

Université du Québec
INRS (Eau, Terre et Environnement)

**Coalescence de l'écologie du paysage littoral et de la technologie
aéroportée du *LiDAR* ubiquiste**

THÈSE DE DOCTORAT

Présentée pour l'obtention
du grade de *Philosophiae Doctor (Ph.D.)*
en Sciences de la Terre

Par

Antoine Collin

Jury d'évaluation

Présidente du jury et
examinatrice interne

Monique Bernier
Institut National de la Recherche Scientifique -
Eau Terre et Environnement, Québec, Canada

Examineur interne

Pierre Francus
Institut National de la Recherche Scientifique -
Eau Terre et Environnement, Québec, Canada

Examinatrice externe

Marie-Josée Fortin
Université de Toronto, Ontario, Canada

Examineur externe

Georges Stora
Université de la Méditerranée, Marseille, France

Directeur de recherche

Bernard Long
Institut National de la Recherche Scientifique – Eau,
Terre et Environnement, Québec, Canada

Co-directeur de recherche

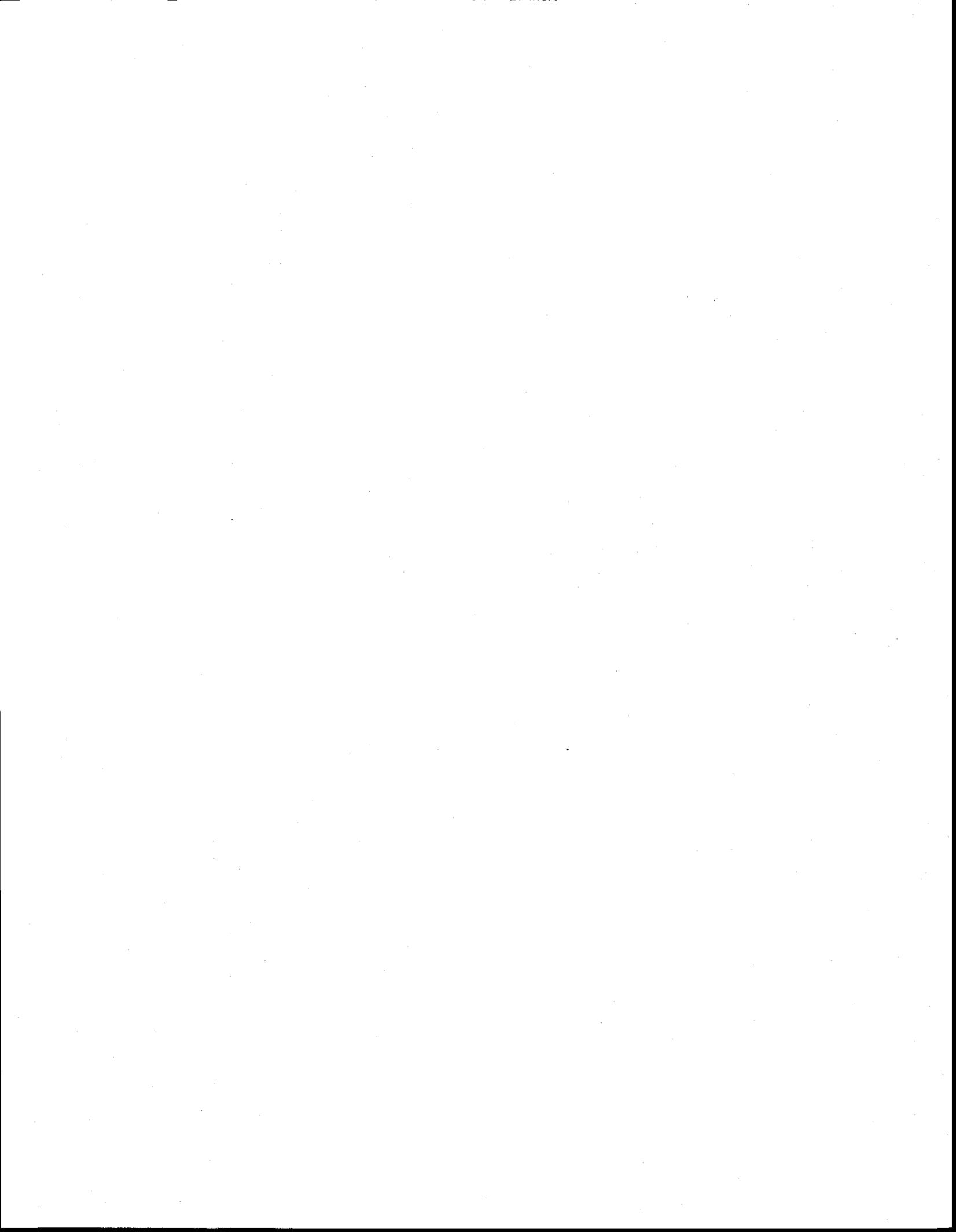
Philippe Archambault
Institut des Sciences de la Mer, Université du
Québec à Rimouski, Rimouski, Canada

© Droits réservés de Antoine Collin, 2009



« Nous croyons regarder la nature et c'est la nature
qui nous regarde et nous imprègne. »

Christian Charrière,
Extrait de *Le maître d'âme*.



Résumé

La frange littorale englobe un éventail d'écosystèmes dont les services écologiques atteignent 17.447 billions de dollars U.S., ce qui constitue la moitié de la somme totale des capitaux naturels des écosystèmes de la Terre. L'accroissement démographique couplé aux bouleversements provoqués par le réchauffement climatique, génèrent inexorablement de fortes pressions sur les processus écologiques côtiers. L'écologie du paysage, née de la rencontre de l'écologie et de l'aménagement du territoire, est susceptible d'apporter les fondements scientifiques nécessaires à la gestion durable de ces écosystèmes littoraux. Cette discipline vise à comprendre les interactions entre l'organisation des structures spatiales, les processus écologiques et les échelles mises en jeu. Les problématiques littorales doivent bénéficier d'un suivi à haute résolution spatio-temporelle, et ce, sur des étendues régionales. Les techniques de relevés par télédétection aérienne peuvent répondre efficacement à ces exigences. C'est dans ce contexte que s'inscrit cette recherche doctorale. Ses objectifs sont de déterminer les caractéristiques de l'écologie du paysage littoral, d'évaluer les potentialités d'applications écologiques d'une nouvelle technique de relevés aériens, le *LiDAR*, et de tisser des liens entre la discipline et la technologie afin d'aider à la gestion durable des écosystèmes littoraux, *i.e.*, intertidaux et infralittoraux.

Basées sur cinq publications, les avancées déterminantes de la coalescence de l'écologie du paysage littoral et du *LiDAR* ubiquiste ont été investiguées, à partir de campagnes réalisées en Gaspésie (Québec, Canada), en fonction de leur assise écologique : infralittoral, intertidal, et la réunion des deux.

Ainsi, le traitement multivarié des paramètres issus des formes d'onde *LiDAR* et des variables écologiques, dérivées des campagnes océanographiques, a permis de classer quatre habitats benthiques avec une performance de 82.1% sur une aire de 0.5 km². Les outils de géostatistiques, *i.e.*, statistiques spatiales et filtres de texture, ont été testés sur une autre zone dont l'aire équivalait à 7.9 km². Intégrés à la méthodologie précédente, l'indice de Getis-Ord, les moyennes respectives des matrices d'occurrence et de co-occurrence ont conduit à améliorer la classification des quatre habitats benthiques, à nouveau, de 89.9 % à 95.2 %, *i.e.*, 5.3%. Suite à la caractérisation de l'organisation

spatiale des habitats infralittoraux, l'influence de la résolution spatiale, *i.e.*, l'échelle, sur 21 métriques du paysage, décrivant les habitats précédents, appartenant à 6 familles distinctes (aire, parcelle, arête, forme, contagion et connectivité), fut évaluée. Dix métriques ont affiché un comportement prédictif en fonction de l'évolution de la résolution, mais la métrique de forme, *PARA_MN*, égal au ratio périmètre / aire, démontra une très forte prédictibilité ($R^2 = 0.994$, $p < 0.01$).

Au niveau intertidal, un nouvel indice de végétation, basé sur le *LiDAR*, a été mis en œuvre et sa corrélation avec les données-terrain indique une forte robustesse ($r = 0.87$, $p < 0.01$). Les processus écologiques, menant à la mise en place de l'hydrosère palustre, ont, dès lors, été investigués par le *LiDAR*. Les relations entre l'indice de végétation *LiDAR* et la topographie ($R^2 = 0.558$, $p < 0.01$), d'une part, et l'hétérogénéité topographique, ou rugosité, ($R^2 = 0.815$, $p < 0.01$), d'autre part, ont permis de relier les structures des phytocénoses intertidales à leurs processus écologiques. Finalement, la combinaison de l'indice de végétation et des surfaces topographiques, tous deux issus du *LiDAR*, ont été classifiés en 17 habitats avec une performance de 91.89%.

Enfin, un arbre de décision destiné à séparer les formes d'onde en quatre familles littorales (terre avec arbres, terre sans arbres, faible profondeur et grande profondeur) a permis d'exploiter les informations du *LiDAR* sans discontinuité intertidale / infralittorale, et donc d'unifier le paysage littoral. La complexité structurale des habitats littoraux a été évaluée de manière satisfaisante par un indice dérivé du *LiDAR* ($r = 0.75$, $p < 0.01$). La synergie entre les trois longueurs d'onde (vert, rouge et proche infra-rouge) a conduit à cartographier finement 19 habitats en trois dimensions avec un succès de 90.09%.

La discussion de ces résultats offre d'intéressantes perspectives de recherche, ayant trait aux améliorations de traitement du signal *LiDAR*, aux investigations au sein de l'écologie du paysage littoral unifié, et aux applications environnementales qui encourageraient une gestion intégrée et harmonisée du littoral par tous les intervenants.



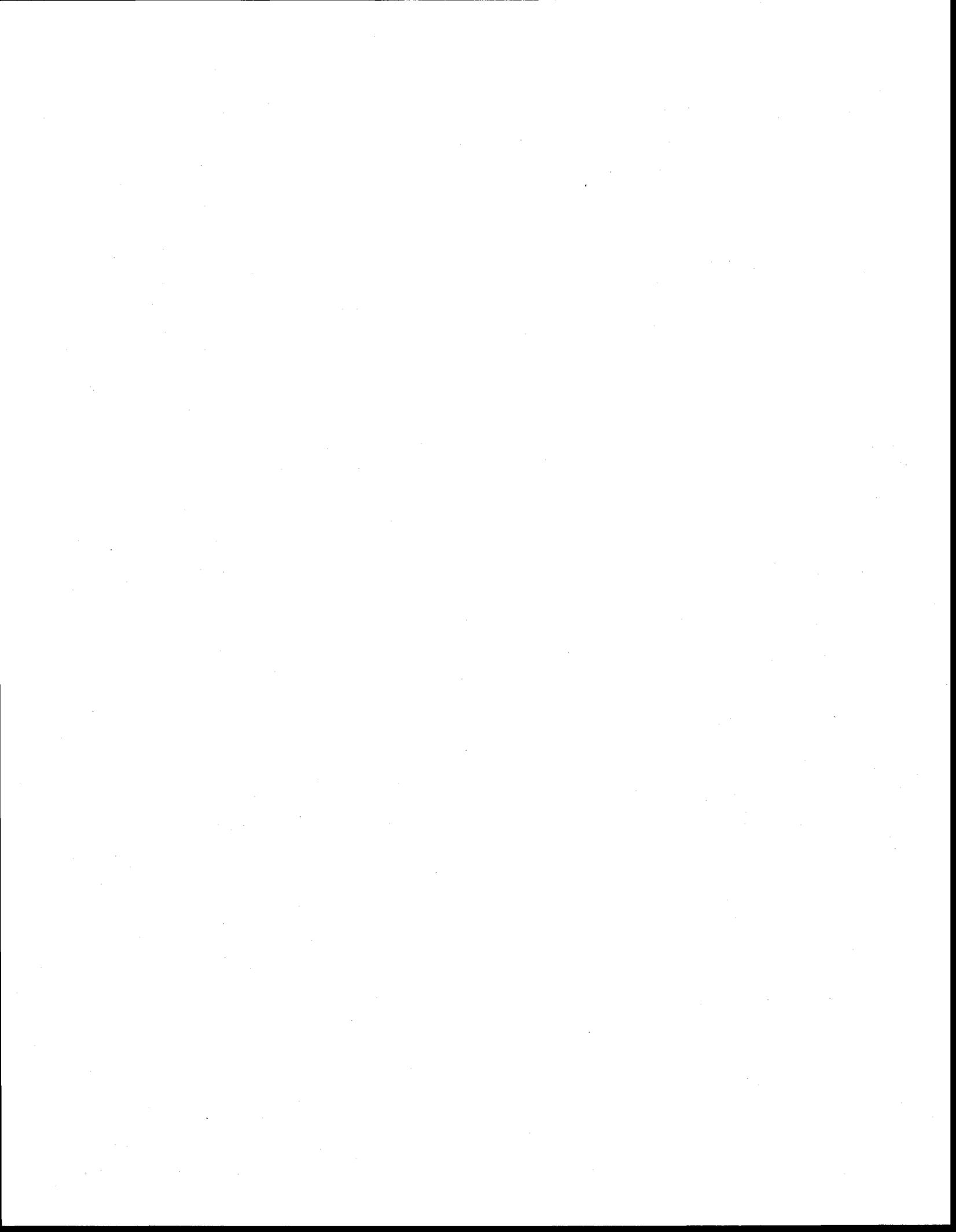
Étudiant



Directeur de recherche

Avant-propos

Cette thèse présente les travaux de recherche menés au cours des trois années (mars 2006 – mars 2009) constituant mes études doctorales. Conformément aux modalités et règles de présentation des thèses par article de *l'Institut National de la Recherche Scientifique (INRS)*, la structure de ce manuscrit se scinde en deux parties. La première partie vise à établir une synthèse générale des travaux effectués. Cette synthèse s'axera sur l'établissement de ma contribution dans les divers domaines scientifiques abordés, en décrivant les objectifs, en situant la pertinence de mon travail dans l'ensemble des connaissances actuelles, en résumant les principaux résultats et en discutant de leur portée. La deuxième partie contient les fruits de ma recherche évalués par mes pairs. Ces résultats seront présentés sous forme de cinq publications en anglais à soumettre, soumises ou acceptée dans des revues internationales avec comité de lecture.



Articles de la thèse et contribution de chaque auteur

Collin, A., B. Long et P. Archambault. 2008. "Mapping the shallow water seabed habitat with the SHOALS". IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing. 46(10): 2947 - 2955.

Collin, A., B. Long et P. Archambault. 2009a. "Integration of local spatial statistics and texture features for benthic classification of bathymetric LiDAR images". Journal of Coastal Research.

Collin, A., B. Long et P. Archambault. 2009b. "Relating spatial benthoscape patterns with a high resolution bathymetric LiDAR". Proceedings of the 31st International Conference of International Conference Coastal Engineering. 5: 4645-4657.

Collin, A., B. Long et P. Archambault. 2009c. "Salt-marsh characterization, zonation assessment and mapping through a dual-wavelength LiDAR". Remote Sensing of Environment.

Collin, A., B. Long et P. Archambault. 2009d. "Patching the coastal "white zone" ecocline at speed of light: Structural complexity assessment and accurate mapping of seamless coastal habitats using a multispectral LiDAR". Ecological Applications.

Au sein du premier article, A. Collin a établi une nouvelle méthodologie du traitement du signal du *LiDAR* bathymétrique en vue de classifier les habitats benthiques infralittoraux. B. Long et P. Archambault ont suggéré des articles complémentaires à inclure et révisé l'article. L'idée originale de cette méthodologie émane de A. Collin.

L'intégration des statistiques spatiales et des filtres de texture pour améliorer la classification benthique des habitats infralittoraux des images issues du *LiDAR* bathymétrique est une idée originale de A. Collin. L'article a été révisé par B. Long et P. Archambault.

L'évaluation de l'influence de l'échelle spatiale sur les classifications benthiques infralittorales issues du *LiDAR* bathymétrique est une idée originale de A. Collin. L'article a été révisé par B. Long et P. Archambault. Il a donné lieu à une publication dans un numéro spécial de *Coastal Engineering 2008*.

La création d'un indice de végétation issu du *LiDAR* ubiquiste en vue de cartographier les structures et processus des habitats intertidaux est une idée originale de A. Collin. L'article a été révisé par B. Long et P. Archambault.

La classification continue des habitats littoraux, intertidaux et infralittoraux, par les images du *LiDAR* ubiquiste est une idée originale de A. Collin. L'article a été révisé par B. Long et P. Archambault.

Remerciements

Je tiens de prime abord à remercier mon directeur de recherche, le professeur Bernard Long, pour m'avoir accueilli dans son laboratoire, m'avoir permis de réaliser cette thèse en autonomie dans les meilleures conditions, et m'avoir offert les moyens de diffuser mes résultats.

Un grand merci également à mon co-directeur, le professeur Philippe Archambault, qui, malgré la distance, a toujours été disponible et m'a encouragé au cours de chaque étape.

Le soutien financier des divers participants ont conduit à la bonne réalisation de ce projet. J'aimerais donc remercier également l'Institut National de la Recherche Scientifique, le Réseau de Centres d'Excellence Canada, et en particulier, le centre GEOIDE, le ministère des Pêches et Océans Canada, et la compagnie Optech inc. pour leur implication. Un merci tout particulier aux professeurs Monique Bernier, Karem Chokmani, Pierre Francus, Georges Stora, à monsieur Paul Robichaud, au capitaine du homardier, à Denys, du gîte chez Denys, et à Suzanne Dussault, pour leurs conseils et leur générosité à m'aider et m'aiguiller tout au long de ma thèse.

Je tiens aussi à remercier les étudiants et stagiaires qui m'ont apporté leur précieuse aide. Merci donc à Régis, Yann, Véronique, Valérie, et Marilou qui m'ont prêté mains fortes sur la Baie des Chaleurs, à Jacques pour son expertise numérique. Un merci tout particulier aux amis du Québec : Vlad (RSB), Claudie, Téfou, Marine, Jean-Robert (Grand Chef), Loïc, Delphine, Greg, Stéphanie, Guillaume, Andréanne, Vincent, Lucie, Jonathan, Rémy, Ewan, Armelle, Clément, Lili, Hoang Lan, Hoang Kim, Christiane, Gabrielle, Samuel, Jeanne, Alan, Alexia, Oli, Alex, Etienne, Ge, PP, Geneviève, Mary, Daphnée; et à la famille du Québec : Robert, Lise et Marie-Josée. Merci aussi à Jacques Cartier, Charles Darwin, Richard Dawkins, Henri Laborit, Bernard Werber, René Barjavel, Radiohead, amoureux de la Nature, la Vie, l'Air, l'Eau, la Terre et le Soleil.

Pour finir, je souhaite exprimer ma profonde gratitude aux membres de ma famille (Maman, Papa, Jacky, Morgan, Audrey, Fadila, Yasmine, mes grands-parents, Minette) pour leur soutien omniprésent, ainsi qu'à ma douce et intelligente Nancy, qui fait que le « paradis est là où je suis nous sommes ».



Table des matières

Résumé	v
Avant-propos	vii
Articles de la thèse et contribution de chaque auteur	viii
Remerciements	xi
Table des matières	xiii
Liste des figures.....	xvii
Liste des tableaux	xxi
Liste des abréviations et symboles	xxiii
PARTIE 1 : SYNTHÈSE.....	1
Chapitre 1. Introduction.....	1
1.1 Contexte	1
1.2 Problématique	2
1.3 Objectif principal	7
1.4 Objectifs spécifiques	8
1.5 Organisation de la synthèse.....	9
Chapitre 2. Les composantes de la dialectique.....	10
2.1 Écologie du paysage.....	10
2.1.1 Développement de l'écologie du paysage	10
2.1.2 Théories	11
2.1.3 L'environnement littoral : écocline terre-mer.....	14
2.1.4 Écologie du paysage littoral.....	19
2.2 La technologie <i>LiDAR</i>	22
2.2.1 Principe général	22
2.2.2 <i>LiDAR</i> bathymétrique	25
2.2.2.1 <i>Justification</i>	25
2.2.2.2 <i>Principe de fonctionnement</i>	27
2.3 Les applications <i>LiDAR</i> au littoral	33
2.3.1 Prospections intertidales	33
2.3.2 Études infralittorales.....	34
Chapitre 3. Adaptation et développements du <i>LiDAR</i> ubiquiste pour la cartographie des habitats intertidaux et infralittoraux de la Baie des Chaleurs (Gaspésie, Québec, Canada)	41
3.1 Description générale des paramètres environnementaux	41
3.1.1 Situation géographique	41
3.1.2 Contextes géologique et géomorphologique.....	42
3.1.2.1 <i>Les roches sédimentaires</i>	43
3.1.2.2 <i>Les dépôts quaternaires</i>	43
3.1.2.3 <i>Le système côtier actuel</i>	45
3.1.3 Contexte hydrodynamique.....	48
3.1.3.1 <i>La marée</i>	48
3.1.3.2 <i>Les houles</i>	48
3.1.4 Les conditions climatiques et météorologiques	49
3.2 Acquisition des données : de l'échelle zonale générale à l'échelle stationnelle	50
3.2.1 Le relevé <i>LiDAR</i>	50
3.2.1.1 <i>Paramètres communs aux deux modes</i>	51

3.2.1.2 <i>Le mode hydrographique</i>	52
3.2.1.3 <i>Le mode topographique</i>	52
3.2.1.4 <i>Les formes d'onde retour</i>	53
3.2.1.5 <i>Le traitement des données</i>	53
3.2.2 La campagne de terrain : échelle stationnelle	55
3.3 L'étage infralittoral	55
3.3.1 Vérités-terrain infralittorales	56
3.3.2 Forme d'onde benthique et classification	59
3.3.3 L'apport de la géostatistique	64
3.3.4 L'influence de l'échelle spatiale	66
3.4 L'étage intertidal	67
3.4.1 L'indice de végétation	67
3.4.2 La succession écologique du schorre	69
3.4.3 La cartographie des habitats littoraux intertidaux	70
3.5 Le littoral : jonction des étages intertidal et infralittoral	71
3.5.1 La cartographie des habitats littoraux	72
3.5.2 La complexité structurale des habitats littoraux	75
Chapitre 4. Conclusions	77
Références	79
PARTIE 2 : PUBLICATIONS	93
Chapitre 1. Étage Infralittoral	93
1.1 Article 1 : Mapping the shallow water seabed habitat with the SHOALS	93
INTRODUCTION	95
SHOALS SYSTEM	97
METHODOLOGY	99
Study site	101
The underwater ground-truthing	102
De-noising and non-linear regression	102
Data analysis	103
RESULTS	104
Ground-truth sampling	104
SHOALS bathymetry	106
SHOALS classifications	107
DISCUSSION	110
Acknowledgments	115
References	115
1.2 Article 2 : Integration of local spatial statistics and textural features for benthic classification of bathymetric LiDAR images	120
INTRODUCTION	123
SHOALS SYSTEM	126
METHOD	129
Study site	130
The underwater ground-truthing	131
Signal processing of return waveform	133
Benthic waveform classifications	136
Geostatistical analysis	136
Contribution of the local spatial statistics and the textural features	138
RESULTS	139
PCA applied to SHOALS benthic parameters	139
Benthic waveform classifications	140

Contribution of the local spatial statistics and the textural features	142
Integration of the best local spatial statistics and textural features for benthic classification	144
DISCUSSION	145
CONCLUSIONS	149
Acknowledgments	150
References.....	150
1.3 Article 3 : Relating spatial scale to benthoscape patterns with a high-resolution bathymetric LiDAR.....	155
INTRODUCTION	158
METHODOLOGY	161
Study area.....	161
The SHOALS	161
The underwater ground-truthing.....	162
Signal processing.....	162
Benthic waveform classifications.....	164
Benthoscape metrics calculations.....	164
RESULTS AND DISCUSSION	165
Benthic waveform classifications.....	165
Benthoscape metrics.....	167
SUMMARY AND CONCLUSION	173
Acknowledgments	174
References.....	174
Chapitre 2. Étage Intertidal.....	176
INTRODUCTION	180
Study site	182
LiDAR data	183
Salt-marsh ground-truthing	185
Data analysis.....	185
SHOALS-derived indices	185
Salt-marsh habitats characteristics.....	187
Statistical methods for SHOALS-derived indices robustness	188
Classification of salt-marsh habitats and accuracy assessment	189
RESULTS	191
Degree of robustness of the NDVI.....	191
NDVI in assessment for salt-marsh ecological succession	192
Salt-marsh habitat mapping.....	195
DISCUSSION.....	199
LiDAR data can provide intertidal vegetation index.....	199
Salt-marsh hydrosere and topography assessed by LiDAR.....	200
Salt-marsh mapping enhanced by the combination of LiDAR-derived vegetation index and topography	202
CONCLUSION.....	203
Acknowledgments	204
References.....	204
Chapitre 3. Littoral, jonction des étages infralittoral et intertidal.....	207
INTRODUCTION	210
MATERIALS AND METHODS	213
Study site and ecosystems description	213
Remotely sensed data	214
Emerged and immersed habitat ground-truthing.....	217

Data Analysis	217
SHOALS-derived indices	217
Photograph processing and habitat structural index	221
Seamless classification of coastal habitats	222
Statistical methods	224
RESULTS	225
Comparison of habitat structural index and SHOALS-derived indices	225
Seamless classification of emerged and immersed littoral habitats	227
DISCUSSION	230
SHOALS data can assess the structural complexity of coastal habitats	230
Coastal habitats delineation are enhanced by ubiquitous LiDAR	231
CONCLUSION	203
Acknowledgments	233
Literature cited	234
Appendices	238
Appendice A : Phytocénoses des milieux humides littoraux de la Gaspésie méridionale	239
Appendice B : Principales faunes aviaires, ichthyennes, mammifères et benthopélagiques de la Gaspésie méridionale	242
Appendice C : Présentation du système <i>SHOALS</i> et de ses modules	245
Appendice D : Fiche technique du <i>SHOALS-3000</i>	246
Appendice E : Code IDL d'un fichier <i>LAS</i>	247
Appendice F : Code IDL d'un fichier <i>INW</i>	249
Appendice G : Démarche d'extraction d'une région d'intérêt	251
Appendice H : Code IDL de conversion du temps <i>GPS</i> numérique en temps étiquette	252
Appendice I : Signification écologique des indices du paysage	253
Appendice J : Marais maritime lagunaire de Saint-Siméon-est	253

