 52, no.10-11, p. 1053-1071.
- Neelamani, S. et N. Sandhya. 2004. «Wave reflection, run-up, run-down and pressures on plane, dentated and serrated seawalls ». *Coastal Engineering Journal*, vol. 46, no.2, p. 141-169.
- NOAA. (2009). Beach Nourishment: A Guide for Local Government Officials. Effects of Shoreline Structures on Performance. page consultée le 27 novembre, 2009, adresse: [<http://www.csc.noaa.gov/beachnourishment/html/geo/shorelin.htm>.]
- Nordstrom, K. F. 2000. *Beaches and dunes of developed coasts*. Cambridge: Cambridge University Press, 338 p.
- Oksanen, J. 2007. *Multivariate analysis of ecological communities in R: Vegan tutorial*. 39 p.
- Osenberg, C. W. et R. J. Schmitt. 1996. «Detecting Ecological Impacts Caused by Human Activites». In San Diego: R.J. Schmitt et C. W. Osenber (Éd), Academic Press, 434 p.

- Papageorgiou, N., C. Arvanitidis et A. Eleftheriou. 2006. «Multicausal environmental severity: A flexible framework for microtidal sandy beaches and the role of polychaetes as an indicator taxon». *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 70, p. 643-653.
- Paskoff, R. 2001. *Le changement climatique et les espaces côtiers, l'élévation du niveau de la mer : risques et réponses*. Actes du colloque d'Arles, Paris.
- Pêches et Océans Canada, Gouvernement du Canada. 2009. *Marées, courants et niveaux d'eau*. Page consultée le 15 avril 2009, adresse :[<http://www.lau.chs-shc.gc.ca/cgi-bin/tide-shc.cgi>.]
- Petraitis, P. et R. E. Latham. 1999. «The importance of scale in testing the origins of alternative community states». *Ecology*, vol. 80, no.2, p. 429-442.
- Petraitis, P., R. E. Latham et R. A. Neisenbaum. 1989. «The maintenance of species diversity by disturbance». *The Quarterly Review of Biology*, vol. 64, p. 393-418.
- Pilkey, O. H. et H. L. Wright. 1988. «Seawalls versus beaches». *Journal of Coastal Research*, vol. SI 4, p. 41-66.
- Plant, N. G. et G. B. Griggs. 1992. «Interactions between nearshore processes and beach Morphology near a Seawall». *Journal of Coastal Research*, vol. 8, no.1, p. 183-200.
- Poirier, C. 2003. *Étude hydraulique finale: réfection d'une protection de pierre le long de la route 132*. Rimouski: Ministère des Transports du Québec, 70 p.
- Provencher, L. et J. M. M. Dubois. 2007. *Précis de télédétection vol. 4: Méthodes de photointerprétation et d'interprétation d'image*. Québec: Presses de l'Université du Québec, 468 p.
- 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. *R: A language and environment for statistical computing*, version 2.6.0. Vienne, Autriche: R Foundation for Statistical Computing, 2007.
- Rakha, K. A. 1995. «A numerical and physical study of beach evolution near a seawall». Canada: Queen's University at Kingston (Canada), 323 p.
- Runyan, K. et G. B. Griggs. 2003. «The effects of armoring seacliffs on the natural sand supply to the beaches of California». *Journal of Coastal Research*, vol. 19, no.2, p. 336-347.
- Schoeman, D. S., M. Wheeler et M. Wait. 2003. «The relative accuracy of standard estimators for macrofaunal abundance and species richness derived from selected intertidal transect designs used to sample exposed sandy beaches». *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 58S, p. 5-16.
- Service hydrographique du Canada. 2009. *Marées, courants et niveaux d'eau*. Pêches et Océans Canada, page consultée le 8 mai 2009, adresse: <http://www.lau.chs-shc.gc.ca/cgi-bin/tide-shc.cgi>.
- Smith, R. L. et T. M. Smith. 2001. *Ecology and field biology - 6th Edition*. 6 Benjamin Cummings, 771 p.
- Stauble, D. K. et M. B. Gravens. 2004. *Identification of and Remedial Approaches to Hot Spots*. US Army Corps of Engineers, 75 p.