Liste des figures

Figure 2.1 – Diagramme hiérarchique espace-temps proposé par Delcourt <i>et al.</i> (1983).....	12
Figure 2.2 – Zonations océanique et littorale avec leurs caractéristiques bathymétriques, topographiques, et biologiques pour le littoral.....	15
Figure 2.3 – Hydrosère typique du golfe du Saint-Laurent.....	16
Figure 2.4 – Le principe du système de mesure <i>LiDAR</i> . Le laser émet des impulsions électromagnétiques, dirigées dans l'espace par un jeu de miroir.....	23
Figure 2.5 – Le système aéroporté <i>LiDAR</i>	24
Figure 2.6 – Illustrations des avantages de la cartographie aérienne côtière en eaux peu profondes par rapport aux multifaisceaux.....	26
Figure 2.7 – Forme d'onde schématique du canal <i>LiDAR</i> vert montrant les trois principales composantes.....	28
Figure 2.8 – Schéma de l'émission des faisceaux vert et infra-rouge, leur réflexion et leur réception par le <i>SHOALS</i> aéroporté.....	29
Figure 2.9 – Diagramme schématique des effets de la diffusion sur le faisceau vert <i>LiDAR</i>	31
Figure 2.10 – Image satellite Landsat drapée de la carte de classification des habitats benthiques de Molokaii montrant la couche de la structure dominante et le pourcentage de chaque classe.....	35
Figure 2.11 – Image satellite Landsat drapée de la carte de classification des habitats benthiques de Molokaii montrant la couche de couverture biologique majeure et le pourcentage de chaque classe.....	35
Figure 2.12 – Classification benthique côtière du sud-ouest de l'île Maurice.....	36
Figure 2.13 – Images de (a) bathymétrie issue du <i>SHOALS</i> , (b) pseudoréflectance benthique issue du <i>SHOALS</i> , (c) la réflectance benthique du <i>CASI-2</i> , (d) l'application du L_{water} (534 nm) à l'image du <i>CASI-2</i> , et (e) application du K (534 nm) à l'image du <i>CASI-2</i>	37
Figure 2.14 – Drapé de l'image de pseudoréflectance colorée sur le MNT.	39
Figure 2.15 – Diagramme schématique de la zone de couverture du <i>LiDAR</i> ubiquiste, des échosondeurs et sonars multifaisceaux.	40
Figure 3.1 – Localisation des deux sites d'études, Saint-Siméon - Bonaventure et Paspébiac, Baie des Chaleurs, Gaspésie méridionale, Québec, Canada. MNT drapés sur une image satellitaire.....	42
Figure 3.2 – Alternance typique de conglomérats et de grès rouges de la formation de Bonaventure.....	44
Figure 3.3 – Barachois de Paspébiac.	46
Figure 3.4 – Secteur de Saint-Siméon - Bonaventure. MNT ubiquiste basé sur le relevé <i>SHOALS</i> 2006.	47
Figure 3.5 – (a) Orthophotographie littorale avec le pixel analysé ci-dessous. (b) Courbes d'intensités du retour laser pour les 4 canaux (ordonnées en comptes photoniques) en fonction du temps (abscisses en nanosecondes).	54
Figure 3.6 – Forme d'onde issue du laser vert du <i>SHOALS</i>	60
Figure 3.7 – Formes d'onde issues du laser vert du <i>SHOALS</i> acquises a) en très petit fond, et b) au-dessus d'un champ de <i>Laminaria</i> spp.....	63
Figure 3.8 – Classification des habitats littoraux, en continu, drapée sur un MNT, tous deux issus du traitement des trois longueurs d'onde, dérivées du <i>SHOALS</i>	74
Figure I.1 - Grey-scale rasterization of maximum elevation derived from <i>SHOALS</i> return over Paspébiac (20.77 km ² , 1 m resolution)..	97

Figure I.2 - Bottom, water column and air/water interface effects on the round pathway of the SHOALS green laser beam (FOV is field of view).....	99
Figure I.3 - Segmentation of a typical raw bathymetric LiDAR backscatter.....	100
Figure I.4 - Grey-scale raster image of the maximum elevation from SHOALS return corresponding to the study area (0.561 km ² , 0.1m resolution).....	101
Figure I.5 - Sample underwater pictures (each one equals to 0.16 m ²) corresponding to the four main habitat types surveyed with SHOALS.....	105
Figure I.6 - Rainbow raster image of the Digital Depth Model applied to the study area (0.561 km ² , 0.1 m resolution).....	107
Figure I.7 - Projection of the SHOALS benthic returns on the three first Principal Components axes (79.14% of the initial variance).....	108
Figure I.8 - Resulting images of the classifier algorithm of the benthic SHOALS return based on the statistical parameters derived from a) the Raw signal, and (b) the Quintic-Gaussian-fitted signal.....	109
Figure I.9 - Buffer-zone image specified by the <i>Laminaria</i> sp. on boulder habitat or Class #1. The color ramp evokes the pixel distance.....	112
Figure I.10 - Pathway of the laser beam under the water surface.....	114
Figure II.1 - Location of the study area and map of the spatial distribution of inherent ground-truthing in Bonaventure, Gulf of Saint-Lawrence, in the south of Gaspesia Peninsula, Québec, Canada.....	126
Figure II.2 - Bottom, water column and air/water interface effects on the round pathway of the SHOALS green laser beam.....	128
Figure II.3 - Segmentation of a typical raw bathymetric LiDAR backscatter. This one was acquired at 4.50 m depth.....	129
Figure II.4 - Colored raster image of the Digital Depth Model applied to the study area (7.982 km ² , 2 m resolution).....	130
Figure II.5 - Sample underwater pictures (each one equals to 0.16 m ²) corresponding to the four main habitat types classified by the affinity analysis.....	134
Figure II.6 - Plot of the eigenvalue number as a function of the cumulated percentage of eigenvalues issuing from the forward Principal Component rotation applied to the twelve parameter bands.....	139
Figure II.7 - Resulting images of the 12 statistical parameters derived from SHOALS benthic waveforms classified by a) the K-means algorithm and b) the Support Vector Machine classifier, and resulting images of the SVM classifier applied to c) the 12 statistical parameters plus the the mean derived from the GLOM, the mean derived from the GLCM and the Getis-Ord local Gi, and to d) the first 4 PC's plus the the mean derived from the GLOM, the mean derived from the GLCM and the Getis-Ord local Gi.....	141
Figure III.1 - Location of the study area at Bonaventure, Gulf of Saint-Lawrence, in the south of Gaspesia Peninsula, Québec, Canada.....	160
Figure III.2 - Segmentation of a typical bathymetric LiDAR backscatter over deep water (green channel).....	163
Figure III.3 - SVM Classifications of varying rasterization resolution within the study site: the underlying number of the subfigure indicates its resolution in meter.....	166
Figure III.4 - Responses of class, patch and shape metrics to varying resolution (from 1 m up to 10 m, with a 1 m step) in rasterization.....	169
Figure III.5 - Responses of edge, connectivity and contagion-interspersion metrics to varying resolution (from 1 m up to 10 m, with a 1 m step) in rasterization.....	171
Figure IV.1 - Location maps of the study area at Bonaventure, Gulf of Saint-Lawrence, in the south of Gaspesia Peninsula, Québec, Canada.....	183
Figure IV.2 - Charting of a Raman LiDAR signal.....	184

Figure IV.3 - LiDAR surfaces for the study area: a) Digital Surface Model (DSM), b) Digital Elevation Model (DEM), c) Normalized Surface Model (NSM), d) Digital Intensity Model for InfraRed (DIMI), e) Digital Intensity Model for Red (DIMR), and f) Normalized Difference LiDAR Vegetation Index Model (NDLVIM).....	186
Figure IV.4 - Raster maps (1 m resolution) of the DEM band of a) the whole study site and b) the salt-marsh magnification.....	188
Figure IV.5 - Relationships between NDLVI, the SHOALS-derived vegetation index (based upon red and infrared wavelengths), and field-based vegetation index for the (a) 12 sites and (b) 10 sites without shrub and tree.	192
Figure IV.6 - Three-dimensional scatterplot of the relationships between Elevation, Elevation Roughness and NDLVI.....	195
Figure IV.7 - Map of the salt-marsh classification issued from the SHOALS-derived NDLVI and Topographic data using the supervised maximum likelihood classifier.	198
Figure IV.8 - Absorbance spectra of free chlorophyll a and b in a solvent. The red LiDAR wavelength is located at 645 nm.....	200
Figure V.1 - Location maps of the study area at Bonaventure, Gulf of Saint-Lawrence, in the south of Gaspesia Peninsula, Québec, Canada.	213
Figure V.2 - Charting of bathymetric LiDAR backscatter monitored by (a) Green, (b) Near-InfraRed and (c) Red channels, in hydrographic mode.	216
Figure V.3 - Algorithm flowchart for discriminating (a) land/water using the InfraRed channel, (b and c) land without tree from land with tree and finally (d and e) deep water from shallow water using the deep-green channel.....	219
Figure V.4 - Surface plots of the “Habitat Rugosity”, SHOALS-derived “DE100” variable and Predicted “Habitat Rugosity” variable for a) linear and b) quadratic fitting models.....	227
Figure V.5 - Map of the salt-marsh and near-shore classification issued from the SHOALS-derived 21 green variables, NDLVI and Topographic data using the supervised maximum likelihood classifier.....	229



Liste des tableaux

Table I.1 - The relative aerial density and contribution to within-group for the macrobenthos and sediments aerial percentages in each group identified with hierarchical clustering.	106
Table I.2 - Overall Accuracy (A), in %, and Kappa coefficient (K) summarizing the Confusion Matrix characteristics for both methods and validation sites considered.	110
Table II.1 - The relative aerial density and contribution to within-group similarity for the macrobenthos and sediments aerial percentages in each group identified with hierarchical Clustering.....	133
Table II.2 - Overall Accuracy (A), in %, and Kappa coefficient (K) summarizing the Confusion Matrix characteristics for both classifications and validation sites considered.	140
Table II.3 - Mean total of the JM distances between the various benthic habitats for both band combinations: 12 bands (all bands), four first Principal Components (90.41%). Every number was rounded up at the second decimal.	142
Table II.4 - Mean total of the JM distances between the four benthic habitats calculated on each spatial and textural features for both band combinations: 12 bands and 4 first Principal Components (90.41%). Every number was rounded up at the second decimal.	143
Table II.5 - Mean total of the JM distances between the various benthic habitats for both band combinations plus the mean derived from the GLOM, the mean derived from the GLCM and the Getis-Ord local Gi. Every number was rounded up at the second decimal.....	144
Table II.6 - Mean total contributions of the three best discriminant features between the various benthic habitats for both band combinations. Every number was rounded up at the second decimal.....	145
Table III.1 - R^2 of the 4 habitats for area, patch, edge, shape, connectivity and contagion-interspersion metrics.	173
Table IV.1 - Description of salt-marsh habitats of Saint-Siméon's marsh and its adjacent areas.	190
Table IV.2 - Z-tests between nine areas and (1) NDVI (Superior triangular matrix), and (2) Elevation (Inferior triangular Matrix). areas are significantly different, in very light grey ($p < 1*10^{-9}$), in light grey ($p < 0.0001$), in medium grey ($p < 0.01$) and in dark grey ($p < 0.05$). Areas are not significantly in very dark grey ($p > 0.05$).....	194
Table IV.3 - The Confusion matrix for classification of SHOALS images into Salt-marsh habitat types using supervised maximum likelihood algorithm.	197
Table IV.4 - Array of red bands with their range used in traditional spaceborne-derived NDVI by common sensors.....	200
Table V.1 - Description of salt-marsh and nearshore habitats of Saint-Siméon's marsh and its adjacent areas.	223
Table V.2 - Correlations between the Habitat Rugosity and 21 SHOALS-derived structure indices, for emerged stations, immersed stations and whole stations.	226
Table V.3 - The confusion matrix for classification of SHOALS images into saltmarsh and nearshore habitat types using supervised maximum likelihood algorithm.....	228



Liste des abréviations et symboles

\$:	dollar
A_R :	taille de l'empreinte à l'interface air-eau
C :	indice de Geary local
c :	célérité de la lumière
D :	profondeur
F_P :	pertes dues à l'insuffisance du <i>Field Of View</i>
G_i :	indice de Getis-Ord local
H :	altitude du <i>LiDAR</i> au dessus de l'eau
I :	indice de Moran local
k :	coefficient d'atténuation diffuse de l'eau
m :	facteur empirique utilisé pour tenir compte des pertes dues à l'air et au système
n_w :	indice de réfraction de l'eau
P_T :	puissance transmise
R :	distance parcourue par une impulsion laser dans un milieu donné
s :	coefficient de dispersion
t :	temps
x, y, z :	latitude, longitude et élévation du réflecteur
η :	pertes dues à la combinaison optique transmetteur/récepteur
θ :	angle nadiral du <i>LiDAR</i>
λ :	longueur d'onde
ρ :	réflectivité du fond benthique
φ :	angle nadiral du <i>LiDAR</i> subaquatique
ω_0 :	albédo de dispersion unique

Unités

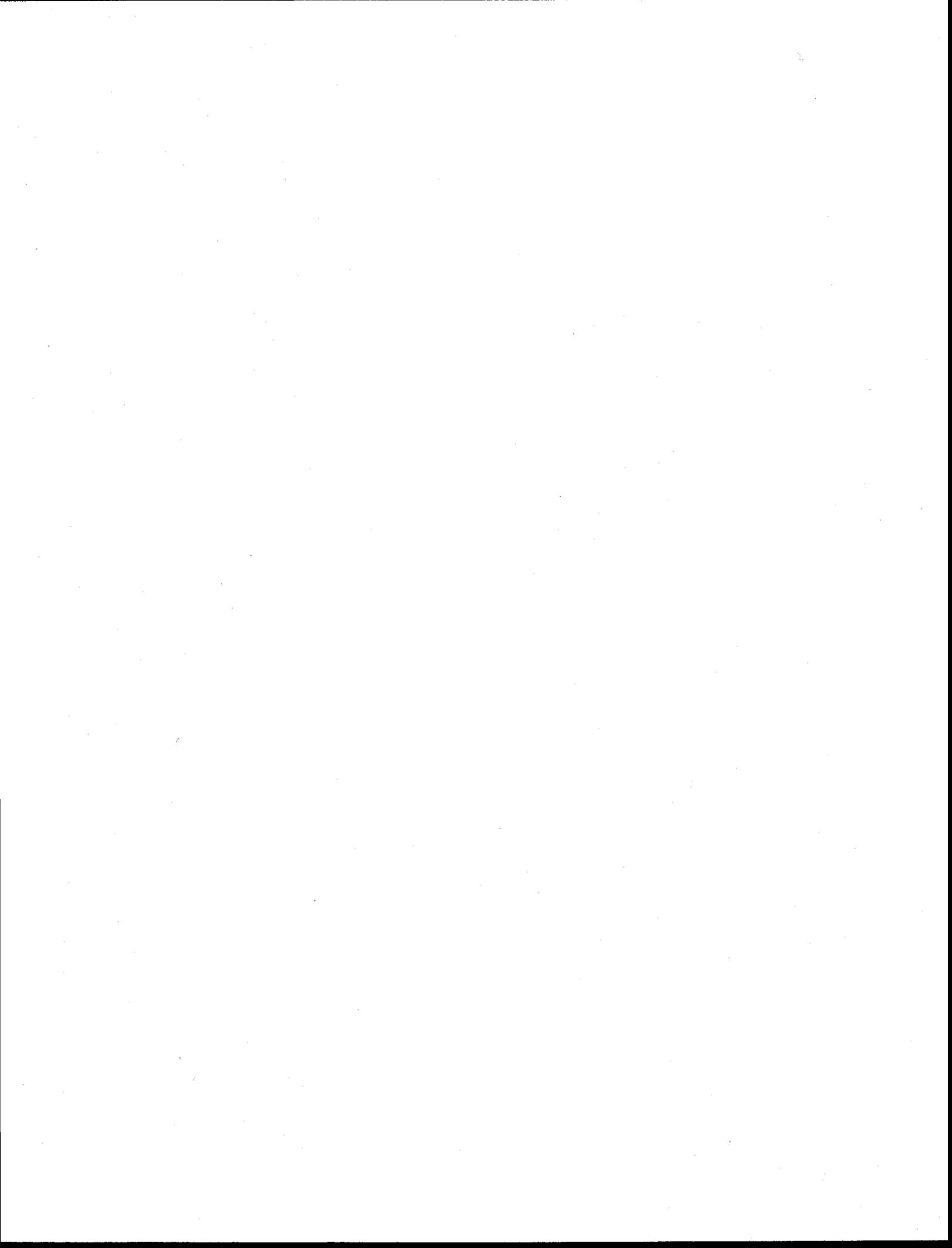
C :	Celsius
h :	heure
hPa :	hectoPascal
Hz :	Hertz

kHz :	kiloHertz
km :	kilomètre
m :	mètre
mJ :	milliJoules
mm :	millimètre
mrad :	milliradian
ms :	microseconde
nm :	nanomètre
ns :	nanoseconde
s :	seconde

Acronymes et “Sigles”

<i>ACCRC :</i>	<i>Australian Coastal Cooperative Research Center</i>
<i>AEE :</i>	<i>Agence Européenne de l’Environnement</i>
<i>APS :</i>	<i>Aircraft Positioning System</i>
<i>BP :</i>	<i>Before Present</i>
<i>CASI :</i>	<i>Compact Airborne Spectrographic Imager</i>
<i>CWHM :</i>	<i>Coastal Water Habitat Mapping</i>
<i>DGC :</i>	<i>Deep Green Channel</i>
<i>DGPS :</i>	<i>Differential Global Positioning System</i>
<i>EUNIS :</i>	<i>EUropean Nature Information System</i>
FUDOTERAM :	Fusion des DONnées TERrestres Aériennes et Marines
GEOIDE :	GÉOmatique pour des Interventions et Décisions Éclairées
GIEC :	Groupe des experts Intergouvernemental sur l’Évolution du Climat
<i>GPS :</i>	<i>Global Positioning System</i>
<i>IMU :</i>	<i>Inertial Measurement Unit</i>
IVLDN :	Indice de Végétation LiDAR de Différence Normalisée
<i>KGPS :</i>	<i>Kinematic Global Positioning System</i>
<i>LiDAR :</i>	<i>Light Detection And Ranging</i>
<i>LISA :</i>	<i>Local Indicators of Spatial Autocorrelation</i>
MCNG:	Matrice de Co-occurrence des Niveaux de Gris
Mco:	Moyenne extraite de la matrice de co-occurrence des niveaux de gris

MIVLDN :	Modèle de l'Indice de Végétation <i>LiDAR</i> de Différence Normalisée
MNII :	Modèle Numérique d'Intensité Infra-rouge
MNIR :	Modèle Numérique d'Intensité Rouge
MNS :	Modèle Numérique de Surface
MNT :	Modèle Numérique de Terrain
Mo :	Moyenne extraite de la matrice d'occurrence des niveaux de gris
MONG :	Matrice d'Occurrence des Niveaux de Gris
MSN :	Modèle de Surface Normalisée
<i>NDLVI :</i>	<i>Normalized Difference LiDAR Vegetation Index</i>
<i>NDVI :</i>	<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>
<i>NIE :</i>	<i>National Inventory of Estuary</i>
<i>NIWD :</i>	<i>National Inventory of Wetland and Deepwater</i>
<i>NOAA :</i>	<i>National Oceanographic and Atmospheric Administration</i>
<i>PDU :</i>	<i>Power Distribution Unit</i>
PNUE :	Programme des Nations Unies pour l'Environnement
<i>RADAR :</i>	<i>Radio Detection And Ranging</i>
<i>SCADA :</i>	<i>System Control And Data Acquisition</i>
<i>SGC :</i>	<i>Shallow Green Channel</i>
<i>SHOALS :</i>	<i>Scanning Hydrographic Operational Airborne LiDAR Survey</i>
SIG :	Système d'Information Géographique



PARTIE 1 : SYNTHÈSE

Chapitre 1. Introduction

1.1 Contexte

Le quatrième et dernier rapport des 2500 scientifiques regroupés au sein du Groupe des experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (GIEC) établit une augmentation des températures au cours du XXI^e siècle, due à plus de 90 % aux rejets anthropiques de gaz à effets de serre (GIEC, 2007). L'ampleur du réchauffement attendu le plus probable est de 1.8 à 3.4 degrés Celsius, avec comme conséquences environnementales une élévation du niveau des mers entre 18 et 59 cm, une importante variation des précipitations, la fonte des glaciers, calottes glaciaires et couverture neigeuse entraînant des effets sur l'homme et la biosphère, dont certains pourront être brusques ou irréversibles (GIEC, 2007).

Les régions littorales, situées à l'interface entre les milieux terrestres, aquatiques et aériens, constituent des zones amplement vulnérables à ces modifications (Agence Européenne pour l'Environnement (AEE), 2006). Or, les écosystèmes littoraux (*i.e.*, estuaires, herbiers, lits d'algues et récifs coralliens) et les zones humides (*i.e.*, marais tidaux, mangroves, marécages et plaines inondables) fournissent annuellement au moins 17.447 milliards de \$U.S. en services écologiques, constituant la moitié de la somme globale des écosystèmes de la Terre (Costanza *et al.*, 1997). Servant de refuges et de garde-manger à une multitude d'espèces de plantes, d'oiseaux et de poissons, elles jouent un rôle très important de réserve et d'épuration des eaux, de prévention contre les inondations, de stabilisation des littoraux, de sites récréo-touristiques et de sites à valeur culturelle. En outre, elles peuvent stocker jusqu'à 40% du dioxyde de carbone mondial

(Ramsar, 1971). Cette manne suscite, donc, un attrait considérable chez *Homo sapiens* et, actuellement, 40% de la population mondiale vit à moins de 60 km de la mer (AEE, 2006). Les villes littorales connaissent, présentement, les plus forts taux de croissance démographique et d'importants flux migratoires sont attendus, de manière consensuelle, pour les prochaines décennies (AEE, 2006).

1.2 Problématique

L'essor démographique considérable, couplé aux bouleversements provoqués par le réchauffement climatique, génèrent inexorablement de fortes pressions sur les processus écologiques côtiers. Les perturbations anthropiques, telles les pollutions domestiques et industrielles directes, l'intensification du défrichage, le drainage et la poldérisation des zones humides, le développement des ports, digues, routes et habitations, altèrent, fragmentent et détruisent ostensiblement les structures des habitats infralittoraux et intertidaux (Beauchamp *et al.*, 1994; Jennings *et al.*, 1999; Bilkovic *et al.*, 2005). À ce titre, le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) a estimé que 34 % des côtes mondiales étaient soumises à un risque élevé de dégradation et 17 % exposées à un risque modéré (PNUE, 1995). Compte tenu des risques connexes aux changements climatiques, cette densification humaine de la frange littorale tend, en sus, à accroître les catastrophes sanitaires et humanitaires. La gestion et la protection de ces régions contre les phénomènes naturels constitue, ainsi, un effort important tant du point de vue des intervenants, des industriels, que des chercheurs.

Le Canada peut s'enorgueillir de posséder le plus long littoral mondial, *i.e.*, 243 000 km, mais force est de constater qu'au sein de telles modifications environnementales et sociologiques, cette performance s'accompagne de vastes défis. Le paradigme de la péninsule gaspésienne, à l'embouchure du golfe du Saint-Laurent à l'est du Québec, illustre clairement cette problématique. Son activité socio-économique est fortement liée à l'industrie du tourisme. Or, certains lieux touristiques, en raison des dangers dus aux glissements de falaises, se voient interdits par les autorités. De plus, le littoral incarne une manne mercantile tant au niveau infralittoral que dans la zone de marnage. En effet, au

Québec, la pêche aux crustacés, particulièrement celles des homards, dont les habitats-refuges sont les champs de laminaires, représentait, en 1991, un revenu total de 53.8 millions \$Can. Bien que les homardiens, crevettiers et crabiers ne constituassent que 20 % des pêcheurs québécois, leurs revenus atteignaient 70 % de toutes les ressources halieutiques confondues (Commission permanente de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation, 1992). D'autre part, la valeur mercantile des marais maritimes serait évaluée, en moyenne, à 9900 \$US par hectare et par année et celle des estuaires à 22 382 \$U.S. (Costanza *et al.*, 1997). Ce sont, d'ailleurs, des zones protégées par la Convention de Ramsar (1971). Les schorres, ou marais végétés, offrent des niches écologiques destinées à la faune aviaire et aux insectes (Tremblay, 2002), tandis que les herbiers incarnent un habitat de prédilection de l'épifaune benthique et des poissons démersaux (Jackson *et al.* 2001, Heck *et al.* 2003).

Encouragés par des mesures légales de protection comme le Water Quality Act (1987), aux États-Unis d'Amérique, et la Directive Habitat (1992) en Europe, ces écosystèmes sont, aujourd'hui, le théâtre de nombreuses recherches mettant en relation leurs structures, dynamiques et processus, visant à préserver et restaurer les services écologiques inhérents. De la rencontre de l'écologie et de l'aménagement du territoire est née l'écologie du paysage, *Landschaftsökologie*, formulée pour la première fois par le biogéographe allemand Carl Troll (1939). Cette science, au carrefour des approches spatiale du géographe et fonctionnelle de l'écologue (Forman et Godron, 1986), « emphasizes the interaction between spatial pattern and ecological process, that is, the causes and consequences of spatial heterogeneity across a range of scales » (Turner *et al.*, 2001). Si l'écologie s'intéresse à la dynamique de la biodiversité, à toutes les échelles spatiales et temporelles, l'écologie du paysage s'intéresse particulièrement à l'échelle intégratrice du paysage, des continents et de la planète (Burel et Baudry, 1999). Par conséquent, l'écologie du paysage inféodée au littoral exhorte à comprendre l'évolution des paysages littoraux, *i.e.*, intertidaux et infralittoraux, sous l'effet des interactions complexes entre les processus écologiques et l'organisation des structures spatiales côtières (d'origine naturelle ou anthropique). Bien que l'écologie du paysage eût été traditionnellement limitée à l'étude des systèmes terrestres; les questions et méthodes

fondatrices de cette science sont aussi valables pour les systèmes littoraux (Wiens, 2002; Zajac, 2007). Ainsi, une compréhension des relations entre les trois pierres angulaires, organisation des structures spatiales / processus écologiques / échelles spatio-temporelles, reste cruciale pour une gestion réussie des systèmes littoraux.

Toutefois, les observations ponctuelles et dispersées basées sur des campagnes terrestres et océanographiques ainsi que le manque de données sur de larges étendues ont historiquement entravé la quantification des structures et processus et donc estompé les efforts de gestion de ces zones (Hinchey *et al.*, 2007). Les outils disponibles ne permettaient pas aux intervenants, engagés dans la gestion et la protection des systèmes côtiers, de les renseigner de façon efficace sur l'organisation spatiale des habitats, des espèces inféodées et des patrons évolutifs de ces écosystèmes.

En effet, le morpho-dynamisme associé aux environnements côtiers varie considérablement à une faible échelle spatio-temporelle. Ces biotopes résultent d'accumulations de sédiments clastiques non consolidés formant une frange côtière entre la côte et la limite sous-marine d'action des houles. La limite terrestre est située au niveau d'un changement physiographique effectuant une transition entre le milieu maritime et le milieu terrestre (falaise, cordon dunaire, végétation implantée de façon permanente) (Komar, 1976). La dynamique de ces côtes meubles est par conséquent intimement liée à l'hydrodynamisme local et à l'action des vagues (Komar, 1976), d'où le rapide changement structurel des niches écologiques et des communautés rattachées. Les campagnes de terrain en milieu vaseux, inhérent aux slikkes, s'avèrent laborieuses pour l'échantillonnage, en plus de son caractère fortement intrusif. En outre, des prospections dans le domaine intertidal, lorsque la marée n'est pas basse, font rarement l'objet de relevés cartographiques précis et réguliers.

Concernant les investigations océanographiques infralittorales, les méthodes les plus communément employées étaient les bennes, dragues, carottes et plongées sous-marines. La grande majorité des prélèvements biologiques benthiques font toujours appel à ces méthodes. Bien que dotées d'une échelle spatiale décimétrique, leurs rapports quantité / temps restent médiocres et elles sont grandement perturbatrices pour les biotopes benthiques. La prospection hydrographique a permis de mener des relevés acoustiques le

long des littoraux, tirant ainsi le voile sur des cartes bathymétriques dotées d'une précision verticale de l'ordre de 30 cm (Xhardé, 2007). Pourtant, les premières études mettant en relation la cartographie du fond marin et les biocénoses et habitats benthiques ne datent que de la dernière décennie (Siwabessy *et al.*, 1999; Kostylev *et al.*, 2001).

Cependant, l'avènement de l'informatique couplée avec les avancées récentes au sein des technologies de télédétection et de Systèmes d'Information Géographique (SIG) ont permis de réaliser des progrès conséquents dans l'écologie du paysage littoral.

D'une part, des observations quantitatives, précises et itératives des distributions spatio-temporelles de la végétation halophytique intertidale ont ainsi pu être dûment entreprises en faisant appel aux méthodes de télédétection satellitaires (Shuman & Ambrose, 2003; Marani *et al.*, 2003; Thomson *et al.*, 2004; Belluco *et al.*, 2006). Bien que les données satellitaires autorisent une acquisition fréquente d'informations, leur coût élevé et leur résolution faible restent des obstacles à leur utilisation dans ce domaine. Seules les images satellitaires à haute résolution (0,64 m – 3 m) offrent actuellement une résolution spatiale et une fréquence d'acquisition suffisantes pour mettre en évidence les processus côtiers. Mais ces données restent assez onéreuses, 3000 – 5000 \$U.S., (Xhardé, 2007). Les données photogrammétriques aéroportées fournissent, en général, trois bandes spectrales, autorisant la création de cartes thématiques des régions côtières émergées (Guichard *et al.*, 2000). Ces cartes bénéficient d'une résolution spatiale submétrique et d'une précision planimétrique de 1 à 3 m bien que celles-ci dépendent surtout de la qualité des points de contrôle utilisés lors de la procédure d'ortho-rectification et de l'altitude de vol (Baltasavias, 1999). Toutefois, la qualité et la quantité de clichés disponibles ainsi que leurs dates d'acquisition se cantonnent bien souvent aux régions peuplées densément. La photogrammétrie convient donc pour les suivis à long terme et se révèle inadaptée pour l'étude régulière et détaillée des écosystèmes côtiers. Finalement, la composante topographique, qui est un facteur prédominant dans la structuration spatiale de ces communautés intertidales, ne peut être aisément inférée par le biais de ces modalités géomatiques.

D'autre part, les récentes améliorations des systèmes acoustiques, tels les échosondeurs mono-faisceau, sonars à balayage latéral et multi-faisceaux, et le traitement du

signal fournissent, dorénavant, des outils efficaces pour explorer l'organisation des structures spatiales du fond marin (Hutin *et al.*, 2005 ; Durand *et al.*, 2006). Les propriétés de réflectivité acoustique sont liées à la nature physique et occasionnellement biologique de ces fonds marins. En effet, la nature de ces échos est influencée non seulement par les paramètres géotechniques de granulométrie, de densité, de porosité et microtopographiques, mais aussi par la présence, la concentration, et le type de faune et de flore benthique (Tsemahman et Collins, 1997; Collins et Galloway, 1998; Bornhold *et al.*, 1999; Hamilton *et al.*, 1999; Kloser *et al.*, 2001; Anderson *et al.*, 2002). Certaines études ont clairement démontré l'influence des communautés épi-benthiques (*e.g.*, oursin, coque) sur les signaux-retour acoustiques (Jumars *et al.*, 1996 ; Self *et al.*, 2001). Néanmoins, les capacités de la couverture des sonars à balayage latéral restent limitées au niveau de la zone infralittorale. Compte tenu du tirant d'eau du navire océanographique ou de la vitesse de l'embarcation légère affrétée, un compromis entre la précision et la quantité des données s'opère inéluctablement au sein de cette aire, qualifiée, dès lors, de « *white zone* » par les spécialistes.

Malgré les percées manifestes d'acquisition de données précises au sein du domaine émergé, d'une part, et du domaine immergé, d'autre part, il subsiste une criante lacune pour cartographier la « *white zone* » de manière hautement efficace, tant sur les plans de la précision, de la rapidité d'acquisition et du coût. Les délais d'actions s'amenuisant progressivement, les réseaux scientifiques et décisionnels ont par conséquent un besoin crucial de ces méthodes et outils. Ces informations conduisent à la reproduction fidèle des communautés et habitats des zones littorales et de leur évolution, d'où une réponse des gestionnaires d'autant plus *ad hoc* que les données seront pratiques et tangibles.

L'utilisation des nouvelles générations de lasers aéroportés, en constante amélioration technologique (Guenther *et al.*, 1996a, b), offre un répertoire étendu, spatio-temporellement, d'acquisition de données benthiques, biotiques et sédimentologiques, intertidales ou infralittorales de l'échelle stationnelle à l'échelle zonale générale.

C'est dans ce cadre que le projet FUDOTERAM (FUSion des Données TERrestres, Aériennes et Marines) du réseau canadien GEOIDE a été développé. Ce projet s'insère dans une approche appliquée et intégrée de la géomatique environnementale pour la gestion et la conservation du littoral et repose sur la convergence de différentes données, à savoir :

- des relevés aéroportés des systèmes *Scanning Hydrographic Operational Airborne LIDAR Survey (SHOALS)* et *Light Detection And Ranging (LiDAR)*;
- des données stationnelles infralittorales : biologiques, géomorphologiques et océanographiques;
- des données stationnelles intertidales : biologiques et géomorphologiques.

La phase précédente du projet avait pour objectif d'étudier l'érosion et les risques naturels associés au littoral grâce au *LiDAR* et à la vidéogrammétrie (Xhardé, 2007). Un cortège d'informations pluridisciplinaires est d'ores et déjà disponible par le biais de cette phase et de trois autres études antérieures menées sur les sites d'investigation : à l'échelle zonale générale, c'est-à-dire la côte régionale gaspésienne, l'étude sur les milieux humides côtiers du sud de la Gaspésie (Tremblay, 2002), ainsi que l'étude hydrodynamique, sédimentologique et écologique de sites de la baie des Chaleurs (Long et Desrosiers, 2006); et à l'échelle sectorielle, l'étude géomorphologique du barachois de Paspébiac (Renaud, 2001).

1.3 Objectif principal

Ce travail de thèse s'inscrit dans cette lignée et a pour principal objectif de caractériser et cartographier l'organisation spatiale et les processus écologiques des habitats littoraux (de la frange supratidale à la zone infralittorale) à une échelle paysagère, en tirant avantage de l'acquisition rapide des données spectrales, topographiques et bathymétriques, à haute résolution spatio-temporelle qu'offrent les informations du *LiDAR* multispectral, le *SHOALS*. En privilégiant l'étude des structures spatiales des écosystèmes littoraux, cette recherche se focalise sur les apports des méthodes d'analyse de données *SHOALS* et des SIG pour le développement de l'écologie

du paysage littoral. Nous insistons plus particulièrement sur les bénéfices d'une approche pluridisciplinaire en nous situant à l'interface des outils, des méthodes, des données et des théories. L'intérêt d'une telle démarche est qu'elle génère la résolution de problématiques écologiques mais également le développement de nouvelles méthodes, la valorisation de nouveaux outils et l'alimentation de nouvelles voies théoriques. Nous proposons ainsi quelques éléments pour améliorer l'étude des variables spatialisées découlant des écosystèmes littoraux, en s'appuyant conjointement sur le cadre théorique du traitement de signal, les caractéristiques biophysiques des habitats littoraux et l'utilisation des SIG.

1.4 Objectifs spécifiques

Pour parvenir à cet objectif, un cheminement tripartite est adopté en mettant l'accent sur l'assise écologique des milieux étudiés. Les habitats benthiques infralittoraux seront investigués, puis les habitats intertidaux, et enfin, une réunion de l'ensemble des habitats littoraux (immergés et émergés) sera la clé de voûte de ces sous-objectifs (Partie II).

Le premier chapitre, basé sur trois articles, concerne donc les investigations infralittorales des habitats benthiques littoraux. Le premier article (Collin *et al.*, 2008) se fonde sur une revue de littérature à propos des outils et méthodes de télédétection utilisés en domaine aquatique, mais aussi des développements du traitement statistique du signal et de l'adaptation au SIG employé. En se basant sur le traitement multivarié des paramètres des signaux *LiDAR* et des variables écologiques, issues des campagnes océanographiques, une première classification des habitats benthiques dérivée de la technologie *LiDAR* a été évaluée.

Le second article (Collin *et al.*, 2009a) fait appel aux outils de statistiques spatiales et de filtres de texture. Grâce à l'environnement instrumental du SIG, IDL-ENVI 4.2, (Research Systems, 2005), ces composantes spatiales ont été intégrées à la méthodologie précédente en vue d'améliorer le succès de classification des habitats benthiques.

Le troisième article (Collin *et al.*, 2009b) s'attaque à la problématique de l'échelle. L'influence de la résolution spatiale sur la classification des habitats a ainsi été examinée.

Le deuxième chapitre présente les résultats mettant en relief les habitats littoraux intertidaux (Collin *et al.*, 2009c). Ce chapitre repose sur la conception d'un nouvel indice de végétation, inhérent au domaine intertidal, et s'ancre sur la discrimination spectrale et topographique des habitats intertidaux et l'évaluation des processus écologiques en place.

Enfin, un troisième et dernier chapitre est axé sur la problématique de la réunion des données intertidales et infralittorales (Collin *et al.*, 2009c). Une méthodologie du traitement du signal permettant d'utiliser les informations du *LiDAR* sans exclusivité infralittorale / intertidale est proposée. La complexité structurale, *i.e.*, tri-dimensionnelle, des habitats est, en outre, évaluée par cette méthode. L'intérêt de cette approche réside dans l'enregistrement fidèle des paramètres biophysiques des habitats littoraux, et ce, de manière continue de l'étage supratidal à l'infralittoral.

1.5 Organisation de la synthèse

Le deuxième chapitre de la synthèse (Partie I) cherche à définir les composantes de la dialectique mises en jeu lors de ce doctorat. Un premier sous-chapitre est consacré à l'écologie du paysage littoral. Cette présentation est basée sur la définition des concepts et théories de ce nouveau pan de l'écologie et couvre les définitions caractérisant les variables rencontrées sur nos sites d'études. Elle permet, donc, d'associer l'environnement théorique aux variables *in situ*. Le deuxième sous-chapitre fournit une description de la technologie de pointe utilisée. Le principe de fonctionnement, les aptitudes du *LiDAR* ubiquiste, *i.e.*, topographique et bathymétrique, y sont présentées. Les données issues de cet appareil novateur ont largement été utilisées au cours du doctorat et en constituent le cadre instrumental. Un troisième sous-chapitre s'articule autour des applications *LiDAR* en écologie du paysage littoral.

Puis, le troisième chapitre s'attache à souligner les développements biophysiques et spatiaux tissés entre l'écologie du paysage littoral et le *LiDAR* ubiquiste. Nous nous intéressons à discuter des résultats obtenus dans les cinq publications de ce doctorat, et à ouvrir de nouvelles perspectives de recherche.

Enfin, la conclusion constitue le quatrième et dernier chapitre de cette synthèse.

Chapitre 2. Les composantes de la dialectique

Ce chapitre cherche à définir les concepts, théories et études de terrain des deux pans de ce travail, à savoir l'écologie du paysage littoral et la technologie de télédétection *LiDAR* topographique et bathymétrique. Ces deux noyaux seront caractérisés par la littérature scientifique. Une troisième partie s'articulera autour des applications *LiDAR* en écologie du paysage littoral.

2.1 Écologie du paysage

L'écologie du paysage étudie et tente d'améliorer les interactions entre l'organisation des structures spatiales et les processus écologiques sur un large éventail d'échelles paysagères et de niveaux organisationnels (Wu, 2008). Mue par une considérable nécessité d'interdisciplinarité, l'écologie du paysage intègre les approches biophysiques et analytiques avec des perspectives anthropiques et holistiques par le prisme des sciences naturelles et sociales (Turner *et al.*, 2001).

2.1.1 Développement de l'écologie du paysage

L'émergence de l'écologie du paysage tient à plusieurs raisons. Premièrement, la protection des espèces et de leurs habitats s'inscrit dans des espaces de plus en plus étendus, qu'il s'agisse de conserver des populations de plantes et d'animaux en proie aux changements environnementaux, de compenser les effets de la fragmentation des habitats, ou de réduire les effets des pollutions diffuses (Décamps, 2004). Ces problèmes demandent des approches spatialement explicites, sur de vastes étendues et de longues durées. Pour les résoudre, l'écologie du paysage apporte des concepts et des méthodes utiles, complémentaires de ceux et de celles de l'écologie traditionnelle (Forman, 1995; Burel et Baudry, 1999 ; Turner *et al.*, 2001).

Deuxièmement, l'importance à accorder aux échelles d'observation s'est imposée. L'idée d'un emboîtement des échelles, dans l'espace comme dans le temps, a conduit à de nouvelles réflexions sur les possibilités de transposition des résultats d'une échelle à l'autre et sur la nécessité d'inscrire toute dynamique locale dans un espace plus vaste (Levin, 1992). L'écologie du paysage a intégré ces idées, par exemple pour savoir comment l'organisation de l'espace influence le déplacement des organismes, la propagation des perturbations ou les flux de matière et d'énergie (Pickett et White, 1986; Boose *et al.*, 1994; McGarigal et McComb, 1995; Naiman et Décamps, 1997).

Troisièmement, l'écologie du paysage a bénéficié de spectaculaires avancées technologiques dans les domaines de l'imagerie de télédétection et des SIG. Elle a aussi bénéficié des progrès accomplis en quantification de l'organisation des structures spatiales, *via* les statistiques spatiales (Getis et Ord, 1992; Anselin, 1995; Fortin *et al.*, 2005).

2.1.2 Théories

Bien qu'empruntant à une multitude de disciplines, la théorie de l'écologie du paysage rejoint le tronc de la théorie de l'écologie générale. Ainsi, elle s'appuie sur quatre problématiques principales : le développement et la dynamique de l'hétérogénéité spatiale, les interactions et échanges au sein des paysages hétérogènes, l'influence de l'hétérogénéité spatiale sur les processus biotiques et abiotiques, et l'ingénierie de l'hétérogénéité spatiale. Les deux principales divergences la séparant des études écologiques traditionnelles, qui conjecturent souvent l'homogénéité spatiale des systèmes, résident dans l'importance accordée à cette organisation spatiale et à la petite échelle étudiée, *i.e.*, grandes étendues spatiales (Turner *et al.*, 2001).

La théorie de l'écologie du paysage repose sur une terminologie propre, constituée de néologismes mais aussi de termes empruntés à l'écologie dont la sémantique fut remaniée. Une série de termes-clés serviront non seulement à explorer les véritables pivots de cette science mais aussi à apprécier leur interconnectivité.

➤ L'échelle est globalement la mesure spatiale et temporelle d'un objet ou d'un processus, caractérisée à la fois par la résolution et l'étendue (Turner et Gardner, 1991). En cartographie, l'échelle représente le langage de conversion du monde réel en carte, reliant la distance sur l'image cartographiée et la distance correspondante sur Terre (Malczewski, 1999). Delcourt *et al.* (1983), en représentant les échelles de la dynamique de la végétation à travers le temps et l'espace, ont réussi à synthétiser les changements palé-écologiques des paysages et, graphiquement, présenté la corrélation positive des échelles spatiales et temporelles (**Figure 2.1**).

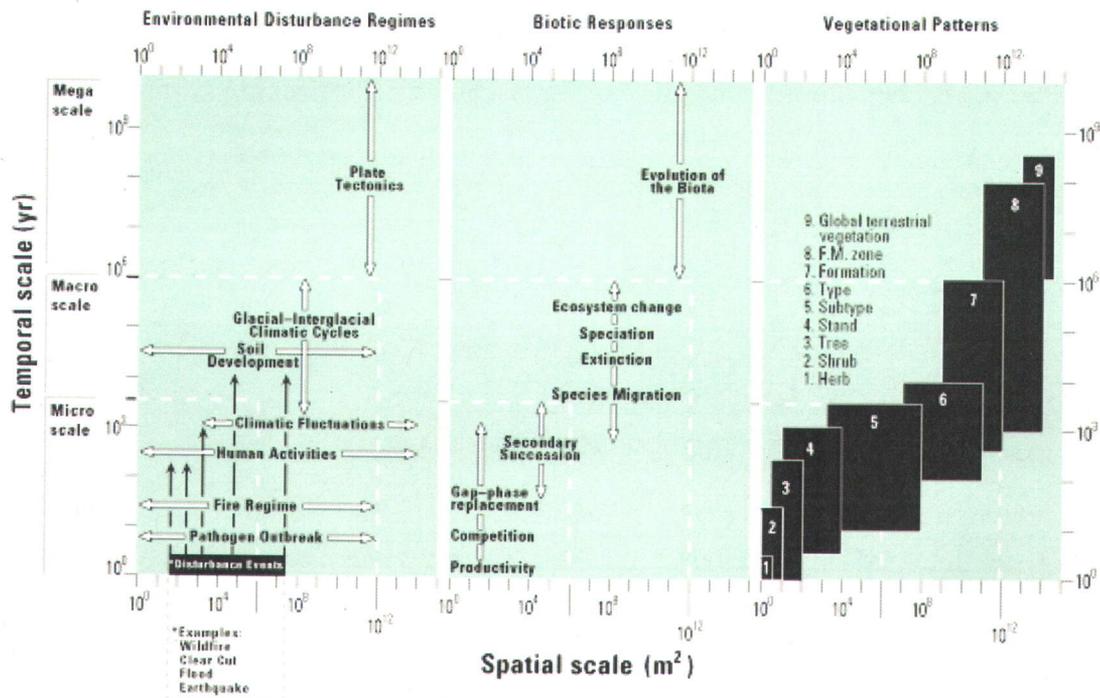


Figure 2.1 – Diagramme hiérarchique espace-temps proposé par Delcourt *et al.* (1983). Les régimes de perturbation environnementale, les réponses biotiques, et les patrons de végétation sont décrits dans le contexte des domaines espace-temps dans lesquels l'échelle de chaque processus et patron reflète les pas d'échantillonnages nécessaires à leur observation. L'échelle temporelle des patrons de végétation correspond à l'intervalle de temps pour enregistrer leur dynamique.

➤ Un paysage peut être défini comme une zone contenant deux écosystèmes ou plus en étroite proximité (Sanderson et Harris, 2000).

➤ La matrice correspond au type de couverture de fond d'un paysage, caractérisé par un couvert vaste et une grande connectivité.

➤ La connectivité est définie par la continuité spatiale d'un habitat ou d'un type de couvert à travers un paysage.

➤ Le type de couvert s'agit d'une catégorie au sein d'un schéma de classification défini par l'utilisateur qui discrimine plusieurs habitats, écosystèmes, ou types de végétation dans un paysage.

➤ La parcelle est une aire surfacique qui diffère de son entourage par nature ou apparence.

➤ La configuration est un arrangement spécifique des éléments spatiaux. Elle est souvent prise comme synonyme de structure spatiale ou structure de parcelle.

➤ La bordure fait référence à une portion d'écosystème ou de type de couvert proche de son périmètre et au sein de laquelle les conditions environnementales peuvent être distinctes des éléments intérieurs. Un type de bordure est l'écotone, ou la zone de transition entre deux types de couvert (Allaby, 1998). Les caractéristiques de la communauté de l'écotone comprennent souvent les caractéristiques des deux communautés adjacentes, mais aussi des espèces propres. Par ailleurs, un écocline est un autre type de bordure, ressemblant à la définition précédente, mais incluant une notion de changement graduel et continu des conditions environnementales. L'écocline aide à expliquer la distribution et la diversité des organismes au sein d'un paysage car certains organismes survivent mieux sous des conditions particulières, changeantes le long du gradient. Le corollaire soutient que les communautés inféodées à ce gradient sont considérés comme plus stables que les communautés des écotones face aux fluctuations environnementales (Attrill et Rundle, 2002). L'écocline sera donc le fil rouge du reste de notre recherche compte tenu de l'interface terre – eau et de l'influence tidale, constitutives du littoral.

➤ Le corridor est une bande relativement étroite d'un type particulier qui se distingue des aires adjacentes de part et d'autre.

➤ L'hétérogénéité incarne un état constitué d'éléments différents, comme des habitats ou des types de couvert mixtes, en opposition à l'homogénéité, dans laquelle les éléments sont identiques.

➤ La fragmentation définit la cassure d'un habitat ou d'un type de couvert en parcelles plus petites, disjointes et isolées.

➤ La perturbation est un évènement qui altère significativement la configuration et les fonctions d'un paysage. Elle peut être d'origine naturelle ou anthropique, avec une variabilité de la magnitude et de la fréquence.

2.1.3 L'environnement littoral : écocline terre-mer

Bien que les mers et océans couvrent plus de 70% de la surface de notre planète et représentent 90% de la biosphère, nos connaissances concernant la vie de ces espaces, tant d'un point de vue taxonomique que des processus écologiques, apparaissent encore lacunaires. Des quelques 1.8 millions d'espèces répertoriées (The Royal Society, 2003), seules 16% d'entre elles sont marines. Nous commençons également à comprendre les relations écologiques complexes des écosystèmes marins et leur importance pour l'équilibre planétaire. Or, en parallèle de la découverte de la biodiversité marine, nous attestons les déclin des stocks de ressources marines comme conséquences directes de la pollution de la matrice aquatique et l'exploitation drastique de ses organismes. Nous nous trouvons face à une perte de la diversité biologique sans précédent dans l'histoire de notre espèce et dont elle est à l'origine, *i.e.*, la 6^{ème} crise d'extinction biologique (UICN, 2008; Leakey et Lewin, 1996). Sur l'état des écosystèmes naturels, Guilloux et Zakowska (2004) montrent qu'en 30 ans les populations d'espèces marines observées ont régressé d'environ 30%.

Dans les zones côtières tidales, le facteur essentiel qui régit la vie est la longueur du temps d'émersion, aussi les communautés s'organisent-elles en bandes horizontales ou ceintures, sans qu'aucune espèce n'occupe l'ensemble de l'espace vertical qui subit cette alternance immersion-émersion. Cette disposition, ou zonation, résulte tout d'abord de la réaction des organismes à l'ensemble des facteurs du milieu interagissant avec eux. Mais elle est également due aux fortes interactions biotiques existant entre les organismes vivants : la prédation et la compétition. La répartition verticale des organismes au sein de cet habitat permet de reconnaître quatre étages, qui rassemblent des caractéristiques environnementales définies par les facteurs écologiques que sont l'humectation, la durée d'émersion, l'exposition aux rayons solaires, l'assèchement par le vent et les écarts thermiques et halins (lessivage par la pluie) entre la basse mer et la haute mer. Ces étages

traduisent globalement des conditions de vie et sont bien définis biologiquement, ils ne peuvent cependant donner qu'une indication toute relative quant au niveau marégraphique. On peut distinguer quatre grandes zones : la circalittorale, l'infra-littorale, la médiolittorale et la supralittorale (**Figure 2.2**). Les deux centrales sont le théâtre des plus grandes variabilités de niches écologiques compte tenu de l'interface des trois éléments : eau-air-terre.

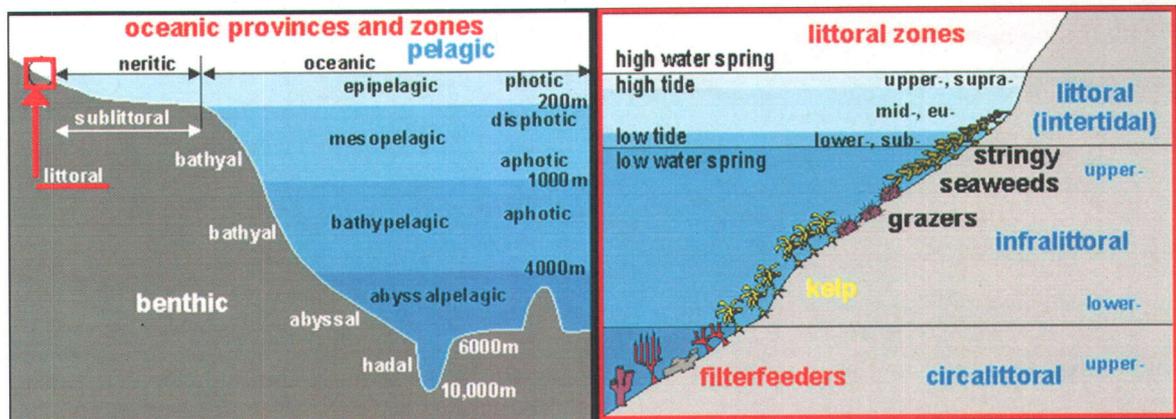


Figure 2.2 – Zonations océanique et littorale avec leurs caractéristiques bathymétriques, topographiques, et biologiques pour le littoral (d'après Dr J. Floor Anthoni, www.seafriends.org.nz/books/glossary.htm).

L'étage infra-littoral est toujours immergé, mais sa frange supérieure peut émerger lors des grandes marées de vives-eaux. C'est essentiellement le facteur lumière qui régit la répartition des espèces photophiles puis sciaphiles. Dans l'ensemble des mers à marée de milieu tempéré, cet étage est occupé par de grandes algues brunes comme *Laminaria* spp. fixées sur des faciès grossiers ou sur du substratum rocheux. La distribution bathymétrique suit une loi de Poisson, la classe principale se situant à 7 m. Sous le dais protecteur de ces « forêts », dont les thalles atteignent en moyenne 3 m, les organismes vivants bénéficient de fluctuations écologiques très atténuées; la faune peut être très diversifiée et exubérante. Toujours dans cet étage, la présence de particules fines (turbidité) ou de sable en suspension dans l'eau peut façonner les peuplements en faciès particuliers. Les « brouteurs », comme Asteroidea et Echinoidea vivent sur des sédiments fins, et *Zostera* spp. peut aussi s'observer sous forme de touffes disparates ou d'herbiers denses et étendus (cf. slikke, ci-dessous), sur des sédiments sableux brassés par les vagues.