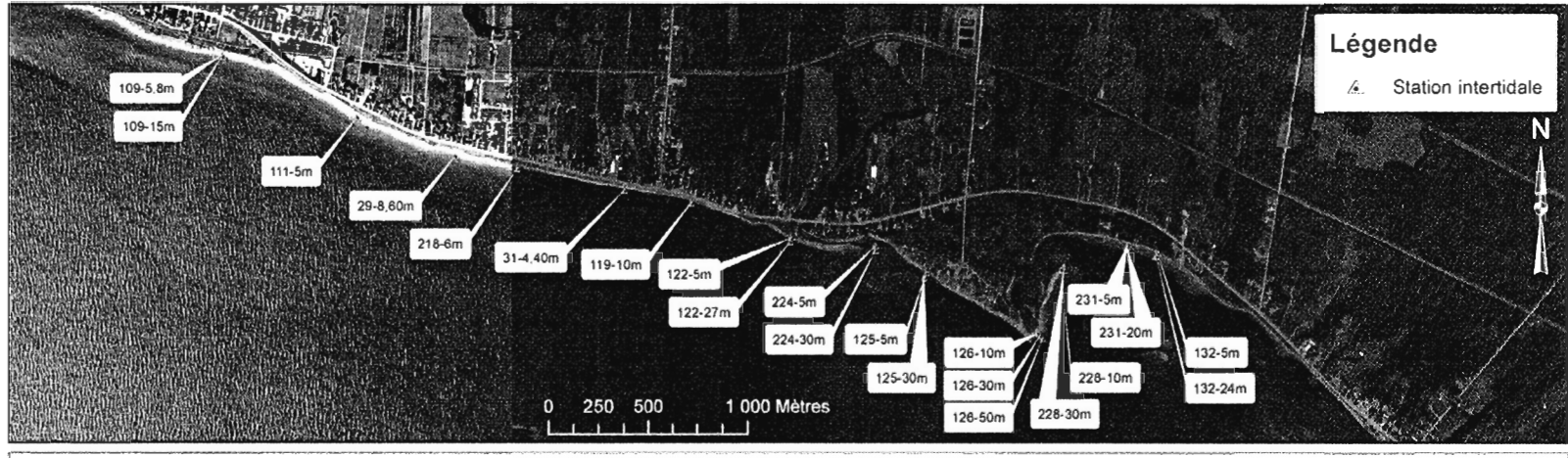
- Stewart-Oaten, A. 1996. «Goals in Environmental Monitoring». Chap. in *Detecting Ecological Impacts: Concepts and Applications in Coastal Habitats*. San Diego: R.J. Schmitt et C. W. Osenberg. Éditeurs. Academic Press, p. 401.
- Stone, G. W. et J. D. Orford. 2004. «Storms and their significance in coastal morpho-sedimentary dynamics ». *Marine Geology*, vol. 210, p. 1-5.
- Sutherland, J., A. Brampton, G. Motyka, B. Blanco et R. Whitehouse. 2003. *Beach lowering in front of coastal structures*. London: Joint Defra/EA Flood and Coastal Erosion Risk Management R&D Programme, 101 p.
- Terchunian, A. V. 1988. «Permitting coastal armouring structures: can seawalls and beaches coexist?». *Journal of Coastal Research*, vol. SI 4, p. 65-75.
- Thieler, E. R., E. A. Himmelstoss, J. L. Zichichi et A. Ergul. *Digital Shoreline Analysis System (DSAS) version 4.0—An ArcGIS extension for calculating shoreline change: U.S. Geological Survey Open-File Report 2008-1278*. 2009.
- 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*, vol. 161, no.2, p. 145-178.
- Underwood, A. J. 1994. «On beyond BACI: Sampling Designs That Might Reliably Detect Environmental Differences». *Ecological Applications*, vol. 4, p. 3-15.
- Underwood, A. J. 1996. «Detection, interpretation, prediction and management of environmental disturbances: some roles for experimental marine ecology». *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol. 200, p. 1-27.
- Underwood, A. J. et M. G. Chapman. 1996. «Scales of spatial patterns of distribution of intertidal invertebrates». *Oecologia*, vol. 107, no.2, p. 212-224.
- Underwood, A. J. et M. G. Chapman. 1998. «Spatial analyses of intertidal assemblages on sheltered rocky shores». *Australian Journal of Ecology*, vol. 23, no.2, p. 138-157.
- 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*, vol. 296, p. 49-70.
- Van den Wollenberg, A.L. 1977. «Redundancy Analysis. An alternative for canonical correlation analysis». *Psychometrika*, vol. 42, no 2, p. 207-219
- Weegel, J. R. 1988. «Seawalls: The Need for Research, Dimensional Considerations and a Suggested Classification ». *Journal of Coastal Research*, vol. SI 4, p. 28-40.
- Woodroffe, C. D. 2002. *Coasts: Form, Process and Evolution*. Cambridge: Cambridge University Press, 623 p.
- Woodworth, P. L., M. N. Tsimplis, R. A. Flather et I. Shennan. 1999. «A review of the trends observed in British Isles mean sea level data measured by tide gauges ». *Geophysical Journal International* vol. 136, p. 651-670.
- Wulff, A., K. Sundbäck, C. Nilsson, L. Carlson et B. Jönson. 1997. «Effect of Sediment Load on the Shallow-Water Sandy Sediment Microbenthic Community of a». *Estuaries*, vol. 20, no.3, p. 547-558.

- Xhardé, R. 2007. «Évaluation du potentiel des techniques aéroportées vidéographiques et lidar appliquées à l'étude des risques naturels en milieux côtiers». Thèse de doctorat en Sciences de la Terre, Québec, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique - Eau Terre Environnement (INRS-ETE), 265 p.
- Ysebaert, T. et P. M. J. Herman. 2002. «Spatial and temporal variation in benthic macrofauna and relationships with environmental variables in an estuarine, intertidal soft-sediment environment». *Marine Ecology Progress Series*, vol. 244, p. 105-124.

ANNEXE A

**LOCALISATION DES TRANSECTS ET DES
STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE
INTERTIDAL (À L'ÉTÉ 2007).**

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



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