Au sein de l'étage médiolittoral, les milieux humides côtiers, autrement dit, les marais maritimes protégés ou non par un cordon littoral, se forment dans les endroits abrités des côtes comme les baies et les anses, mais aussi à l'embouchure des cours d'eau (estuaires). Il arrive que les courants littoraux et les vagues transportent les sédiments plus grossiers érodés des falaises et, au niveau des rentrants de la côte, façonnent des barres de sables généralement en continuité avec le trait de côte. On attribue plusieurs noms à ces formations géomorphologiques : flèche littorale, flèche de sable, barchois, cordon littoral - ce dernier est isolé de la côte. Les entités, ainsi isolées au moins en partie, du milieu marin, sont dénommées « lagunes ». On reconnaît deux types de lagunes : la lagune estuarienne, qui est un estuaire de cours d'eau partiellement fermé par un barchois, et la lagune lagunaire, formée dans les rentrants du trait de côte et qui peut comporter des tributaires mais dont l'influence est plus ou moins négligeable. Les cordons littoraux ont pour effet de diminuer l'amplitude de la dynamique physique qui s'opère derrière eux, ce qui accentue les processus de sédimentation. Au fur et à mesure que les sédiments s'accumulent, des hauts-fonds viennent à émerger et sont alors colonisés et stabilisés par la végétation. Celle-ci contribue à son tour à dissiper l'effet des courants et favorise une sédimentation accrue, dans laquelle elle joue en plus une part directe par la mortalité des individus et l'accumulation de sédiments organiques, qui sont par ailleurs des constituants de la vase (Paskoff, 1993).

Succinctement, la description des principales structures physiographiques des marais maritimes tempérés, appelée « hydrosère », sera abordée terminologiquement et schématiquement (**Figure 2.3**).

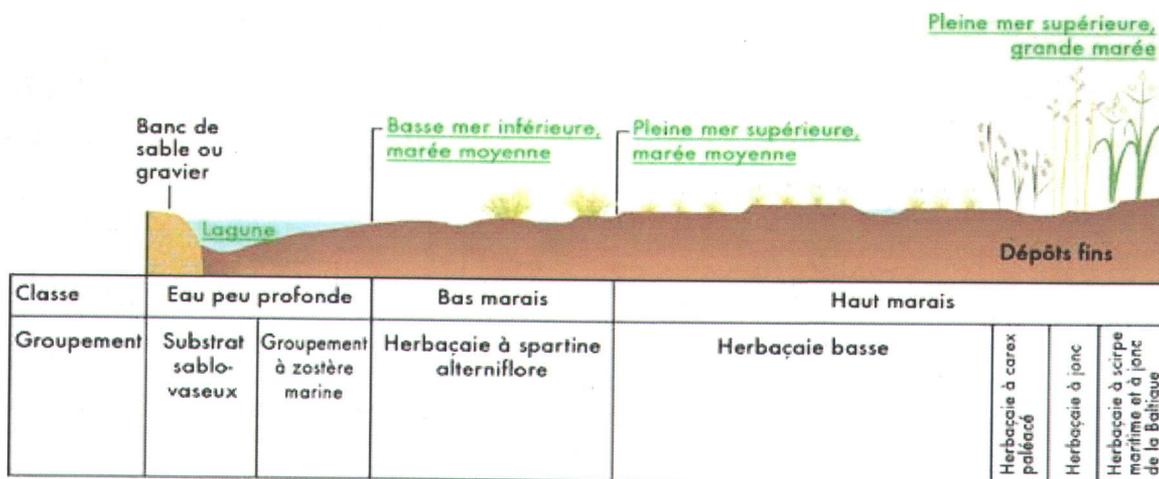


Figure 2.3 – Hydrosère typique du golfe du Saint-Laurent (d'après Environnement Canada).

➤ Les cordons littoraux sont essentiellement constitués de sédiments grossiers comme le sable, le gravier et les galets, en proportions variables. Toutefois, des horizons organiques provenant des laisses de mer sont aussi visibles. De chaque côté du cordon littoral, la configuration typique des plages est observable, quoique les formes soient moins évidentes du côté interne puisque la dynamique hydrique y est plus faible.

➤ L'échange avec le milieu marin s'effectue par l'entremise d'une passe. La position d'une passe n'est pas définitive, elle peut changer d'emplacement par l'ouverture et la fermeture de brèches. Les courants tidaux qui circulent dans la passe charrient des sédiments sableux qui s'accumulent de part et d'autre pour créer des deltas de marée. Le delta de flot est formé du côté interne de la passe par le courant pénétrant à marée montante, alors que le delta de jusant est érigé du côté externe par le courant de chasse généré par les marées descendantes.

➤ La slikke constitue la partie inférieure des marais maritimes, insérée dans l'étage intertidal et qui en atteint la limite inférieure mais pas supérieure (Paskoff, 1993). Elle représente l'espace situé entre le cordon littoral et le marais végété (schorre). Elle est submergée à chaque marée haute, même lors des périodes de mortes-eaux. Il s'agit souvent d'étendues d'herbiers de zostère marine (*Zostera* spp.). Au sein des milieux non lagunaires ou du côté externe des cordons littoraux, ce sont de vastes étendues vaseuses côtières qui émergent à marée basse qui font office de slikke. Par ailleurs, il est conceptuellement intéressant d'observer l'analogie manifeste entre la stratification (i) globale du marais s'étalant du cordon littoral vers l'amont, et (ii) locale en bandes latérales de part et d'autre des chenaux qui traversent le schorre.

➤ La haute-slikke est l'espace intercalé entre la slikke et le schorre. Elle n'est pas inondée à chaque marée, mais marque néanmoins la limite des pleines mers les plus fréquentes. Il s'agit d'une accumulation active où les sédiments sont graduellement stabilisés par une végétation peu diversifiée constituée d'halophytes vraies tolérant des cycles d'inondation-exondation. Cet étage littoral marque donc la propagation du schorre (Paskoff, 1993). Cependant, dans les sites exposés et battus par les vagues ou érodés par des chenaux, il arrive que la haute-slikke soit remplacée par une microfalaise d'érosion qui marque la régression du schorre.

➤ Le schorre est un étage littoral plus élevé et plus stabilisé que la slikke, inondé seulement lors des grandes marées de vives eaux. Il occupe souvent de vastes espaces, où la pente très faible est régulière et où la vase est recouverte d'une végétation herbacée plutôt basse et dense. L'évolution de la superficie du schorre est tributaire des dynamiques, d'une part, de la haute-slikke (progradation) et, d'autre part, de la microfalaise d'érosion (régression). Tandis que la haute-slikke est souvent appelée « bas marais », le schorre se nomme « haut marais ». La surface du schorre est habituellement entrecoupée d'intrusions d'eau adoptant deux formes : les chenaux de marée et les marelles. Les chenaux de marée tirent leur origine de la dynamique tidale et de l'irrégularité dans les patrons de sédimentation qui finissent par concentrer les eaux des courants tidaux. Quant aux marelles, elles proviennent de facteurs divers : dépressions ceinturées de végétation lors de la formation du schorre, atrophie de chenaux de marée, amas d'algues qui suppriment la végétation qu'ils recouvrent (Paskoff, 1993), érosion glacielle par le soudage du pied de glace au substrat, ensuite arraché par les marées printanières (Dionne, 1972). Un vieux schorre qui n'est plus influencé par la marée, parce qu'éloigné de la mer par suite de l'avancement de son bord externe, est appelé « pré salé » (Paskoff, 1993). Des processus pédologiques débutent alors, et les précipitations, par lessivage, contribuent à diminuer la teneur en sel du substrat.

➤ Le marécage se distingue du marais par la présence d'un couvert arbustif (marécage arbustif) ou arborescent (marécage boisé). Il s'installe dans les terres basses, mais se situe plus haut dans la pente qu'un marais. Avec la prairie humide, le marécage forme l'étage littoral dit hélrophytique, situé au-delà du niveau moyen d'étiage et s'étendant jusqu'au niveau supérieur des crues printanières (Couillard et Grondin, 1986).

En raison de la complexité et de la diversité des facteurs physiques et biologiques qui s'y déroulent, et particulièrement de par l'influence du flux et reflux tidal, les milieux humides côtiers sont des écosystèmes en constante, et parfois profonde, évolution. Jacquaz *et al.* (1990), Bergeron (1996) et Renaud (2001) démontrent que ces milieux changent rapidement aux échelles temporelles géologique et même humaine. Leur évolution semble tenir surtout à deux principaux facteurs étroitement associés à la dynamique côtière : (i) l'érosion qui entraîne par exemple la migration de chenaux, la

régression du schorre ou la création de nouvelles marelles, et (ii) l'accrétion qui cause l'avancement du schorre, le colmatage et aussi la migration de chenaux. En outre, il ne faudrait pas oublier l'importance parfois majeure des perturbations anthropiques sur l'évolution des écosystèmes côtiers.

Il est certain que la dynamique et la rigueur des éléments qui sévissent dans les marais maritimes, comme les cycles tidaux et la salinité de l'eau, contribuent à limiter le nombre d'espèces capables de les coloniser. Ainsi, ce n'est nullement la diversité spécifique qui démarque les marais maritimes sur le plan floristique mais bien plutôt la densité et la luxuriance du recouvrement ainsi que la production végétale. D'ailleurs, Meunier *et al.* (1998) mentionnent qu'un marais à *Spartina* spp. irrigué deux fois par jour par les marées produit naturellement au-delà de trois fois plus de matière végétale qu'un champ de maïs de même superficie ayant reçu une dose habituelle d'engrais. Un axiome à retenir concernant la richesse spécifique : la diversité spécifique et l'altitude de l'hydrosère sont corrélés positivement (Tremblay, 2002). Dans la slikke et la haute-slikke, la diversité floristique est extrêmement pauvre et se limite souvent à deux ou trois espèces dans un quadrat de 25 m² et il est fréquent d'y trouver de vastes colonies allopatriques de *Spartina alterniflora*. Au sein des herbaçaias salées, le nombre d'espèces varie entre 8 et 12 pour 25 m² et dans les marécages boisés, la biodiversité végétale s'élargit et peut facilement dépasser 20 ou 25 espèces pour cette même superficie (cf. Appendice A). Dans l'optique de caractérisation mais aussi de conservation et de protection de ces biotopes d'intérêts, les principales faunes aviaires, ichthyennes, mammifères, benthiques et pélagiques des milieux humides côtiers de la Gaspésie méridionale sont regroupées dans l'appendice B.

Les concepts de l'écologie du paysage abordés, le décor infralittoral / intertidal campé, il convient de détailler les caractéristiques et avancées de l'écologie du paysage littoral.

2.1.4 Écologie du paysage littoral

L'écologie du paysage a débuté par l'étude des systèmes terrestres, et s'étend, aujourd'hui, aux systèmes aquatiques (Wiens, 2002; Wu and Hobbs, 2002); ainsi les

problématiques et méthodologies définissant la discipline resteraient pertinentes à l'égard des systèmes littoraux. La relation réciproque entre l'organisation spatiale, les processus écologiques et l'omniprésente échelle a été explorée en milieux marins et côtiers (e.g., Paine et Levin 1981) en parallèle de l'évolution de la discipline-mère tout au long des vingt dernières années (Hinchey *et al.*, 2007). Tout comme les autres composantes de la biosphère, une compréhension de ces relations est fondamentale pour la gestion durable des systèmes marins et côtiers. Toutefois, l'absence de données continues à petite échelle (géographique), dues à l'« opacité » du fluide-eau relativement à nos moyens de télédétection, a empêché l'obtention de jeux de données étendus et retardé la gestion de ces milieux. C'est pourquoi il y a encore huit ans Turner *et al.* (2001) soutenaient que la « Landscape ecology may also serve as a source of new ideas for other disciplines within ecology. For example, aquatic ecologists have applied a landscape ecological approach ». Ainsi, le cantonnement de la discipline aux biomes terrestres créait un schisme entre les écologues du paysage du point de vue de leurs milieux d'études. Avec l'essor de technologies plus « perçantes », l'apparition de littérature associant les principes de l'écologie du paysage avec les environnements marins et côtiers s'est accrue manifestement (e.g., Bell *et al.*, 1997; Zajac *et al.*, 2003; Hewitt *et al.*, 2004; Pittman *et al.*, 2004; Crawford *et al.*, 2005; Darcy et Eggleston, 2005).

Zajac (2007) a discuté des défis des écologues face à l'étude des paysages benthiques sur des sédiments meubles. Il a évoqué le développement de technologie et des approches analytiques pour la cartographie du fond marin, ainsi que la quantification des structures du paysage benthique, *benthoscape*.

Grober-Dunsmore *et al.* (2007) ont investigué les relations unissant la structure du paysage et la structure des communautés de poissons inféodés aux récifs coralliens des îles Vierges aux États-Unis. Ils ont démontré que les caractéristiques de l'habitat, à l'échelle paysagère, influencent les communautés de poissons coralliens.

Bartholomew *et al.* (2007) ont eux aussi utilisé une approche paysagère pour comprendre comment la taille, la forme et l'emplacement des réserves marines avec récifs coralliens affectent les poissons dont la taille autorise leur pêche. Les auteurs ont trouvé que le taux de changement de la densité des poissons décroît avec l'augmentation du

nombre de frontières de refuges recoupant les habitats récifaux. Ces résultats révèlent que les poissons récifaux sont plus susceptibles de sortir des réserves marines quand leurs frontières croisent les habitats récifaux.

Bell *et al.* (2007) ont montré que les tempêtes peuvent influencer la structure spatiale des herbiers et la dispersion des graines en environnement subtropical d'eau profonde. Ils ont examiné la dynamique spatiale d'un paysage au large composé d'*Halophila decipiens* après le passage d'un ouragan et trouvé de nouvelles parcelles paysagères lorsque la perturbation était étendue et intense.

Hollister *et al.* (2007) ont investigué comment l'échelle de l'unité d'échantillonnage contrôle la relation entre la structure paysagère et les concentrations de métal dans les sédiments au sein de petits systèmes estuariens dans les régions atlantiques des États-Unis. Leurs résultats suggèrent que les exploitations locales (*i.e.*, à moins de 15-20 km d'une station d'échantillonnage) ont les impacts les plus élevés concernant la quantité de métaux toxiques atteignant les sédiments estuariens.

Garza (2007) a décrit l'utilisation des données de terrain acquises par l'agence de protection de l'environnement des États-Unis dans le but de discerner l'importance de l'échelle d'échantillonnage pour détecter la structuration de la diversité des espèces de polychètes dans les estuaires de la côte ouest des États-Unis. Leurs résultats démontrent que les évaluations de l'intensité de la relation entre les processus physiques et la diversité spécifique des communautés côtières peuvent être fortement affectées par la variation de l'échelle d'échantillonnage.

Le leitmotiv de l'ensemble de ces travaux réside dans leur double-finalité. En effet, ces avancées sont indéniablement à inclure à la fois dans les planifications et gestions des aires marines protégées, et dans l'écologie théorique des ces systèmes, très fortement répandus à l'échelle mondiale.

Par le biais de la composante spatiale, l'écologie et plus particulièrement l'écologie du paysage sont inextricablement liées à la télédétection (Roughgarden *et al.*, 1991; Groom *et al.*, 2006). Originellement, le biogéographe allemand Carl Troll (1939), qui, nous le rappelons, a inventé la terminologie de l'écologie du paysage, *Landschaftsökologie*, s'est appuyé sur l'interprétation de photographies aériennes pour

décrire l'organisation spatiale de phytocénoses. Ainsi, les développements techniques de la télédétection entraînent des avancées importantes dans les disciplines écologiques. Toutefois, au sein des systèmes littoraux, réaliser un suivi précis des caractéristiques physiques et biologiques en trois dimensions pouvant, de surcroît, changer rapidement dans l'espace et le temps, reste un défi majeur pour la technologie (Hinchey *et al.*, 2007).

2.2 La technologie LiDAR

2.2.1 Principe général

Le terme *LiDAR* est l'acronyme de « *Light Detection And Ranging* ». Ce système est basé sur le même principe que les systèmes *RADAR*, « *RA*dio *DE*tectio*N* *AN*d *RA*nging » (**Figure 2.4**): des impulsions électromagnétiques de très courte durée (quelques nanosecondes), mais, cette fois-ci, basées sur des longueurs d'onde situées dans le domaine ultra-violet, visible ou proche infrarouge (entre 250 et 1500 nm; Cracknell et Hayes, 2007), sont émises à un rythme élevé par un laser pulsé (entre 5 et 50 kHz). L'intervalle de temps entre l'émission d'une impulsion laser et la réception de son « écho » est mesuré avec précision. Connaissant la vitesse de propagation de la lumière dans le milieu, la distance entre la source et le réflecteur est ensuite déduite. Le *LiDAR* est par conséquent un télémètre laser.

Historiquement, le *LiDAR* fut utilisé pour la première fois en 1962 par Smullin et Fiocco, afin de mesurer la distance Terre-Lune (*Project Luna See*). Aujourd'hui, cette technologie s'est amplement développée en archéologie, astronomie, biologie, conservation, géographie, géologie, géomorphologie, météorologie, physique, et technologie militaire (Cracknell et Hayes, 2007).

Le laser est typiquement un faisceau très fin, permettant la cartographie de paramètres biophysiques avec une très grande résolution, comparée au *RADAR*. Par ailleurs, plusieurs composés chimiques interagissent plus intensément avec les longueurs d'onde du visible, que celles des micro-ondes, résultant en une image plus contrastée de ces cibles. C'est pour cette caractéristique première que le *LiDAR* a été utilisé abondamment dans la recherche atmosphérique et météorologique.

Avec le déploiement du Système de Positionnement Mondial, *Global Positioning System (GPS)*, dans les années 1980, la précision du positionnement d'une plateforme mobile, *e.g.*, avion, est devenue possible. Comme le positionnement des échos lumineux est étroitement lié au positionnement et à l'altitude de la plate-forme sur laquelle est monté le *LiDAR*, ceux-ci doivent être mesurés très précisément. Cela est rendu possible grâce au système de positionnement par *DGPS (Differential Global Positioning System)* et à l'utilisation d'une centrale inertielle de grande précision *IMU (Inertial Measurement Unit)* (Fowler, 2000) (**Figure 2.5**). Il est alors possible de recalculer la position planimétrique de chaque « écho » *LiDAR* ainsi que son élévation par rapport à un niveau de référence et d'obtenir une topographie précise de la région survolée.

Afin d'accroître la surface de la zone couverte, les impulsions laser sont tout d'abord envoyées vers un miroir rotatif permettant d'obtenir un mouvement de balayage du sol. Lorsqu'une de ces impulsions laser rencontre un obstacle, une petite partie de l'énergie de l'impulsion est réfléchiée en direction du système *LiDAR*.

Les modèles les plus récents de *LiDAR* permettent également d'enregistrer les échos intermédiaires et l'intensité des signaux de retour (formes d'onde), fournissant ainsi des informations supplémentaires sur la densité et la nature des réflecteurs (Lefsky *et al.*, 2005 ; Brennan et Webster, 2006 ; Chust *et al.*, 2008, Collin *et al.*, 2008).

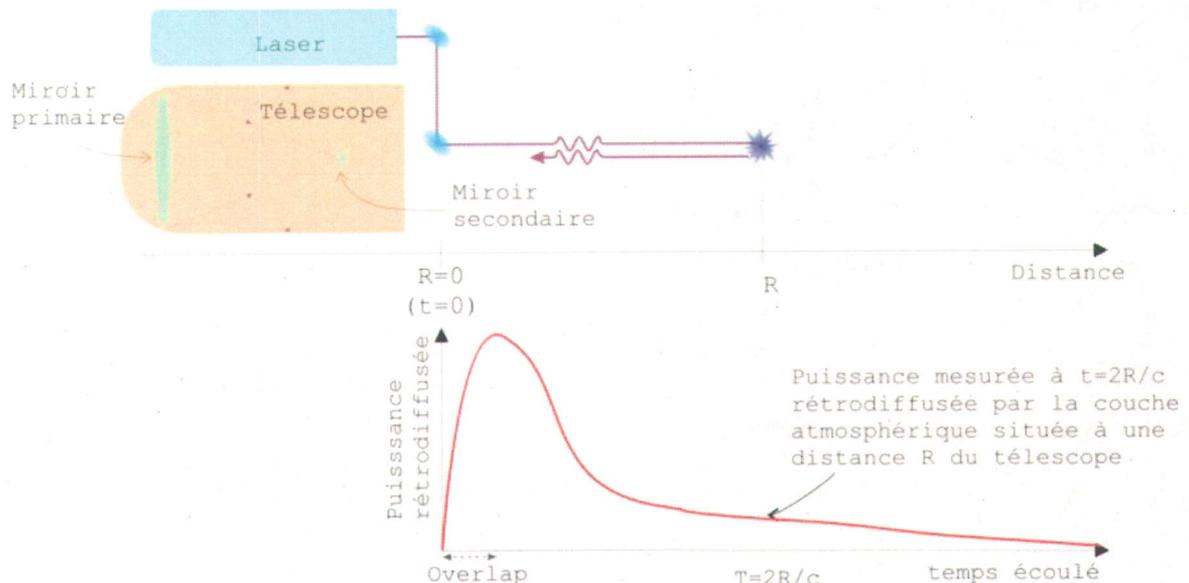


Figure 2.4 – Le principe du système de mesure *LiDAR*. Le laser émet des impulsions électromagnétiques, dirigées dans l'espace par un jeu de miroir. L'écho laser est détecté par un télescope qui convertit ses photons en une grandeur numérique (d'après <http://fr.wikipedia.org/wiki/Lidar>).

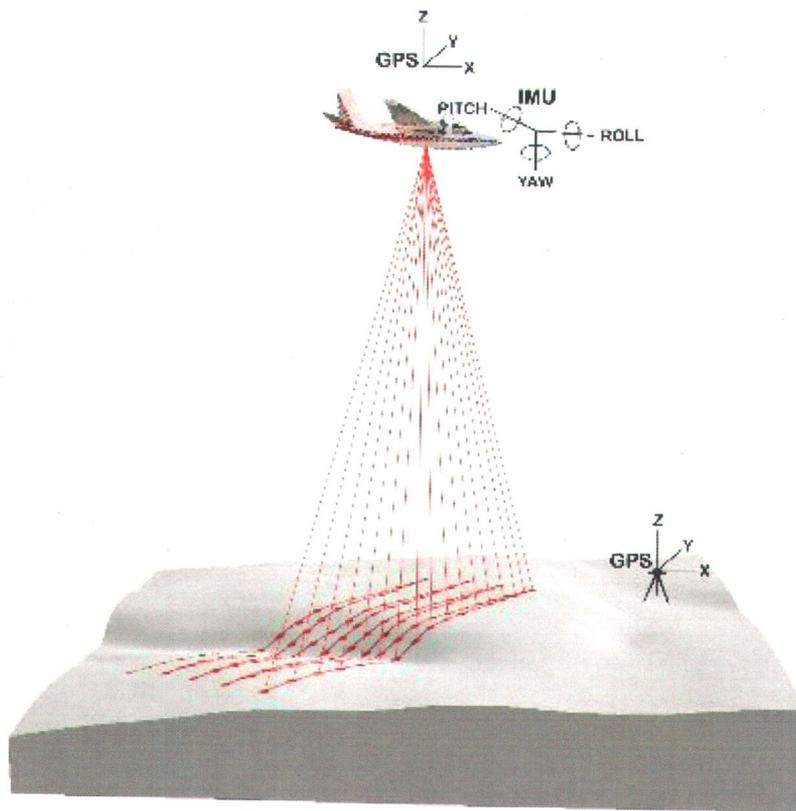


Figure 2.5 – Le système aéroporté *LiDAR*. Celui-ci se compose d'un émetteur laser et d'un récepteur montés sur une plate-forme (avion ou hélicoptère), d'un système de positionnement de type *GPS* et d'une centrale inertielle (*IMU*) (d'après <http://forsys.cfr.washington.edu/JFSP06/index.htm>).

La résolution spatiale des *LiDAR*, qui représente la distance moyenne séparant des retours laser voisins, dépend, quant à elle, des fréquences d'émission et de balayage ainsi que de la vitesse de vol de l'appareil. Les principaux avantages de cette technique face à la photogrammétrie sont multiples : la rapidité avec laquelle des modèles numériques de terrain peuvent être produits (Satale et Kulkarni, 2003) et le traitement des données *LiDAR* ne nécessitent que 25 % à 33 % du temps nécessaire par des moyens photogrammétriques; ils ne dépendent pas, ou très peu, des conditions météorologiques ou d'ensoleillement, contrairement à la photogrammétrie; il n'est pas nécessaire d'avoir un recouvrement de 60 % entre les lignes de vol pour pouvoir réaliser des modèles numériques de terrain; et il est capable de fournir des données topographiques, même dans des régions boisées (Satale et Kulkarni, 2003).

La plupart des systèmes *LiDAR* aéroportés fonctionnent avec des lasers émettant dans le proche-infra-rouge, *i.e.*, 1064 nm. Or, cette longueur d'onde est largement absorbée, donc très peu réfléchiée, par l'eau. Ainsi, une nouvelle longueur d'onde, émettant dans le spectre vert, *i.e.*, 532 nm, est aujourd'hui utilisée et permet de glaner des informations sur la nature des fonds aquatiques.

2.2.2 *LiDAR* bathymétrique

2.2.2.1 *Justification*

Le système *Scanning Hydrographic Operational Airborne LiDAR Survey (SHOALS)* fait partie des nouvelles générations de *LiDAR*. Le système *SHOALS* est un outil de prédilection pour surveiller les environnements littoraux à l'échelle régionale (Irish et Wozencraft, 2000). C'est le seul qui peut maximiser, économiquement parlant, la récolte de données synoptiques, topographiques et bathymétriques. Contrairement aux relevés bathymétriques traditionnels où la navigation est assujettie à un éventail de problèmes, *i.e.*, faibles profondeurs, déferlement des vagues, réduction de la prospection en passant des systèmes multifaisceaux en monofaisceau à cause du tangage et du roulis, la technologie *SHOALS* bénéficie, à la fois, d'une couverture plus vaste, mais aussi, d'une reconnaissance continue de la côte, inondée ou exondée (Guenther *et al.*, 1996a ; Irish et Wozencraft, 2000; Irish *et al.*, 2000a, b) (**Figure 2.6**).

En effet, la résolution des multifaisceaux est une fonction, d'une part, de la fréquence d'émission et, d'autre part, de la profondeur. La fréquence est négativement corrélée à la détection de la profondeur. Les basses fréquences servent à inférer les grandes profondeurs tandis que les hautes fréquences indiquent les variations sensibles de la colonne d'eau, *e.g.*, (i) plancton, bancs de poissons ou (ii) hyalocline, thermocline, pycnocline. La vitesse du son, dans l'eau, est une fonction de la fréquence des ondes émises (Simpkin et Long, 1992), qui, elles-mêmes, interfèrent avec les propriétés physico-chimiques et biologiques du milieu.

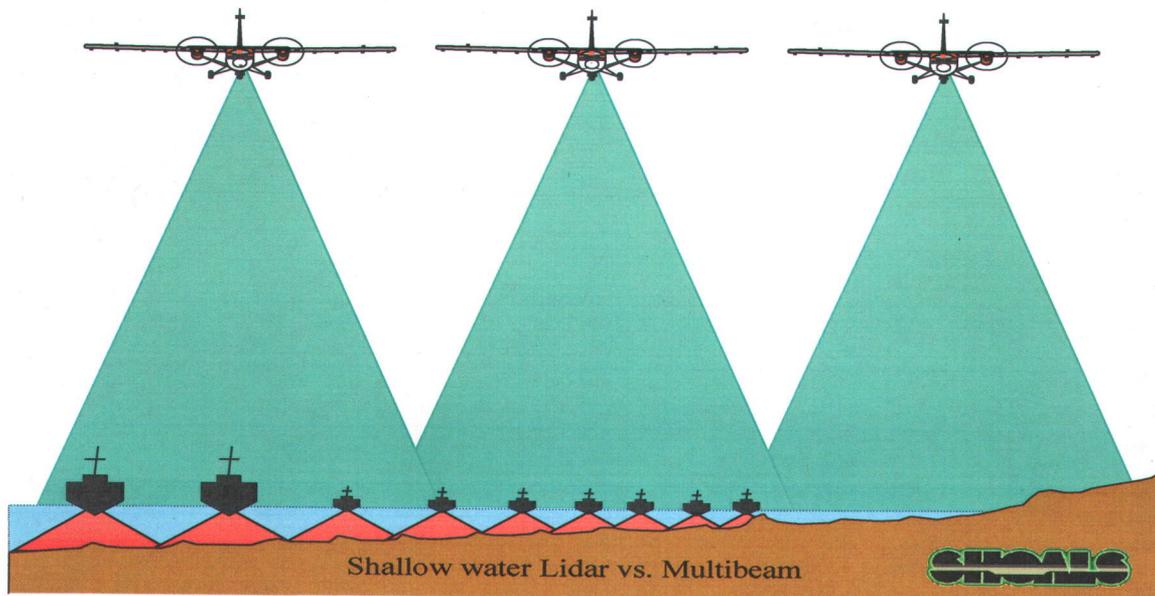


Figure 2.6 – Illustrations des avantages de la cartographie aérienne côtière en eaux peu profondes par rapport aux multifaisceaux (d'après Guenther *et al.*, 2000).

Ainsi, l'utilisation des multifaisceaux est entachée par les variations majeures de la vitesse acoustique subaquatique, qui doivent être dûment rectifiées. *A contrario*, la fluctuation de la vitesse de la lumière (onde électromagnétique associée au système *SHOALS*) reste faiblement dépendante de la salinité et de la température (Guenther *et al.*, 2000). Bien que l'utilisation de la lumière engendre des déformations et des pertes à l'interface air-eau et sous l'eau (Irish et Lillycrop, 1999), le système *SHOALS* a la possibilité de se caler sur la salinité de l'eau (douce, saumâtre ou salée) et sa turbidité (claire, moyennement turbide, turbide) afin de récolter des données fiables car ajustées sur les paramètres environnementaux. Par ailleurs, la vitesse d'acquisition des données multifaisceaux plafonne à 5 m.s^{-1} tandis que celle du *SHOALS* atteint 90 m.s^{-1} . Toutefois, le système des multifaisceaux balaie des profondeurs s'échelonnant de 0 jusqu'à 12 000 m, pour les très basses fréquences alors que le *SHOALS* pénètre la colonne d'eau de 20 cm (Cajelot, 2005) jusqu'à 70 m, pour les eaux très claires (Irish *et al.*, 2000a, b). Ces performances découlent de l'angle d'ouverture, de l'ordre de 5 à 7 fois la hauteur d'eau, pour les multifaisceaux, en contraste avec 0,58 fois la hauteur de vol du *SHOALS*. Néanmoins, la hauteur de vol, généralement comprise entre 200 et 400 m, génère une largeur de fauchée constante, incluse entre 116 et 232 m quelque soit la profondeur, alors que les grands angles d'ouverture des multifaisceaux entraînent des pertes ou

déformations des signaux de retour. Les raisons premières du succès de cette technologie dans les études côtières sont au nombre de cinq :

1. la capacité d'acquisition rapide, aussi bien dans des zones étendues que dans des aires de faible surface, tout en restant économiquement viable;
2. la capacité de reconnaissance où l'utilisation d'embarcations marines est difficile, dangereuse, ou impossible;
3. la facilité de prospecter le fond benthique, la plage adjacente, et les infrastructures d'ingénierie (à la fois immergées et exondées);
4. la mobilité rapide d'évaluer les changements saisonniers et les dommages occasionnés par les tempêtes;
5. la capacité de compléter rapidement les reconnaissances pendant les fenêtres environnementales favorables dans des zones où les techniques traditionnelles ne peuvent être disponibles pendant de longues périodes à cause de conditions drastiques.

L'expérience du *SHOALS* a montré qu'au sein de projets appropriés et bien organisés, le coût de cette méthode représente du cinquième à la moitié des coûts des techniques marines, dépendamment des conditions logistiques (Guenther *et al.*, 2000). De plus, le *SHOALS* fournit des relevés d'opportunités, des potentialités, et des produits uniques, dans les eaux peu profondes et au niveau de l'écocline littoral, ce qui vaudrait tout de même la peine s'ils s'avéraient plus onéreux.

2.2.2.2 Principe de fonctionnement

Le *SHOALS* fait appel à une connaissance jeune et en évolution qui dépend de l'ingénierie de haut niveau en étroite collaboration des lasers, de l'optique et de l'électronique. La technique générale requiert l'utilisation d'un émetteur laser pulsé avec à la fois des faisceaux vert et proche infra-rouge. Le vert est sélectionné pour la détection des fonds benthiques parce qu'il s'agit de la longueur d'onde qui pénètre les eaux côtières typiques avec le moins d'atténuation (Jerlov, 1976). L'infra-rouge, en plus de la détection de la topographie, est largement absorbé par l'eau, il est donc *ad hoc* à la détection de la

surface marine. Dépendamment du concept du système, le faisceau de l'infra-rouge peut-être collimé et enregistré, colinéairement, avec le faisceau vert, ou il peut être plus large et contraint au nadir. La longueur d'onde rouge, outre l'albédo, provient de la diffusion inélastique des photons, émis initialement par le laser vert, par les liaisons O-H des molécules d'eau localisées à l'interface air/eau. Il s'agit de l'effet Raman (1928) et il peut être utilisé comme un retour de surface en corrigeant le temps d'arrivée à l'interface. Les pulsations laser de l'émetteur sont partiellement réfléchies par la surface de l'eau et le fond benthique jusqu'au récepteur aéroporté (**Figure 2.7**).

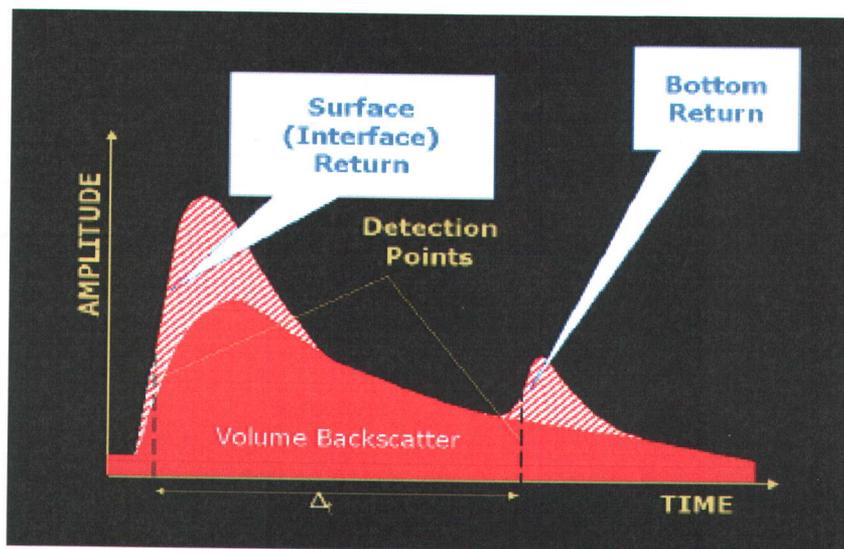


Figure 2.7 – Forme d'onde schématique du canal *LiDAR* vert montrant les trois principales composantes (d'après Guenther *et al.*, 2000).

En effet, le principe fondamental de fonctionnement du système bathymétrique est de mesurer les temps de voyage aller-retour des faisceaux et de calculer les distances parcourues, en se référant aux vitesses de la lumière dans l'air et sous l'eau, et d'en déduire des profondeurs associées après correction des erreurs connues comme les retards électroniques (**Figure 2.8**).

Les signaux laser parcourent le même circuit dans le système, passant, de prime abord, par l'émetteur optique, puis le scanner et reviennent au récepteur optique, après la percussion sur le réflecteur.

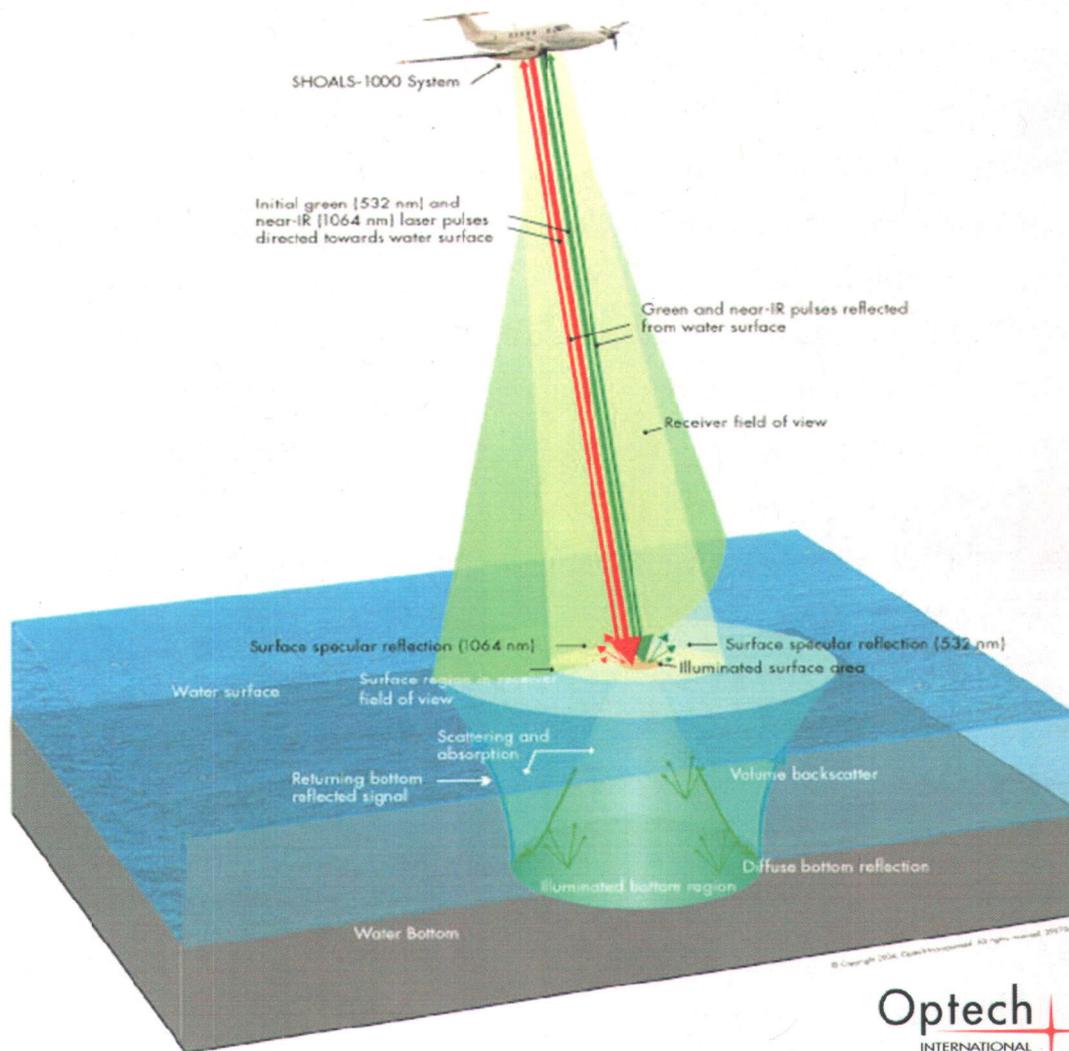


Figure 2.8 – Schéma de l'émission des faisceaux vert et infra-rouge, leur réflexion et leur réception par le *SHOALS* aéroporté (d'après Optech, 2004).

Le scanner, développé par Optech inc., est composé de deux miroirs indépendants, chacun fixé sur un axe dont les mouvements dans l'espace sont contrôlés par un ordinateur. La centrale inertielle, à raison de 200 Hz, corrige l'orientation des miroirs en temps réel pour contrecarrer les variabilités des cap, tangage et roulis. Les orientations des miroirs sont enregistrées avec une même fréquence, ce qui permet de connaître la position des points au sol. Les miroirs décrivent 16 oscillations par seconde, définissant le balayage au sol.

Lors du retour des signaux, le récepteur optique occupe une place prépondérante dans la collecte des données. Il est constitué d'un télescope, de divers filtres optiques et des

contrôles du champ de vision, des détecteurs de lumière, des amplificateurs, la logique de détection des surfaces analogiques et un numériseur (convertisseur de l'analogique vers le numérique). Le récepteur, la logique de contrôle du système, et le stockage des cassettes sont tous commandés par ordinateur. À cause de la complexité environnementale et des interactions des faisceaux *LIDAR* avec l'environnement, il n'est pas possible de calculer toutes les profondeurs avec une grande précision et fiabilité en temps réel. Les bathymétries approximatives sont calculées dans l'air pour un contrôle-qualité, mais les profondeurs précises, exigeant des calculs plus détaillés, sont déterminées durant l'analyse des formes d'ondes stockées. Le récepteur optique filtre, d'une part, les λ de 1064, 645 et 532 nm et, d'autre part, réduit au maximum toutes les autres, en particulier le spectre visible. Pour se faire, il possède quatre canaux de réception dédiés à une λ spécifique (Guenther *et al.*, 1994).

➤ *Shallow Green Channel (SGC)* et le *Deep Green Channel (DGC)* : ces deux canaux ont pour but de détecter la bathymétrie, mais aussi dans certaines conditions, la surface de l'eau. Le *SGC* détecte des profondeurs de 1 à 17 mètres alors que le *DGC* échantillonne des profondeurs de 7 mètres et plus. Chaque canal a son propre gain compte tenu de l'intensité différentielle du signal, en corrélation avec la hauteur d'eau. L'énergie totale du signal de retour est divisée entre les deux canaux : 10 % pour le *SGC* et 90% pour le *DGC*.

➤ *Raman Channel* : détecte l'interface air-eau et est particulièrement utile en conditions de mer calme. En effet, lorsque la surface de la mer est quasi plane, le signal vert est perdu à cause de la réflexion spéculaire. Dès lors, l'effet Raman rentre en jeu. Ce phénomène est le résultat de l'excitation des liaisons O-H des molécules d'eau, par le faisceau vert, provoquant l'émission d'un photon d'une longueur d'onde de 645 nm, détectable par ce canal. L'effet Raman est donc totalement indépendant de l'état de la mer et du vent, contrairement aux précédents canaux.

➤ *Infra-Red Channel* : mesure les élévations topographiques, détecte la surface de l'eau et l'environnement du relevé. La surface de l'eau est détectée en fonction de l'intensité du signal de retour qui est largement affectée par l'eau. Des modulations appliquées au laser sont adaptées pour que l'intensité laser soit quantifiable tant en domaine émergé qu'immergé (cf. 3.2.1.2 et 3.2.1.3).

La plupart de la diffusion des faisceaux vert et infra-rouge est causée par les effets optiques des vagues sur les angles de réfraction à la surface de l'eau. Dans les eaux peu profondes en particulier, la diffusion se localise dans la colonne d'eau. Bien que les faisceaux laser soient communément admis comme collimés avec une petite section transversale (comme ils le sont dans l'espace ou sur de courtes distances dans l'air), ce n'est pas le cas dans l'eau. En effet, les phénomènes diffusifs causent une extension du faisceau en un cône dont l'angle interne et la section transversale augmente significativement avec la profondeur (**Figure 2.9**). Les biais de mesures de la profondeur, concomitants à cette propagation, doivent subir des corrections (Guenther *et al.*, 2000). L'extension résultante du faisceau dans une zone benthique irradiée est ainsi bénéfique du point de vue de la probabilité de détection des objets benthiques significatifs, mais peut être néfaste à la précision de la bathymétrie quand des objets de haut-relief sont présents.

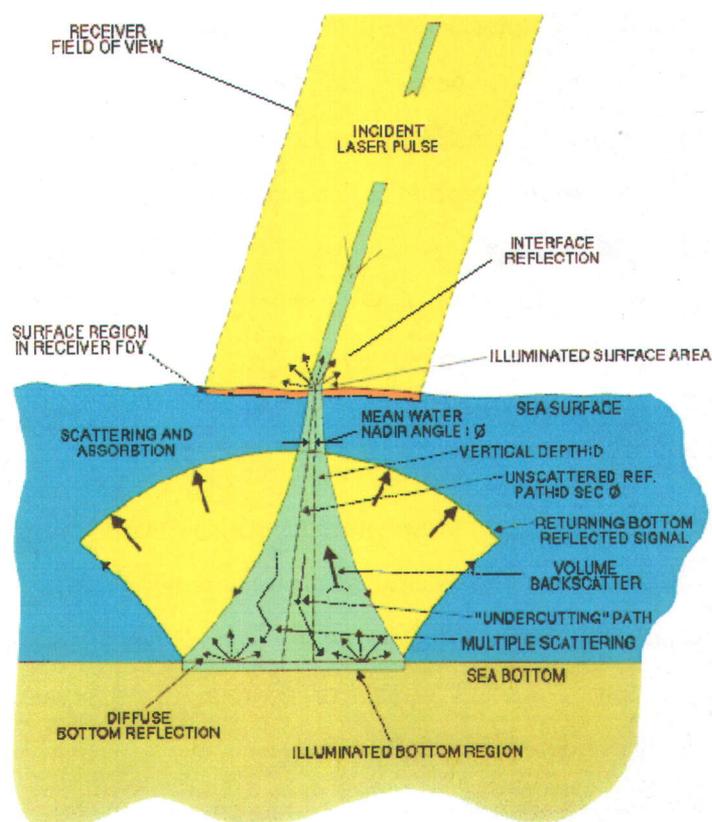


Figure 2.9 – Diagramme schématisant des effets de la diffusion sur le faisceau vert *LiDAR* (d'après Guenther *et al.*, 2000).

Les altitudes typiques de l'avion oscillent entre 200 et 400 m, pour le mode hydrographique. Un scanner optique autorise une couverture large de balayage. L'angle maximum au nadir est de 20°; ce qui mène à des largeurs de balayage de reconnaissance avoisinant la moitié de l'altitude de vol. Des angles plus larges causeraient des erreurs de temps des impulsions inacceptables pour les retours de surface et de fond dues à cette géométrie trop extrême. La couverture est dense, les prospections sont habituellement réalisées avec des sondages espacés de 2 à 5 m. Comme l'empreinte laser avoisine 2 m à la surface de l'eau, une couverture totale de la zone peut ainsi être garantie. Cette densité est atteinte avec des taux de pulsations laser s'échelonnant de 400 à 3000 Hz. Par exemple, pour une vitesse de 100 nœuds avec une largeur de balayage de 110 m, la reconnaissance couvre en moyenne 5000 m²/sec. Ainsi, selon le mode utilisé, doivent être envisagés des compromis entre (i) la largeur de balayage, donc l'altitude de vol, (ii) la densité et (iii) la surface de couverture. En effet, en mode hydrographique, une altitude basse est propice parce qu'il autorisera une meilleure précision, compte tenu de la plus grande pénétration du faisceau dans l'eau, mais la surface de couverture sera, évidemment, plus restreinte. Cependant, le mode topographique, compte tenu de la forte intensité du faisceau infrarouge, permettra de relever de larges surfaces en corrélation positive avec l'altitude de l'aéronef.

Le *SHOALS* comporte aussi différents modules très utiles pour l'opérateur : planification des routes, post-traitement en temps réel, visualisation des données et enregistrement du signal brut. Un schéma présentant le système et ses modules est circonscrit dans l'appendice C. La fiche technique du système est placée en appendice D.

Bien que cette technologie soit fréquemment utilisée seule à bon avantage, elle est généralement complémentaire des systèmes traditionnels acoustiques marins adaptés à la bathymétrie dans le but de décrire objectivement les fonds sous-marins par recouvrement des relevés. Les systèmes *LiDAR*, dont la largeur de balayage est relativement indépendante de la profondeur, sont très efficaces dans les eaux peu profondes. Les systèmes sonar multifaisceaux, dont les largeurs de balayage décroissent avec la diminution de la bathymétrie, sont plus efficaces dans les eaux plus profondes. Le *LiDAR* aéroporté n'est pas un substitut du sonar, il vient compléter l'ensemble des moyens traditionnels de relevés marins tels que les multifaisceaux, le sonar latéral et le

bathysondeur. C'est un nouvel outil qui peut être utilisé avec de forts profits au sein de l'environnement littoral.

2.3 Les applications *LiDAR* au littoral

Des études inféodées aux zones côtières mettant en exergue les applications du *LiDAR* fleurissent dans la littérature, les plus prometteuses sont présentées ci-dessous.

2.3.1 Prospections intertidales

Au sein de la frange intertidale du littoral, la dernière décennie fut fructueuse en applications écologiques basées sur le *LiDAR*.

Les Modèles Numériques de Terrain (MNT) dérivés du *LiDAR* ont été récemment utilisés pour: la reconnaissance des plaines inondables (Straatsma et Middelkoop, 2006); caractériser l'organisation spatiale d'une plante invasive, *Spartina* spp., au sein des marais salés (Morris *et al.*, 2005; Rosso *et al.*, 2006); modéliser les habitats spécifiques (Sellars et Jolls, 2007); la classification des couvertures littorales (*e.g.*, Lee et Shan, 2003); la détermination de la hauteur de la végétation palustre (Genç *et al.*, 2004); l'enregistrement des changements spatio-temporels dans les zones humides nordiques (Töyrä et Pietroniro, 2005); l'extraction du réseau des chenaux de marée (Lohani et Mason, 2001); l'évaluation des impacts du changement climatique, dus à la montée des eaux (*e.g.* Webster *et al.*, 2004, 2006); l'estimation des taux d'érosion des plages et des pertes volumétriques de sédiments (Gutierrez *et al.*, 2001; Xhardé, 2007; Zhang *et al.*, 2005); le suivi de rechargement de plage (Gares *et al.*, 2006); et la détection de l'hydromorphologie des estuaires soumis à la marée (Gilvear *et al.*, 2004).

Les systèmes *LiDAR* enregistrent, en sus, une mesure de la puissance des signaux individuels laser de retour. Dans le jargon des topographes, cette puissance est souvent appelée intensité. Boucher *et al.* (2006) ont mis en relief une classification potentielle de l'environnement côtier à travers les intensités laser de retour d'un *LiDAR*. Il a été

démontré que l'intensité du signal de retour varie en fonction de la teneur en eau, de la granulométrie, de la compaction, de la porosité et de la minéralogie.

La combinaison des MNT, des caractéristiques dérivées de ces MNT, et de l'intensité ont permis de cartographier des habitats littoraux d'intérêt écologique (Chust *et al.*, 2008); et classifier les arbres à feuilles caduques et persistantes, les infrastructures urbaines côtières, et les écosystèmes intertidaux (Brennan et Webster, 2006).

2.3.2 Études infralittorales

La connaissance du domaine infralittoral, tant au niveau sédimentaire qu'écologique, requiert des capacités technologiques de pointe et le *SHOALS* relève efficacement ces défis.

Une classification géologique d'une zone littorale étroite du plateau continental de 600 km² à partir de l'analyse des structures morphologiques de surface a été réalisée grâce au système *SHOALS* (Finkl *et al.*, 2005a, b).

Une carte de la classification des habitats benthiques de Molokai a été créée à partir de photographies aériennes, du *SHOALS* et des investigations *in situ*, *i.e.*, *SCUBA*, palmes-masque-tuba et à pied (Cochran-Marquez, 2005). Deux campagnes bathymétriques du *SHOALS* (1999 et 2000) ont été réalisées et ont généré des données de résolution de 2 m par pixel (grâce aux chevauchements des données des 2 années) et allant jusqu'à 35 m de profondeur. La cartographie a été accomplie grâce à un SIG et à l'analyse statistique de la précision. Quatorze substrats différents ont été discriminés sur 66 km² (**Figure 2.10**) et ils sont recouverts de huit classes d'habitats biologiques diverses dont le corail, qui à lui seul, occupe 34 km² (**Figure 2.11**).

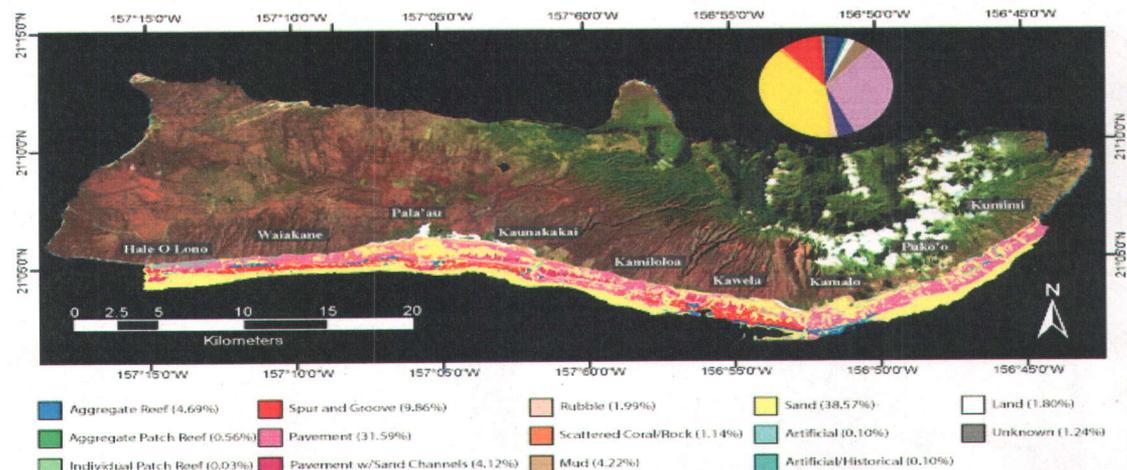


Figure 2.10 – Image satellite Landsat drapée de la carte de classification des habitats benthiques de Molokai montrant la couche de la structure dominante et le pourcentage de chaque classe (d'après Cochran-Marquez, 2005).

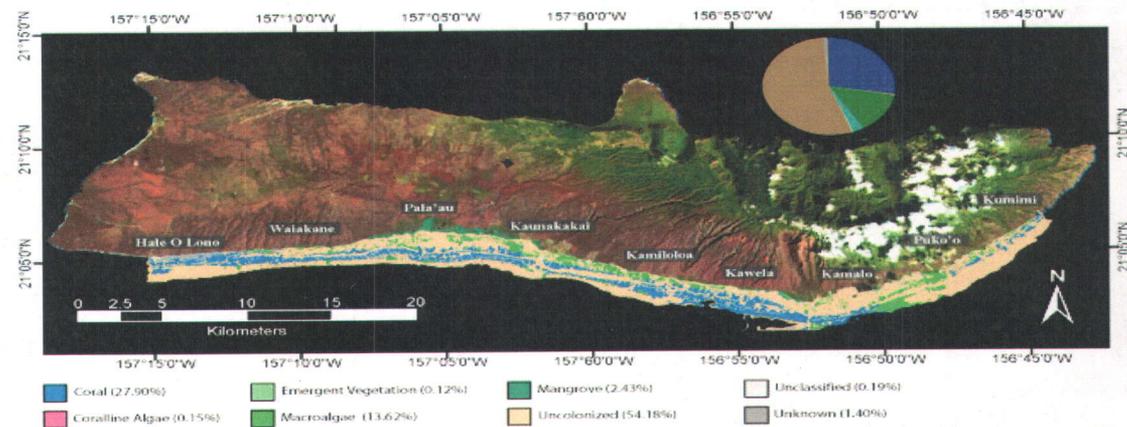


Figure 2.11 – Image satellite Landsat drapée de la carte de classification des habitats benthiques de Molokai montrant la couche de couverture biologique majeure et le pourcentage de chaque classe (d'après Cochran-Marquez, 2005).

La dernière évolution du système *SHOALS*, fort de l'expérience de la fusion avec des images passives hyperspectrales (Estep *et al.*, 1994), propose dorénavant une nouvelle conception fusionnelle constituée par le système *SHOALS* et un *CASI-2* (*Compact Airborne Spectrographic Imager* de Itres©), un capteur multispectral passif (Smith *et al.*, 2000; Francis et Tuell, 2005). Les spectromètres d'images sont des capteurs passifs qui mesurent l'albédo, *i.e.*, la lumière du soleil réfléchi par les objets à la surface de la terre. En effet, tous les objets possèdent une signature spectrale spécifique qui peut être enregistrée en longueur d'ondes, ou bandes, invisibles à l'œil humain. Ce système mesure des longueurs d'onde sur 288 bandes spectrales de 3 nm de large et permet d'extraire des informations telles que la clarté de l'eau, la température, la nature du fond, la bathymétrie,

la qualité de l'eau, *i.e.*, type de matière en suspension ou dissoute, les types de sols et les espèces de plantes (Smith *et al.*, 2000). Ces informations sont précieuses pour établir un plan de gestions écologique du littoral basé sur des cartes de classification benthique côtière, *e.g.*, pour le Ministère de la Pêche et des Ressources Marines de la République Mauricienne (Figure 2.12).

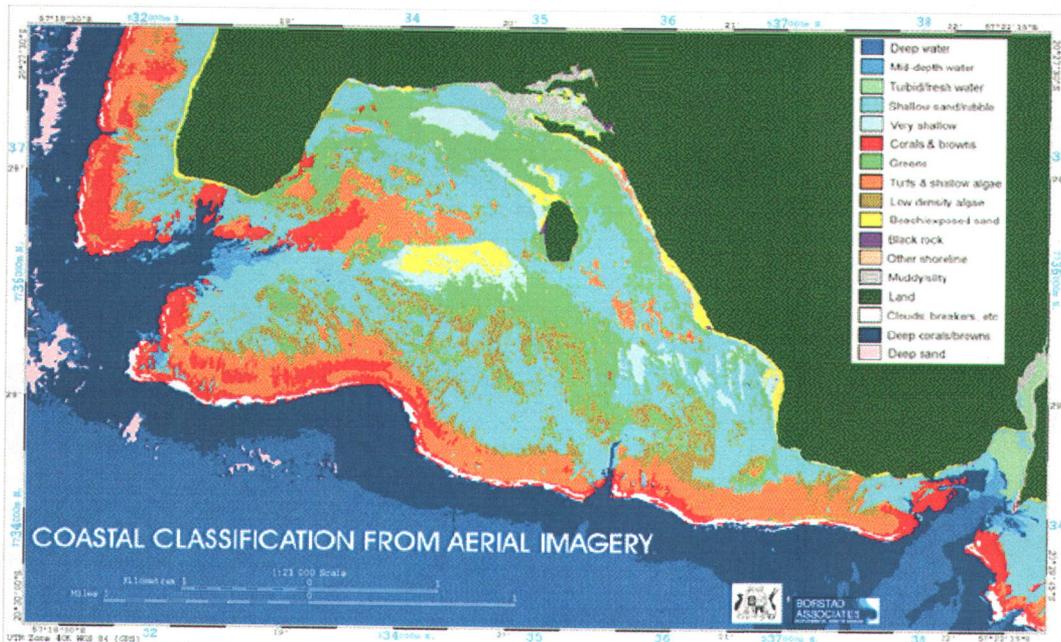


Figure 2.12 – Classification benthique côtière du sud-ouest de l'île Maurice (d'après Smith *et al.*, 2000).

D'autre part, le *SHOALS* permet de produire des images de pseudo-réflexivité (Lee et Tuell, 2003) des fonds sous-marins, en assignant des algorithmes correcteurs aux paramètres du signal laser retour. Cependant, ces informations doivent être traitées en regard des réflectivités théoriques issues de relevés géoréférencés de terrain (Wozencraft *et al.*, 2003). Ces calibrations radiométriques sont loin d'être exhaustives, d'où la pertinence de faire des relevés au sol afin de calibrer les données aéroportées. Par ailleurs, comme nous l'avons vu précédemment, les images hyperspectrales obtenues à partir du *CASI-2* permettent d'avoir une valeur de réflectivité *in situ*. Ainsi, Tuell et Park (2004) ont pu identifier visuellement des aires homogènes benthiques (Figure 2.13c). À ces habitats, ils ont pu estimer (i) les coefficients d'atténuation diffuse spectrale grâce à la bathymétrie dûment acquise par le *SHOALS* (Figure 2.13a), (ii) le patron de réflectivité additive de la colonne d'eau, et (iii) la réflectivité du fond pour chaque parcelle homogène (Figure 2.13b). Les paramètres estimés pour ces parcelles furent ensuite

utilisés comme points de contrôle de l'interpolation des surfaces. L'application de ces paramètres aux images CASI-2 permet de normaliser l'intensité et d'obtenir de nouvelles images de pseudo-réflectivité afin d'établir une classification géologique et biologique (Figure 2.13d et e). Ainsi, la synergie du *SHOALS* et du *CASI-2* est capable de générer des informations de précision pour cartographier les habitats benthiques mais aussi de caractériser les propriétés optiques inhérentes de la colonne d'eau.

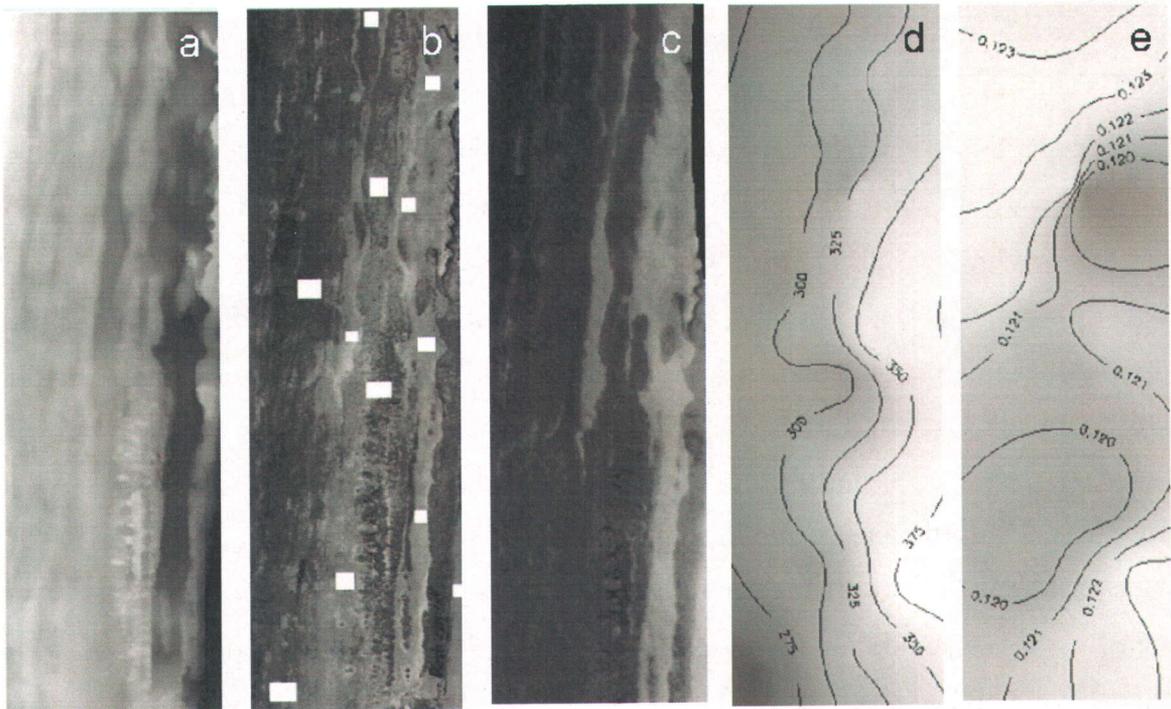


Figure 2.13 – Images de (a) bathymétrie issue du *SHOALS*, (b) pseudo-réflectivité benthique issue du *SHOALS*, (c) la réflectivité benthique du *CASI-2*, (d) l'application du L_{water} (534 nm) à l'image du *CASI-2*, et (e) application du K (534 nm) à l'image du *CASI-2* (d'après Tuell et Park, 2004).

L'ensemble des applications précédemment mentionnées, quelque soit la thématique de recherche, ont utilisé le *SHOALS* pour sa compétence à évaluer, de manière précise, la bathymétrie, excepté celles de Lee et Tuell (2003) et Tuell et Park (2004), qui ont exploité l'intensité. En s'appuyant sur l'équation du spectre laser (Éq. 1),

$$P_R = \frac{(m)P_T\eta\rho F_P A_R \cos^2 \theta}{\pi(n_w H + D)^2} e^{-2n(s, \omega, \theta)kD \sec \phi}, \quad (\text{Éq. 1})$$

où (m) est le facteur empirique utilisé pour tenir compte des pertes dues à l'air et au système ; P_T , la puissance transmise ; η , les pertes dues à la combinaison optique transmetteur/récepteur ; ρ , la réflectivité du fond benthique ; F_p , les pertes dues à l'insuffisance du *Field Of View* ; A_R , la taille de l'empreinte à l'interface air-eau ; θ , l'angle nadiral du *LiDAR* ; n_w , l'indice de réfraction de l'eau ; H , l'altitude du *LiDAR* au dessus de l'eau ; D , la profondeur ; $n(s, \omega_0, \theta)$, le facteur d'étirement de la pulsation, qui correspond à la suppression de l'eau sur le signal due à la dispersion temporelle ; s , le coefficient de dispersion ; ω_0 , l'albédo de dispersion unique ; k , le coefficient d'atténuation diffuse de l'eau ; et φ , l'angle nadiral du *LiDAR* subaquatique, il est stipulé que l'intensité est une fonction (i) des caractéristiques de l'émetteur et du récepteur, (ii) des effets atmosphériques et (iii) de la section-cible du laser. Le corollaire indique que la section-cible du laser est une fonction de la réflectivité de la cible à la longueur d'onde du laser. En conséquence, l'intensité est à relier à la réflectivité, qui est une propriété intrinsèque de la cible. Lee et Tuell (2003) ont utilisé les paramètres du pic du signal retour provenant des données de longueurs d'onde du *SHOALS*, puis après l'avoir normalisé à la sortie du système, ils ont appliqué un modèle radiométrique pour relier les paramètres des capteurs à une estimation de la réflectivité benthique. Ainsi, en superposant l'image de la pseudo-réflectivité obtenue avec le MNT, premier produit du *SHOALS*, on obtient une cartographie des environnements benthiques en trois dimensions (**Figure 2.14**). Très récemment, Narayanan *et al.* (soumis) ont évalué le rapport des valeurs de pseudo-réflectivité voisine, spatialement. En s'appuyant sur le fait que les paramètres environnementaux et technologiques sont d'autant plus susceptibles d'être invariants qu'ils sont proches (autocorrélation spatiale), la *Réflectivité Benthique Relative* illustre les changements benthiques, à travers la variation d'intensité du pic du fond, entre points *LiDAR* voisins. Au-delà de l'intensité du pic benthique, un éventail d'informations liées au substrat marin subsiste. Kuus (2008) a ainsi tenté de cartographier le fond marin, non plus sur la base de l'intensité maximale du fond, mais sur la hauteur et la largeur du signal benthique relativement à la pente d'atténuation. Dans la même veine, Cottin (2008) s'est attelé à extraire de nouveaux paramètres descriptifs du signal, à savoir : asymétrie, aplatissement, longueur de la courbe, longueurs côtés droit et gauche, angles droit et gauche. La confrontations statistiques des valeurs prises par ces variables lui a permis

d'obtenir de 12 à 3 faciès sédimentaires, dont les pourcentages de bonne classification étaient de 17 à 55%, respectivement.

Les systèmes *LiDAR* se sont donc érigés en outil de prédilection pour les applications écologiques intertidales, d'une part, et infralittorales, d'autre part. Or, une des qualités majeures du système *SHOALS* réside dans ses potentialités de produire des cartes synoptiques détaillées et continues de la frange côtière à l'échelle régionale, en un seul relevé (Wozencraft *et al.*, 2002). Cette technologie répond judicieusement à la demande de Mayer *et al.* (2004) : "for most coastal zone management activities, the single biggest need is a continuous map of the Earth's surface that extends from the land through the shoreline and beneath the water". Sur le théâtre littoral, l'ubiquité de prospection de ce système évince, par conséquent, les autres technologies, ne pouvant, elles, que cartographier la partie terrestre ou marine, exclusivement (**Figure 2.15**). Ainsi, l'exploitation de cette ubiquité dédiée aux applications écologiques conviendrait remarquablement à « réconcilier » la cartographie des habitats littoraux.

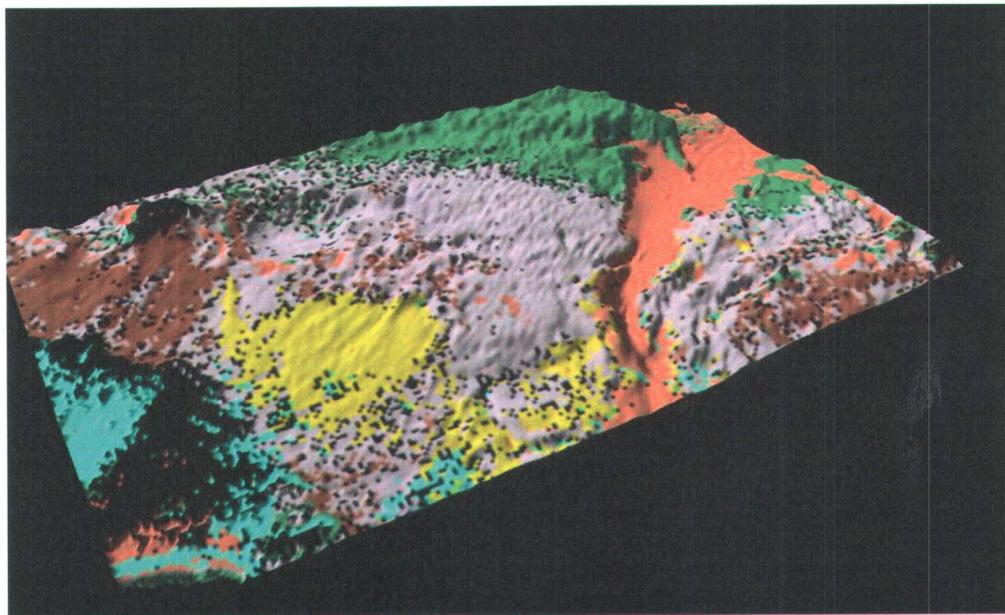


Figure 2.14 – Drapé de l'image de pseudo-réflexivité colorée sur le MNT: orange = sable; vert = herbier; violet = terrasse vierge; jaune = terrasse colonisée; marron = macroalgues (50-90%); bleu = macroalgues (10-50%) et noir = non classifié (d'après Lee et Tuell, 2003).

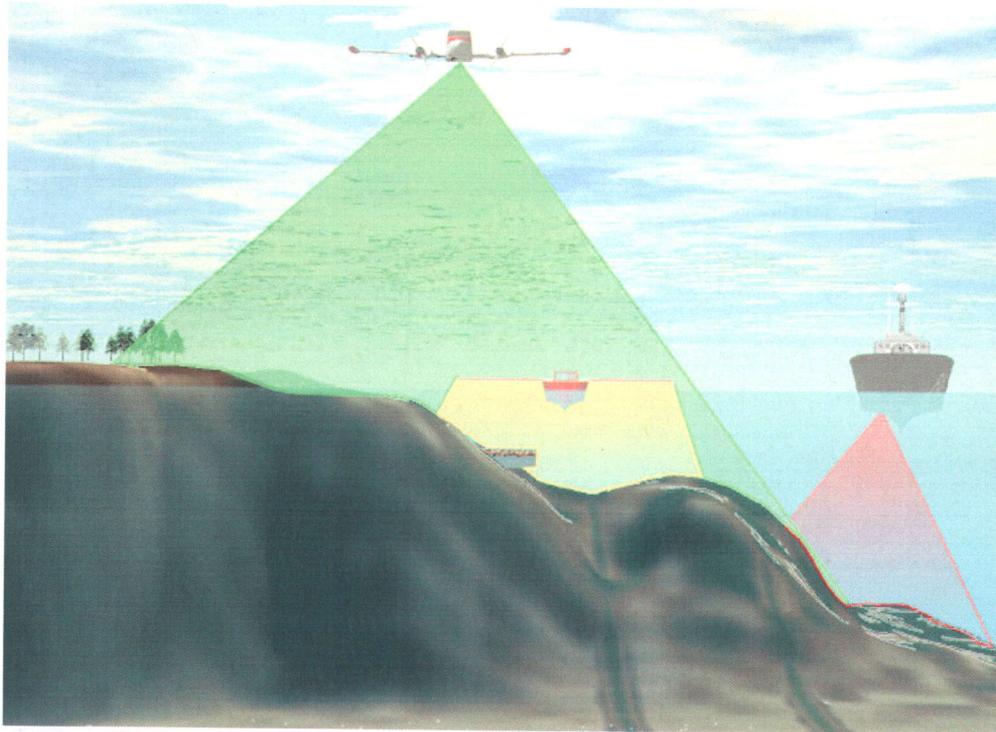


Figure 2.15 – Diagramme schématique de la zone de couverture du *LiDAR* ubiquiste, des échosondeurs et sonars multifaisceaux. L'emphase est mise sur la couverture en continu du littoral, intertidal et infralittoral (d'après Optech, 2004).

Chapitre 3. Adaptation et développements du *LiDAR* ubiquiste pour la cartographie des habitats intertidaux et infralittoraux de la Baie des Chaleurs (Gaspésie, Québec, Canada)

Ce chapitre présente une discussion générale basée sur les articles présentés dans la deuxième partie de cette thèse. Tout au long de la discussion, l'article dont il est question est cité. Tout d'abord, la description des variables environnementales, à l'échelle régionale, conduit à camper l'écologie de ces habitats littoraux. Puis, la méthodologie d'acquisition des données générales et stationnelles est évoquée. Enfin, les discussions et perspectives sont organisées selon l'étage littoral étudié : infralittoral, intertidal et la jonction des deux.

3.1 Description générale des paramètres environnementaux

3.1.1 Situation géographique

L'étude a été effectuée en Gaspésie, sur la rive nord de la baie des Chaleurs (**Figure 3.1**), à l'est de la province du Québec (Canada) dans le sud du golfe du Saint-Laurent. La baie des Chaleurs s'étend sur une longueur de 180 km et une largeur moyenne de 38 km, sa largeur maximale étant de 45 km entre Bathurst (Nouveau Brunswick) et Bonaventure. Sa superficie totale est de 5670 km² (Syvitsky, 1992).

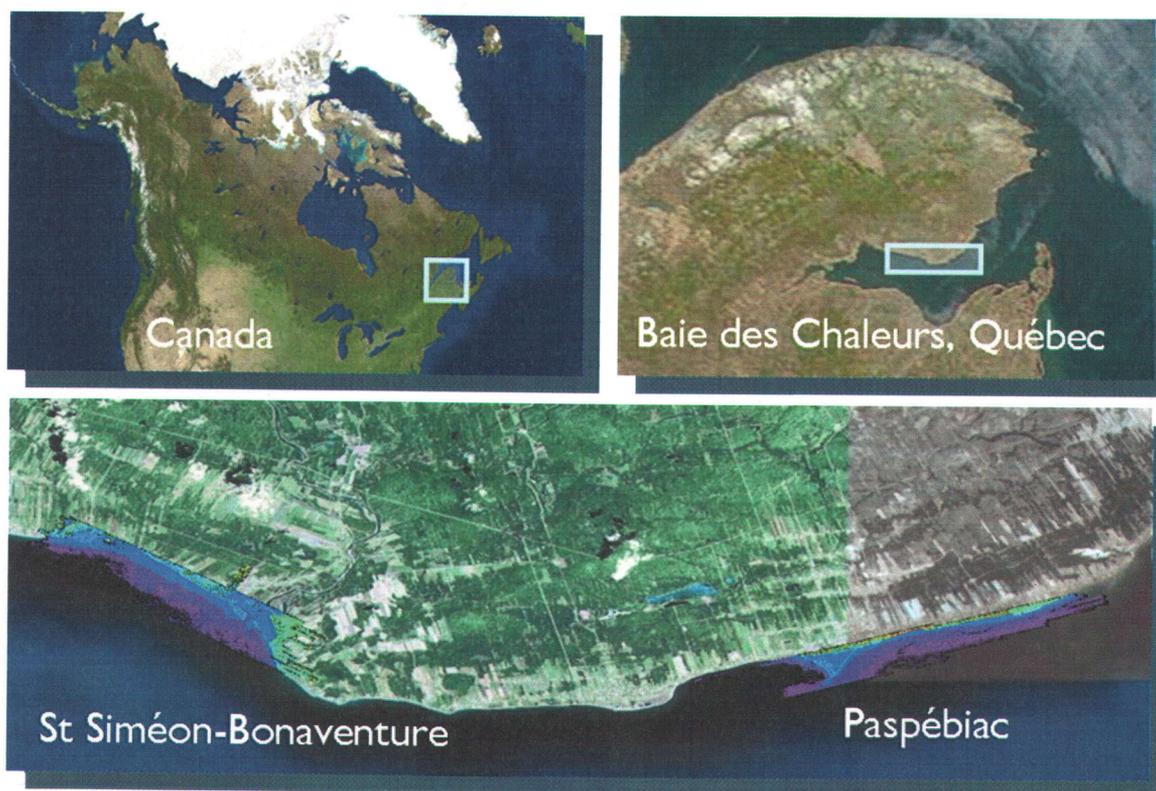


Figure 3.1 – Localisation des deux sites d'études, Saint-Siméon - Bonaventure et Paspébiac, Baie des Chaleurs, Gaspésie méridionale, Québec, Canada. MNT drapés sur une image satellitaire (Google Earth inc., 2009)

Les communes littorales de Bonaventure (N48°03', W65°30') et de Paspébiac (N48°03', W65°15') constituent les sites d'investigation. Les MNT, correspondant aux zones prospectées par le *SHOALS*, ont été drapées sur une image optique satellitaire (Google Earth inc., 2009).

3.1.2 Contextes géologique et géomorphologique

Cette région fait partie de la province structurale des Appalaches et est constituée de trois assemblages chronologiques distincts, comprenant principalement des roches sédimentaires et accessoirement des roches métamorphiques et ignées (Daigneault, 2001). Ces trois assemblages chronologiques sont (Malo, 1994): 1. Précambrien à Cambro-Ordovicien ; 2. Siluro-Dévonien ; 3. Carbonifère. En plus de ces roches du Paléozoïque, les sédiments non consolidés sus-jacents de la phase finale du Quaternaire sont bien présents.

3.1.2.1 *Les roches sédimentaires*

Les roches affleurantes sur la zone étudiée du littoral de la rive nord de la baie des Chaleurs appartiennent principalement aux roches de l'orogénèse appalachienne (Jutras *et al.*, 2003), plus précisément de la formation de Bonaventure. Les sites de Saint-Siméon et Bonaventure présentent les roches sédimentaires de cette formation. Par contre, à l'embouchure de la rivière Bonaventure, la formation de la Pointe Sawyer est déposée en discontinuité sur la formation de Bonaventure, qui affleure. Plus à l'est, la formation de Saint-Jules, précède à la formation de Bonaventure et forme les roches des falaises de Paspébiac. Les successions similaires de clastites continentales rouges ont eu pour conséquence que cette formation a auparavant été méprise comme faisant partie de la formation de Bonaventure (Jutras et Prichonnet, 2002).

Les roches qui affleurent sur le littoral de la baie des Chaleurs, principalement au sein des falaises, sont des roches litées horizontalement et formées principalement de clastites grossières de couleur rouge, *i.e.*, des conglomérats, grès, siltstones et mudstones (**Figure 3.2**). La bordure littorale de la baie des Chaleurs est peu élevée, généralement inférieure à 150 mètres. Les falaises ont une hauteur moyenne d'environ 5 m, mais présentent une grande variabilité s'échelonnant de 3 à 50 m.

3.1.2.2 *Les dépôts quaternaires*

Au Quaternaire, la topographie de la péninsule gaspésienne a considérablement été remodelée par la succession de plusieurs calottes glaciaires continentales qui ont occasionné érosion, charriage et déposition d'une importante quantité de matériaux meubles (Hocq et Martineau, 1994).



Figure 3.2 – Alternance typique de conglomérats et de grès rouges de la formation de Bonaventure (secteur de Paspébiac à gauche et secteur de Saint-Godefroi à droite) (d'après Xhardé, 2007; photos de M. Boucher).

Les dépôts quaternaires retrouvés dans la baie des Chaleurs témoignent des mouvements relatifs du niveau moyen au cours de l'Holocène. Les variations du niveau marin modélisées par Quinlan et Beaumont (1992) révèlent que le golfe du Saint-Laurent présente toutes les étapes d'un mouvement eustatique. Par exemple, le côté est de l'île du Prince-Édouard a subi la remontée marine de l'Holocène tandis que la région de Rimouski a connu un rebond isostatique provoquant une baisse relative du niveau marin de plus de 140 m. La baie des Chaleurs se situant entre ces deux régions constitue un stade intermédiaire comparable au côté ouest de l'île du Prince-Édouard. Ce dernier site met en évidence qu'entre 12 000 BP et 8 000 BP le rebond isostatique consécutif à la fonte de la dernière calotte glaciaire a généré une baisse relative du niveau marin de 15 m à 20 m. Par la suite, entre 8 000 et 4 000 BP, la transgression marine mondiale s'est progressivement ralentie et à ramener le niveau marin de -20 à -2 m pour ensuite se stabiliser et atteindre le niveau marin relatif actuel.

Les travaux récents de Forbes *et al.* (2004) proposent une remontée marine de l'ordre de 15 m sur la côte sud de la baie des Chaleurs. Ces fluctuations du niveau marin relatif ont pour conséquences de déposer différents types de sédiments et de modifier l'agencement des différents habitats en zone littorale.

3.1.2.3 *Le système côtier actuel*

Le système côtier actuel de la baie des Chaleurs est formé de dépôts de haut niveau marin et de régression. Ces dépôts visibles à l'ouest du site de Maria et au sud-ouest du site de Cap d'Espoir sont constitués de dépôts fluvio-glaciaires. Les unités géomorphologiques du littoral sont le reflet des sédiments disponibles. Ces sédiments meubles subissent également une érosion et forment les cordons, les flèches, les barachois et le littoral de Bonaventure (**Figure 3.1**). Les faciès sédimentaires sont souvent absents sur l'arrière plage. Lorsqu'ils sont présents, ils sont formés de sédiments fluvio-glaciaires hétérogènes (silts, sable et graviers). La proportion de sable reste toujours très faible et aucune plage ou dune sableuse univoque ne forme l'arrière-plage. Les sables fluviaux actuels ne constituent pas une source sédimentaire significative puisque les rivières se jetant dans la baie des Chaleurs ne charrient pas une quantité importante de sédiments. La plage, généralement étroite, est constituée d'un mélange de sable et galets en surface et d'une base de galets. Des bermes de matériaux grossiers (sable et galets) sont aussi fréquentes. La couverture sableuse est généralement discontinue et ne dépasse pas quelques centimètres d'épaisseur. L'avant-plage ou plage marine est composée de sable et de galets provenant de l'érosion du littoral et de la couche sédimentaire de remaniement mise en place lors de la transgression marine.

Le secteur de Paspébiac, localisé à environ 20 km de Bonaventure, couvre 8 km dans la direction ouest-sud-ouest est-nord-est (**Figure 3.1**). Sa principale caractéristique provient de la présence d'un vaste barachois sans apport de rivière formé par deux flèches sableuses, constituées de sable grossier et de graviers et délimitant une lagune triangulaire (Renaud, 2001) (**Figure 3.3**). Le substratum rocheux affleure au niveau de l'embouchure du marais de Saint-Godefroi sur lequel des champs de laminaires se développent, là où une faible couverture sédimentaire sableuse y a pris place. Au large de la pointe Huntington, s'est mis en place un ancien delta régressif présentant de cliniformes de progradation observables lors de relevés de géophysiques effectués l'été 2005 (Long, comm. pers.). Ce delta présente une rampe d'érosion due à l'action des vagues sur laquelle se concentrent du matériel grossier avec des structures d'érosion. Cette concentration est le résultat de l'érosion et du transport des sédiments fins ainsi que de la concentration sur

place des éléments grossiers provenant de la matrice du delta érodé. Un transport sableux se fait d'est en ouest, sous l'action de la houle d'est, le long de la côte alimentant le barachois. Un transport de graviers et de galets plus localisé et de moins grande importance est également présent. De part et d'autre du barachois, un système de barres d'avant-côte se met en place sous l'action des houles. Un courant de dérive littorale entraîne une migration de direction sud-ouest de l'entrée du marais de Paspébiac. La pointe ouest du barachois est prolongée par une flèche sableuse immergée de faible profondeur (infralittorale). Cette flèche évolue au cours des ans et prograde sur des sédiments plus fins de type silts et sables, qui formaient le faciès profond du système transgressif. Ce secteur, particulièrement dynamique, présente des migrations annuelles importantes du trait de côte à raison de 3 m (Renaud, 2001). Par le biais des processus érosifs, une grande diversité d'environnements littoraux existe, *i.e.*, barachois, lagune, plages, talus et falaises sédimentaires.

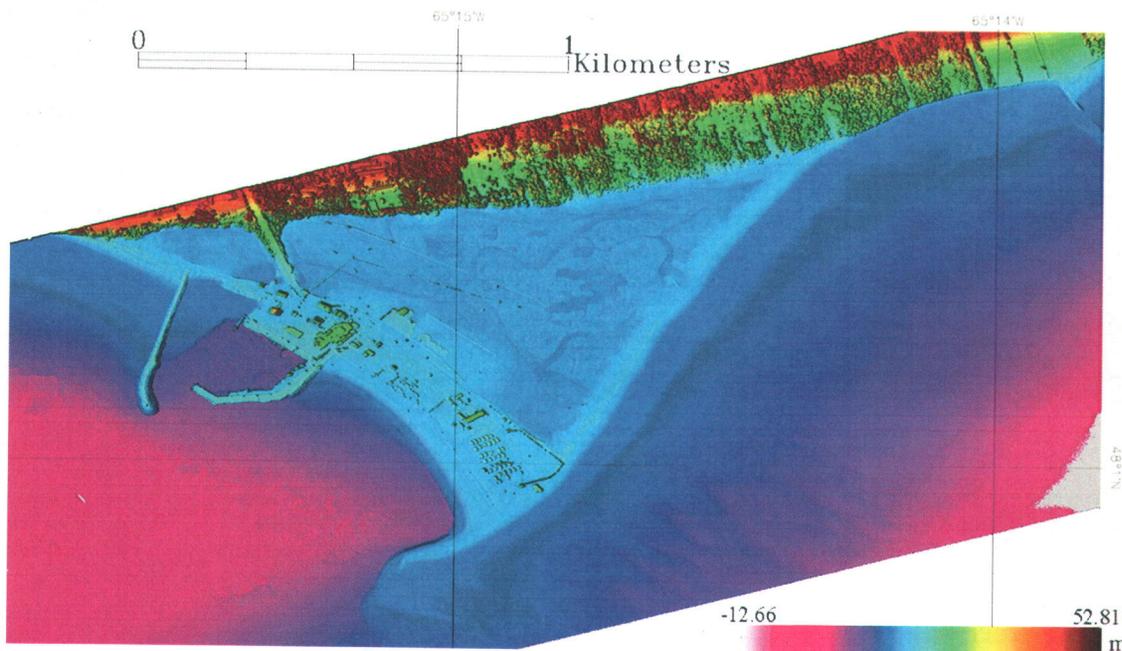


Figure 3.3 – Barachois de Paspébiac. Ce triangle est constitué de deux flèches sableuse et circonscrit un marais interne drainé de chenaux et marelles (MNT ubiquiste du relevé *SHOALS*). La résolution équivaut à 1 m.

Le secteur de Saint-Siméon - Bonaventure est situé à 90 km en aval de l'embouchure de la Rivière Restigouche, au centre de la Baie des Chaleurs (**Figure 3.4**). Il est limité à l'ouest par le Ruisseau Leblanc et à l'est par le barachois de Bonaventure. L'ensemble correspond à une côte plus ou moins rectiligne de 17 km interrompue par un marais. Elle

est orientée nord-ouest sud-est et se caractérise par (i) une succession de talus constitués soit de matériaux cohésifs contenant une forte proportion de matériel fin tel que des argiles soit de matériaux non cohésifs et granulaires (sable, gravier), (ii) un cordon littoral à Saint-Siméon-est bordé par barchois peu élevé délimitant une zone intertidale et correspondant à un marais, (iii) un barchois bien développé à l'embouchure de la Rivière Bonaventure constitué de sédiments grossiers (sable, graviers) provenant de l'érosion des falaises situées plus à l'est, (iv) des falaises de microgrès et de conglomérats stratifiés à faible pendage facilement érodables d'une hauteur de 10 mètres environ (**Figure 3.4**). Le substratum rocheux affleure à l'ouest du marais de Saint-Siméon entre le marais et Ruisseau-Leblanc. Un transport de sable, graviers et boues localisés au niveau des talus à l'ouest existe. Un transport sédimentaire sableux borde le barchois de Saint-Siméon, qui alimente cette flèche sableuse en cours de sédimentation (Long et Desrosiers, 2006). Entre le barchois et l'embouchure de la rivière Bonaventure, un transport sédimentaire de sable, sous l'action de la houle, alimente les flèches qui barrent l'estuaire. Ce secteur constitue un excellent paradigme de zone intertidale.

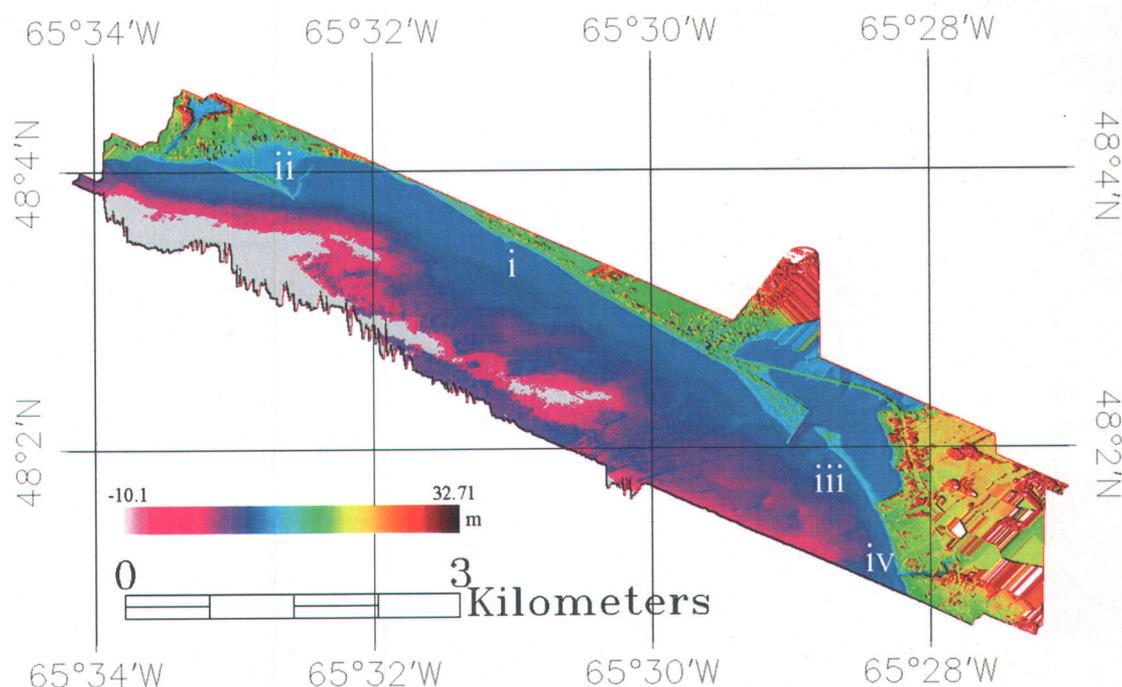


Figure 3.4 – Secteur de Saint-Siméon - Bonaventure. MNT ubiquiste basé sur le relevé *SHOALS* 2006. Les chiffres romains se réfèrent (i) au talus, (ii) au marais, (iii) au barchois, et (iv) aux falaises. La résolution équivaut à 2 m.

3.1.3 Contexte hydrodynamique

La baie des Chaleurs constitue le quatrième estuaire en importance de l'est du Canada (Syvitski, 1992). Cet estuaire s'étire sur une longueur de 180 km et sur une largeur maximale de 38 km couvrant ainsi une superficie totale de 5670 km². La profondeur maximale atteinte à la limite externe est de 135 m (Renaud, 2001).

3.1.3.1 *La marée*

Les marées de la baie des Chaleurs sont mixtes, de type semi-diurne et sont influencées par la position des deux points amphidromiques situés au sud des îles-de-la-Madeleine (onde semi-diurne) et au large de l'île-du-Sable (onde diurne). L'étude des sédiments et des assemblages microfaunistiques a mis en évidence que les conditions océanographiques actuelles de la baie des Chaleurs sont les mêmes que celles qui prévalaient il y a 5 000 ans (Syvitski, 1992). Les données de marées à l'intérieur de la baie des Chaleurs sont obtenues à partir des données de Pêches et Océans Canada (Table des marées et courants du Canada 2003 et 2004, volume 2, golfe du Saint-Laurent) puisqu'aucun marégraphe n'est en opération dans cette région. Le port de référence est celui de Pointe Saint-Pierre, située à l'extérieur de la baie, près de Percé.

La marée s'amplifie au fur et à mesure qu'elle avance dans la baie des Chaleurs. Le marnage, ou l'amplitude de la marée, en morte eau varie de 1.09 m à Cap d'espoir (partie orientale de la baie), à 1.89 à Carleton et atteint 2.22 m à Cambelton (extrémité ouest de la baie). En vive eau, le marnage peut atteindre respectivement 1.56 m, 2.67m et 3.21 m.

3.1.3.2 *Les houles*

À l'est, la baie des Chaleurs subit l'influence du régime des houles provenant du golfe du Saint-Laurent. En pénétrant dans la baie, l'influence provient de plus en plus des houles locales. À l'entrée de la baie des Chaleurs, le régime des houles dominant est celui qui contrôle le golfe du Saint-Laurent. La hauteur significative de la houle de tempête est de 2.1 mètres et sa période est de 9 secondes. Durant les tempêtes exceptionnelles, à

l'entrée de la baie, les houles extrêmes peuvent atteindre 4.9 m de hauteur significative et 9 secondes de période (Syvitski, 1992). Les tempêtes peuvent également entraîner des surcotes. Une étude exhaustive a été effectuée par Forbes *et al.* (2004) sur les variations du niveau marin relatif depuis le début du siècle sur l'île du Prince Édouard. Lors de trois tempêtes tropicales majeures (janvier 2000 : 951 hPa, octobre 2000 : 979 hPa et novembre 2001 : 958 hPa) qui sont remontées le long des provinces Atlantiques, des surcotes de plus de 1.5 m ont été observées; elles ont atteint 2.0 m en janvier 2000, 1.5 m en octobre 2000 et 2.2 m en novembre 2001 à l'île-du-Prince-Édouard. Ces surcotes étaient accompagnées de houles significatives de 7 m et de 13.3 secondes de période en octobre 2000. Cette étude montre qu'en moyenne 5 surcotes par an ont été mesurées depuis 1950. Ces surcotes peuvent exceptionnellement atteindre 1.3 m de hauteur et sont généralement comprises entre 0.6 et 0.9 m.

3.1.4 Les conditions climatiques et météorologiques

Les données de vent utilisées pour cette étude proviennent de la station météorologique de New-Carlisle qui est situé dans la partie est de la baie des Chaleurs. Elles ne sont pas totalement représentatives de l'ensemble de la baie car un effet de couloir modifie grandement les vents à l'intérieur de la baie. Néanmoins, ces données sont utiles pour décrire les conditions météorologiques qui prévalent sur les différents sites d'étude. À l'intérieur de la baie des Chaleurs, les vents dominants proviennent de l'ouest et du nord-ouest pendant plus de la moitié de l'année (Renaud, 2001). Les vents importants qui sont à l'origine de l'érosion côtière de la rive gaspésienne de la baie proviennent de l'est et du sud-est. Ces vents ont une fréquence de 14 % et possèdent une intensité suffisante pour générer des clapots de 1.5 m de hauteur significative et de 3 secondes de période. Lors des tempêtes extrêmes, ces vagues peuvent atteindre 2.5 m de hauteur significative et 7 secondes de période. Ces vagues ont la capacité de remanier le fond marin jusqu'à une profondeur de 5 m. En plus de la formation des vagues, l'action des vents provoquent formation de courants de cisaillement à la surface de l'eau. La vitesse du courant produit par les vents est estimée à 3 % de la vitesse du vent et jusqu'à 5 % en zone littorale. Ainsi, un vent qui atteint une vitesse supérieure à 15 km/h peut créer

un courant susceptible d'entraîner des sédiments sableux. Ce phénomène est à l'origine d'un transport sédimentaire important dans les zones protégées du nord de la baie des Chaleurs comme les baies de Maria ou de Newport.

3.2 Acquisition des données : de l'échelle zonale générale à l'échelle stationnelle

3.2.1 Le relevé *LiDAR*

La campagne aérienne a été réalisée les 1 et 3 juillet 2006 pour deux secteurs situés sur la côte nord de la Baie des Chaleurs. Ce début d'été fut retenu car c'est le moment adéquat pour la réalisation de relevés des habitats benthiques dans cette région : les couvertures de glace et de neige sont inexistantes, la végétation s'est bien développée et les conditions météorologiques sont, en moyenne, clémentes. Le relevé a été effectué sur deux journées en raison des fenêtres de disponibilité sans averses. Afin d'éviter une perte inutile de temps lors des virages de repositionnements sur la grille de vol, l'avion prospecta les deux sites d'intérêt dans la même journée en interpolant une ligne de vol de l'un avec une autre ligne de vol de l'autre.

Les relevés *SHOALS* sont effectués par la société Optech inc. au moyen du système *SHOALS-3000* utilisant quatre composants majeurs.

➤ Le capteur *LIDAR* : englobant les deux sources laser, le scanner, les interfaces de numérisation et digitalisation du signal ainsi qu'une caméra numérique couleur. À noter que cette dernière enregistre des images orthorectifiées, à la fréquence de 1 Hz et bénéficie d'une résolution de 25 cm par pixel à une altitude de 400 m. De plus, dans le but de maintenir une température précise, *i.e.*, $37 \pm 2^\circ\text{C}$, malgré les variations environnementales et internes, est implanté un circuit fermé de refroidissement dans lequel s'écoule une solution *Optishield Corrosion Inhibitor* de 50/40/10 éthylène/glycol/eau (Optech, 2004). Ainsi, l'énergie attribuée à l'impulsion laser reste homogène en dépit des fluctuations thermiques environnantes.

➤ *Power Distribution Unit (PDU)* : il s'agit du groupe d'alimentation énergétique du système.

➤ *Aircraft Positioning System (APS)* : composé de la centrale inertielle (*IMU*) mesurant le cap, le tangage et le roulis de l'aéronef à 200 Hz et des deux systèmes de positionnement à 1 Hz, le *DGPS* et le *Kinematic GPS (KGPS)*. Le *KGPS* apporte une précision inférieure à 5 cm alors que l'exactitude du *DGPS* avoisine 20 cm. De plus, le *KGPS*, grâce à son positionnement dans les trois dimensions, s'affranchit des contraintes du niveau de la surface de l'eau alors que le *DGPS* nécessite la connaissance des flux de marée pour corriger la position verticale de l'aéronef. En revanche, l'utilisation du *KGPS* n'est valable qu'avec la référence d'un repère géodésique terrestre de premier ordre et requiert un traitement ultérieur tandis que le *DGPS*, en phase porteuse, ne demande aucune balise terrestre et le calcul des positions s'effectue en temps réel. Ce calcul différentiel peut s'opérer à l'aide (i) d'une station fixe, (ii) de la radio ou (iii) des satellites.

➤ *System Control And Data Acquisition (SCADA)* : est la pierre angulaire du *SHOALS*. Il contrôle, d'une part, les lasers et, d'autre part, l'enregistrement des données. Ce composant central se constitue d'un ordinateur, d'une unité de stockage des données et d'un moniteur afin que le pilote visualise les lignes de vol, préalablement définies. Effectivement, Optech (2004) a conçu un logiciel de planification des tâches et paramètres, *i.e.*, lignes directrices et altitudes des survols, salinité et turbidité de l'eau. Après la phase d'acquisition des données, elles subissent des analyses et des corrections qui sont, pour la plupart du temps, relatives aux positionnements. Il s'agit, actuellement, de la phase la plus laborieuse du traitement, le rapport temps de vol / traitement des données est proche de l'unité.

3.2.1.1 Paramètres communs aux deux modes

La largeur du couloir est fonction de l'altitude (h) et peut s'ouvrir jusqu'à $0.75 \times$ altitude. La forme du balayage antérieur est en arc de cercle décrivant un angle de 20° . Le balayage typique vaut 300 m. Deuxièmement, la densité des points peut varier de $2 \times 2 \text{ m}^2$ à $5 \times 5 \text{ m}^2$ par incrémentation unitaire. La vitesse de vol s'échelonne de 125 à 260 nœuds.

3.2.1.2 *Le mode hydrographique*

Le laser du *SHOALS-3000* est destiné aux relevés bathymétriques. Il s'agit d'un *Nd:YAG* (Guenther *et al.*, 1996b), il émet deux faisceaux colinéaires de 1064 nm et 532 nm de longueurs d'onde. La première λ est la fondamentale et se situe dans l'infrarouge, dont le but est de détecter la surface de l'eau, car largement réfléchi. La seconde λ , moitié de la précédente, est produite par un cristal générateur de deuxième harmonique, localisée au niveau de la tête du laser, et rayonne dans le spectre vert destiné à reconnaître le fond benthique. La fréquence de ce laser atteint 3 kHz et l'énergie totale est 7,5 mJ répartie distinctement entre l'infra-rouge (3,5 mJ) et le vert (4 mJ). La durée de vie du laser approche les 2 milliards d'impulsions. Au fur et à mesure de l'utilisation du laser, une augmentation du gain est requise pour maintenir constante l'énergie du laser. La divergence des faisceaux est fonction de l'altitude de vol et est soumise à des contraintes sanitaires (humains, cétacés,...) compte tenu des radiations. Ainsi, le seuil limite inférieur de vol est de 209 m pour une divergence de 5 mrad et de 282 m pour une divergence de 3.7 mrad. Si l'aéronef dépasse malencontreusement cette barrière, l'émission du laser est automatiquement stoppée. Les profondeurs minimale et maximale atteintes sont, respectivement, 0.2 m et 50 m. Les précisions de mesure de profondeur et horizontale sont 25 ± 1 cm et 2.5 ± 1 m. Pour la reconnaissance hydrographique, l'altitude de vol se situait à 400 m pour une densité de 4 x 4 et, au-dessus des zones de prospections stationnelles, *i.e.*, zones de haute densité, l'altitude s'abaissa à 300 m pour une densité de 2 x 2. Le nombre de points récoltés atteint 53 824 576.

3.2.1.3 *Le mode topographique*

Le laser dévolu aux acquisitions topographiques émet un faisceau infrarouge de λ de 1064 nm. L'énergie maximale produite est 20 mJ, sa fréquence est de 20 kHz et la durée d'émission d'une pulsation s'élève à 8 ns. La divergence du faisceau est fixée à 0.5 mrad pour toute altitude supérieure à 200 m. Le diamètre du faisceau à la sortie du laser est de 0.5 mm. Les précisions verticale et horizontale sont, respectivement, 25 ± 1 cm et 2 ± 1

m. L'altitude de vol était à 800 m avec une densité de 1 x 1.2, collectant un nombre total de 25 491 200 points.

3.2.1.4 *Les formes d'onde retour*

Le *SHOALS-3000* est capable d'enregistrer les intensités laser retour, en apportant des informations sur les propriétés réfléchissantes des cibles. Chacun des 4 canaux reçoit sa propre forme d'onde pour chaque pixel. Les formes d'onde retour des canaux verts peuvent afficher au moins deux pics, *i.e.*, la surface et le fond, tandis que les formes d'onde de l'infra-rouge et de Raman, *i.e.*, rouge, présentent seulement un pic, la surface. Les formes d'ondes retour se caractérisent par une courbe graphique dont les axes des abscisses et des ordonnées constituent, respectivement, la durée du signal retour, en nanosecondes, et l'intensité de ce signal, en comptes photoniques, (**Figure 3.5**). Dans cet exemple extrait de la campagne aérienne 2006, le premier retour, tiret vertical jaune, indique la surface de l'eau, le second tiret en rouge marque l'arête d'une roche ou un objet pélagique à 3.73 m de bathymétrie, et enfin, le troisième tiret en bleu signale le fond benthique à 5.38 m de profondeur.

3.2.1.5 *Le traitement des données*

Les données délivrées par Optech inc. sont décomposées en deux types de fichiers : les fichiers *LAS* et les fichiers *INW*.

Le format *LAS* est le format standard des données *LiDAR*. Il comporte en particulier :

- les positions *GPS* (X, Y) des points de relevé ;
- la position verticale Z estimée à ce point de relevé, corrigée de l'altitude de l'avion ;
- le temps *GPS* au format numérique.

Le code de la structure (www.lasformat.org) de ce fichier est situé en appendice E.

Les fichiers *INW* sont des fichiers binaires créés par Optech inc. Ils servent à emmagasiner les formes d'onde, et ce par ligne de vol. L'entête comporte des informations sur :

- le début de l'acquisition sous forme d'étiquette de temps (*timestamp*), correspondant au temps écoulé depuis le 1^{er} janvier 1970 en microsecondes ;
- la fin de l'acquisition sous forme d'étiquette de temps ;
- le nombre d'enregistrements de points.

Le code de cette structure est fourni en appendice F.

La démarche entreprise pour l'extraction d'une région particulière est détaillée en appendice G. Il s'agit d'échantillonner la zone de travail en obtenant les points X, Y, Z et les formes d'onde concomitantes. Il est alors nécessaire de lier les fichiers *LAS* et *INW*, sur la base du temps *GPS* et de l'étiquette de temps, respectivement. Le code (Cottin, 2008 ; Labrie, com. pers.) a été placé en appendice H.

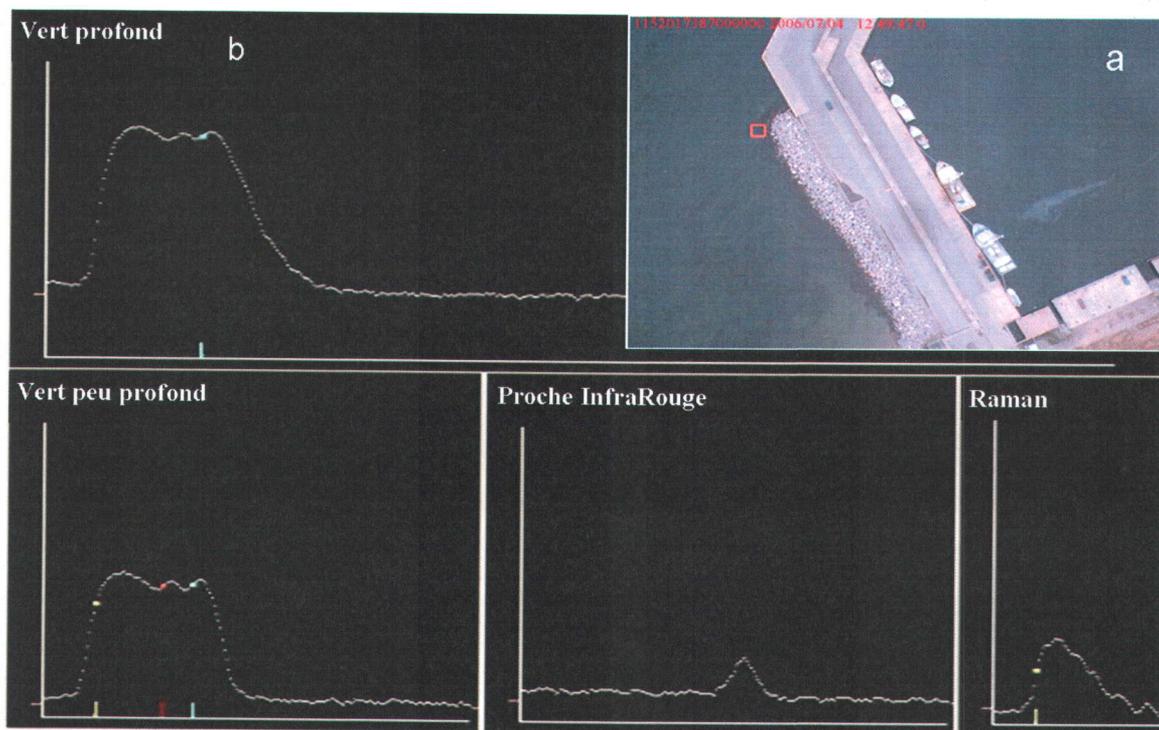


Figure 3.5 – (a) Orthophotographie littorale avec le pixel analysé ci-dessous. (b) Courbes d'intensités du retour laser pour les 4 canaux (ordonnées en comptes photoniques) en fonction du temps (abscisses en nanosecondes). Le premier retour, tiret vertical jaune, indique la surface de l'eau, le second tiret en rouge marque l'arête d'une roche ou un objet pélagique à 3.73 m de bathymétrie, et enfin, le troisième tiret en bleu signale le fond benthique à 5.38 m de profondeur (d'après Optech, 2004).

3.2.2 La campagne de terrain : échelle stationnelle

Les moyens déployés pour les stratégies d'échantillonnage et d'analyse doivent intégrer les contraintes inhérentes aux systèmes étudiés : variabilité, complexité et hétérogénéité qui s'expriment à différentes échelles spatio-temporelles. Le domaine littoral est en effet une mosaïque d'habitats eux-mêmes hétérogènes dans lesquels se développent des biocénoses. Ces communautés sont des systèmes complexes dynamiques régis par les forçages du milieu, les cycles biologiques de chaque espèce et les interactions biotiques (compétition, prédation). Dans ce contexte, il était nécessaire de sélectionner des biocénoses « témoins » sur des critères de représentativité, d'intérêt écologique ou patrimonial et de redéfinir des stratégies d'échantillonnage adaptées à leurs spécificités. Présidant à la validation et à la complémentarité de l'acquisition des données *SHOALS*, à l'échelle zonale générale, l'approche stationnelle permet de recueillir des données, selon des protocoles standardisés, sur des points géoréférencés appartenant à ces habitats sélectionnés.

Tous les échantillons et toutes les mesures ont été positionnés au moyen d'un *GPS* Trimble Pro XRS en mode différentiel et en mode phase porteuse (précision planimétrique, X et Y, moyenne : 0.3 m; précision verticale, Z, moyenne : 0.4 m). Le mode phase porteuse permet d'obtenir des précisions horizontale et verticale subdécimétriques qui permettront de corrélérer les positionnements stationnels avec ceux fournis par les données laser.

Au cœur de la mission qui s'est étalée du 19 juin au 5 juillet 2006, la campagne engloba (i) les acquisitions de données infralittorales et (ii) les mesures des variables intertidales, pour les deux sites. La méthodologie de ces acquisitions sera discutée au sein de leurs sous-chapitres respectifs, à savoir 3.3 et 3.4.

3.3 L'étage infralittoral

Les résultats inhérents à cet étage font appel au caractère bathymétrique du *LiDAR*, *i.e.*, λ verte (532 nm). Trois publications sont regroupées sous l'égide de ce sous-chapitre : la première (Collin *et al.*, 2008) se fonde sur une première classification des

habitats benthiques dérivée de la technologie *LiDAR* ; la deuxième (Collin *et al.*, 2009a) fait appel à l'intégration des statistiques spatiales et de filtres de texture dans la classification des habitats benthiques ; et la troisième (Collin *et al.*, 2009b) examine l'influence de la résolution spatiale sur la classification des habitats benthiques.

3.3.1 Vérités-terrain infralittorales

Compte tenu des prouesses bathymétriques du *SHOALS*, la caractérisation du milieu infralittoral au large de Saint-Siméon - Bonaventure et de Paspébiac s'avère de mise. Ainsi, 975 stations géoréférencées furent acquises en prospection océanographique. À chaque station, des prises vidéo furent effectuées grâce au Système d'acquisition d'image vidéo sous-marine haute définition, constitué d'une caméra vidéo numérique haute définition (5 Méga Pixels), munie d'une lentille « grand angle », Sony HDR-FX1, scellée dans un boîtier étanche. Deux lampes de 250 Watts permettaient d'ajuster la luminosité selon la turbidité de l'eau et la position de la caméra sur le fond. Le système était monté sur une structure de tétrapode, possédant une règle de référence afin d'évaluer la taille des composantes épimacrobenthiques. Ensuite, les images, de dimensions 45.8 cm x 92.1 cm, précédant le contact de la structure avec le fond ont été capturées et analysées dans le dessein d'établir des abondances relatives des divers matériaux biologiques et géologiques.

En outre, les stations furent choisies à travers un crible fondé sur la spécificité et l'homogénéité, à l'échelle du mètre. Nos décisions tinrent compte à la fois des précédents prélèvements sur le site de Saint-Siméon - Bonaventure (Long et Desrosiers, 2006) et des connaissances empiriques du capitaine du homardier.

L'analyse des données fut, ainsi, basée sur l'examen des captures numériques. Celui-ci fournit une matrice de travail qui fit l'objet d'une analyse du pourcentage de recouvrement par le biais d'un quadrillage virtuel de 10 carreaux par 10 lors du traitement de l'image (voir Collin *et al.*, 2008; Collin *et al.*, 2009a; Collin *et al.*, 2009b). Chaque image fut caractérisée par les pourcentages de chacune des 16 variables suivantes : Crustacea, Echinoidea, Annelida, Gastropoda, Asteroidea, Coquilles, *Fucus* spp., *Zostera*

marina, *Chondrus crispus*, *Laminaria* spp., *Chorda tomentosa*, *Polysiphonia* spp., Rochers > 256 mm avec algue encroûtante, Pavés > 64 mm, Galets > 4 mm, Sable > 0.06 mm. La procédure multivariée appliquée aux habitats bio-sédimentaires fut basée sur la mesure de dissimilarité de Bray-Curtis, mesurant le degré de différence de la structure des communautés (plus particulièrement la composition des communautés) entre les sites (Bray et Curtis, 1957). Ensuite, une ordination hiérarchique, sous forme de dendrogramme, permit de distinguer sept habitats benthiques pour l'ensemble des trois articles associés à ce sous-chapitre : *Laminaria* spp. sur la roche-mère, sable fin, Echinoidea sur pavé, Asteroidea sur roche-mère et pavé pour Collin *et al.* (2008), et *Laminaria* spp. sur galet, sable fin, pavé-galet avec *Laminaria* spp., *Z. marina* sur sable fin et galet, pour Collin *et al.* (2009a, 2009b).

Le traitement statistique des variables bio-sédimentaires associées aux stations était basé sur les pourcentages bruts, non transformés (Collin *et al.*, 2008; Collin *et al.*, 2009a; Collin *et al.*, 2009b). Or, certains jeux de données peuvent présenter une « vue étroite » de la structuration des habitats basée sur l'abondance de quelques habitats dominants, *e.g.*, sable fin. À l'opposé, la structuration des habitats peut être biaisée par une « vue large », reposant sur toutes les variables de l'habitat, et donnant trop de poids aux rares variables, *e.g.*, Asteroidea. Ainsi, une transformation des pourcentages des variables par la racine-carrée conduirait à établir un jeu de données plus « équilibré », situé entre les deux « vues » extrêmes, comme le suggère Clarke et Warwick (1994).

En tenant compte de ce biais statistique, les variables qui n'apparaissent qu'une seule fois ou qui n'étaient associées qu'à une seule station furent exclues de la matrice de dissimilarité (Collin *et al.*, 2008; Collin *et al.*, 2009a; Collin *et al.*, 2009b).

Toutefois, Collin *et al.* (2008) se distingue des deux autres articles (Collin *et al.*, 2009a et 2009b) par le nombre des stations analysées. Le premier article, fondé sur 40 stations, met en exergue des habitats à une échelle plus grande (au sens géographique) que celle employée dans les deux autres articles, fondés sur 339 stations. Des habitats dominés par Asteroidea apparaissent donc dans l'issue statistique. Or, ces habitats pourraient être qualifiés de sous-habitats à la lumière de ceux émanant des 339 stations, non pas dans une perspective d'espace car la résolution spatiale reste inchangée, mais

plutôt dans l'approche statistique. Il convient, par conséquent, de définir précisément l'échelle statistique à laquelle les structures et processus ont lieu. Cette notion d'échelle, si fondamentale à l'écologie du paysage, n'est donc plus simplement caractéristique de l'espace et du temps, mais aussi de l'effort d'échantillonnage.

Dans une certaine limite, les habitats décrits dans Collin *et al.* (2008, 2009a, 2009b) sont déterminés par leurs types de substrats. Une corrélation de la localisation de la zosténaie, *Zostera marina*, avec le sable fin est un fait saillant de Collin *et al.* (2009a, 2009b). Ainsi, les substrats sont couramment désignés comme un des facteurs environnementaux les plus importants pour expliquer la structuration des communautés benthiques (Thorson, 1971; Rhoads, 1976). Comme les espèces rencontrées dans nos travaux préfèrent vivre sur des types particuliers de sédiments, nous conjecturons que la distribution des sédiments est impliquée dans la discrimination des habitats benthiques, mais ne contrôle pas leur organisation spatiale. Newell *et al.* (1998) ont démontré que la composition des communautés benthiques n'est pas assujettie par les simples propriétés granulométriques du sédiment. La mobilité des particules et l'association des facteurs biologiques et chimiques opérant à long terme doivent être prises en compte (Newell *et al.* 1998). D'autres facteurs environnementaux sont aussi prédominants pour caractériser un habitat, comme la bathymétrie, la géomorphologie du fond, la complexité de l'habitat (voir 3.5), la vitesse du courant, l'apport alimentaire, la température, la prédation, et la perturbation anthropique (Kostylev *et al.*, 2001, 2003).

Les différences d'échelle, de résolution et des conventions de classifications des habitats empêchent le suivi précis et fidèle des organisations et des processus inhérents aux habitats. Le manque de standardisation et de coordination des données de la zone littorale conduisent les agences gouvernementales, la communauté de recherche, et le secteur privé à générer des nouvelles données et cartes pour pratiquement toutes les nouvelles études et initiatives, en dupliquant parfois les efforts (Mayer *et al.*, 2004). Il conviendrait donc de s'appuyer sur une norme internationale des divers types d'habitats littoraux, comme le font les classifications *EUNIS* (*EUropean Nature Information System*) de l'AEE, *NIWD* (*National Inventory of Wetland and Deepwater*), *NIE* (*National*

Inventory of Estuary) de la *National Oceanographic and Atmospheric Administration* (NOAA), le *Coastal Water Habitat Mapping* (CWHM) de l'*Australian Coastal Cooperative Research Center* (ACCRC), malheureusement restreintes aux juridictions administratives.

3.3.2 Forme d'onde benthique et classification

Les vérités-terrain infralittorales discriminées ont permis d'associer un habitat benthique à une signature statistique de la portion adéquate (**Figure 3.6**) du signal laser vert (532 nm).

Le signal « brut » enregistré subit trois traitements primordiaux avant son exploitation à des fins de classification benthique.

De prime abord, une déconvolution fut utilisée en tant que pré-traitement du signal. En effet, le signal enregistré au niveau du capteur s'apparente à une convolution entre la section efficace et la forme d'onde du système, définie elle-même comme la convolution entre le signal émis et la fonction de réponse du récepteur (Durrieu, 2006). Ainsi, un filtre passe-bas, la transformée de Fourier rapide (Research systems, 2005), supprimant les composantes à haute fréquence, fut appliqué au signal (Collin *et al.*, 2008, 2009a, 2009b, 2009c, 2009d). Ce filtre, transformant des données discrètes du domaine temporel dans le domaine fréquentiel, a permis d'évincer les bruits du signal dus aux variables environnementales agissant à la surface et au sein de l'eau, et les dérives des instruments électroniques. Cette déconvolution autorise l'utilisation des dérivées première et secondaire servant à identifier les pics de surface et du fond. Le cas échéant, les dérivées changeraient constamment de signe. Cependant, l'analyse de Fourier ne permet pas de réaliser l'étude des composantes transitoires de durées différentes (Keramoal, 2008), susceptibles d'être présentes dans le bruit de ce signal. Contrairement à la transformée de Fourier, la transformée par ondelettes discrètes permet l'analyse locale et temporelle des singularités (Fang et Huang, 2004). Elle permettrait donc de décomposer le signal sur une base de fonctions non sinusoïdales. Cette approche par ondelettes sera donc à explorer au sein de perspectives de recherche.

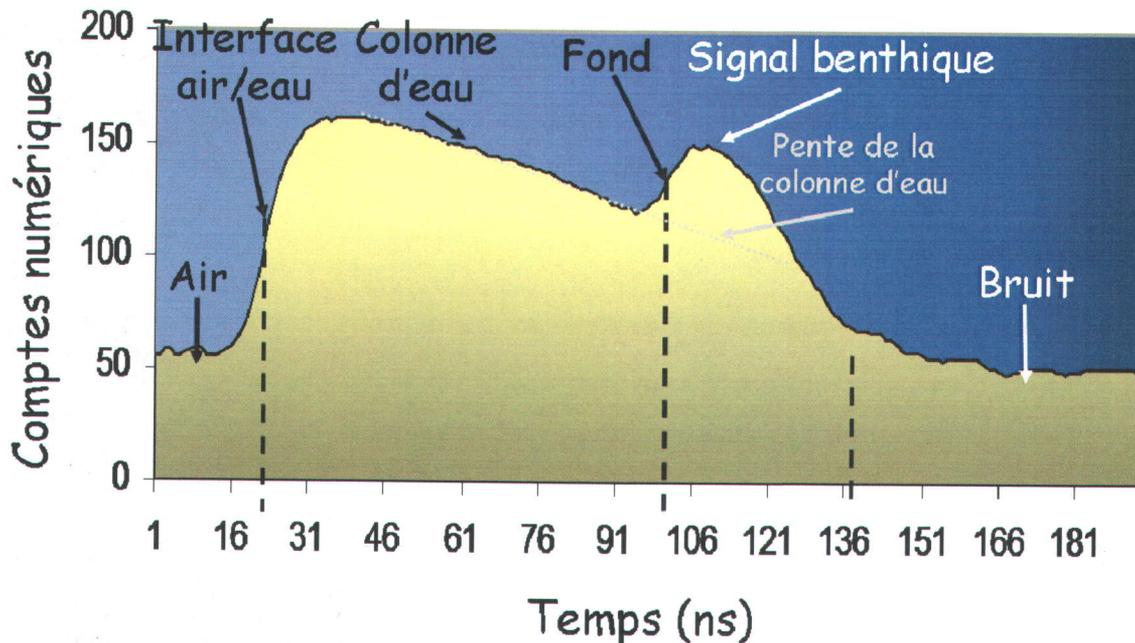


Figure 3.6 – Forme d’onde issue du laser vert du *SHOALS*. Le signal indique une profondeur de 4.50 m et la droite pointillée correspond au modèle linéaire de la colonne d’eau.

Deuxièmement, une régression non-linéaire en fonction de la profondeur fut appliquée au signal, nouvellement filtré. En effet, la forme et l’intensité du signal du fond peuvent significativement changer avec la profondeur, comme résultat des phénomènes d’absorption et de rétrodiffusion anisotropiques due à la colonne d’eau, bien que l’habitat benthique reste le même (Feigels *et al.*, 1996; Clarke et Hamilton, 1999; Hamilton, 2001). L’atténuation de la lumière est une pierre angulaire de la caractérisation des fonds marins par le *LiDAR* bathymétrique (Guenther, 1985). Parce que les données *SHOALS* furent acquises à différentes profondeurs, les altérations dues aux variations de la profondeur auraient inéluctablement affecté les statistiques descriptives du signal du fond, ombrageant ainsi les changements dus aux réelles variations d’habitat. Les résultats de classification sédimentaire de Cottin (2008), illustrent, manifestement, cet écueil, de manières statistique (meilleure performance ne dépassant pas 55%) et visuelle (les classes des faciès sédimentaires se juxtaposent étroitement aux isobathes). Comme le faisceau laser décrit un cône en fonction de la profondeur, la taille de l’aire illuminée, ou empreinte, est physiquement liée à la profondeur. Pour tenter de contrecarrer ce biais, le signal du fond fut régressé en fonction de la profondeur et les résidus constituèrent la seule variance analysée. Bien que le signal de la colonne d’eau soit linéaire, révélant

l'atténuation exponentielle du faisceau en fonction de la profondeur, le signal benthique, lui, est manifestement non-linéaire. C'est pour cette raison qu'une procédure de correction linéaire (1^{er} ordre) d'intensité du gain en fonction du temps, (*time variation gain*) n'est pas envisageable, contrairement aux tentatives de Keramoal (2008). La régression appliquée au signal était ainsi basée sur un modèle des moindres carrés non-linéaires, *i.e.*, une combinaison linéaire entre des fonctions gaussienne et quadratique (Collin *et al.*, 2008, 2009a, 2009b, 2009d). En plus de l'atténuation du signal dans la colonne d'eau, d'autres facteurs viennent entacher les performances discriminantes du fond benthique. La pente du fond, l'angle nadiral et les vagues sont trois facteurs importants à prendre en compte puisque le signal benthique s'étire dans le temps avec leurs augmentations respectives (Wang et Philpot, 2007). D'autres auteurs ont conclu que le soleil joue un rôle sur la qualité des mesures effectuées pour tous les systèmes aéroportés (Morel et Gentili, 1991). Un modèle de transfert radiatif du *LiDAR* bathymétrique apparaît indubitablement comme l'étape ultérieure pour l'amélioration des applications benthiques.

Enfin, les variables statistiques régressées non-linéairement en fonction de la profondeur ont subi une Analyse en Composantes Principales (ACP) (Legendre et Legendre, 1998). Une ACP est une technique multivariée qui permet de réduire considérablement le jeu de données original tout en conservant la plupart de l'information. Cette méthode conduit à trouver un nouveau jeu d'axes orthogonaux dont l'origine est centrée sur la moyenne des données et qui tournent afin que la variance expliquée des données soient maximales. Parce que les bandes spectrales issues des statistiques descriptives sont souvent corrélées, l'ACP réduit la dimensionnalité du jeu de données, tout en isolant le bruit (en minimisant les erreurs des moindres carrés), et vise à identifier les groupes non-corrélés (Holden et le Drew, 1998; Collin *et al.*, 2008, 2009a, 2009b, 2009c, 2009d).

Une combinaison multivariée de statistiques descriptives caractérisait la signature laser de l'habitat, *i.e.*, section cible. Lors des travaux de recherche, ces paramètres statistiques ont évolué en fonction de la littérature. Ainsi, 12 paramètres servaient à décrire le signal laser du benthos dans Collin *et al.* (2008, 2009a): moyenne, variance,

asymétrie, aplatissement, médiane, déviation absolue moyenne, aire sous la courbe, amplitude entre les pics de surface et du fond, ainsi, que la moyenne, la variance, l'asymétrie et l'aplatissement issus de la courbe entre la fin du signal de la colonne d'eau et le début du signal du fond. Ensuite, en s'appuyant sur les recherches au niveau du signal *LiDAR* pour le suivi forestier (Lefsky *et al.*, 1999, 2002), nous avons décidé de prendre 21 paramètres statistiques afin de décrire le signal du fond dans Collin *et al.* (2009b) : moyenne, variance, asymétrie, aplatissement, médiane, déviation absolue moyenne, aire sous la courbe, minimum, maximum, les temps et intensités correspondant à 0%, 25%, 50%, 75% et 100% de l'énergie de la forme d'onde, ainsi que la différence de temps et d'intensité entre 0% et 100%.

La description statistique de la courbe entre la fin du signal de la colonne d'eau et celui du début du fond semblait, initialement, pertinente. La caractérisation de cette courbe permettait d'apporter une quantification du changement de pentes entre ces deux portions du signal. Physiquement, cette quantification était intimement corrélée au degré de complexité du benthos. Intuitivement, plus la courbe se « refermait », *i.e.*, la variance diminuait, plus la structure du benthos devait être complexe, *i.e.*, hétérogène tridimensionnellement. Néanmoins, l'élargissement des zones investiguées nous a amenés à rencontrer des signaux benthiques non dissociés des pics de surface. Cette configuration du signal était principalement retrouvée au sein des habitats de champs de *Laminaria* spp. (**Figure 3.7**). La problématique sous-jacente sera plus amplement abordée dans le sous-chapitre 3.5 au niveau de la complexité de l'habitat. À cause de ces cas particuliers, ces paramètres statistiques furent remplacés par les quartiles d'énergie dans Collin *et al.* (2009b, 2009d).

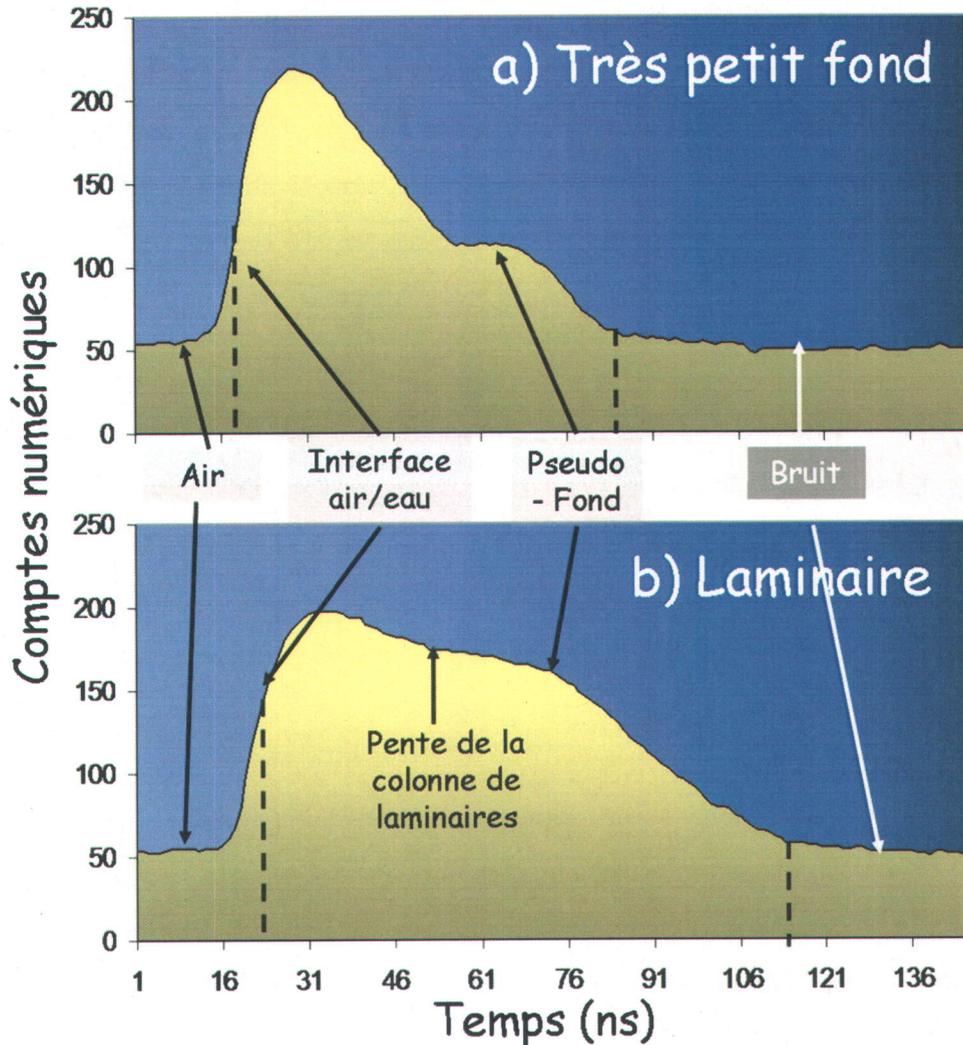


Figure 3.7 – Formes d’onde issues du laser vert du *SHOALS* acquises a) en très petit fond, et b) au-dessus d’un champ de *Laminaria* spp.

Les méthodes de classification utilisées dans Collin *et al.* (2008, 2009a, 2009b, 2009c et 2009d) se sont essentiellement basées sur l’algorithme supervisé *Maximum de Vraisemblance*, codé sur IDL-ENVI 4.2 (Research systems, 2005). Cet algorithme, postulant une distribution uniforme sur les paramètres, coïncide avec les valeurs les plus probables (Pratt, 1976). Compte tenu des performances conséquentes de discrimination, il est largement répandu dans le traitement de l’image. Toutefois, Collin *et al.* (2009a) ont testé une nouvelle méthode de classification : la *Machine à Vecteurs de Support* (Vapnik, 1995). Cet algorithme vise à agencer, de manière optimale, un hyperplan séparant les classes en se concentrant sur les échantillons d’entraînement, les *Vecteurs de Support*, qui se situent au bord des distributions de classe, les autres échantillons sont évincés, car ils

ne contribuent pas à la localisation de l'hyperplan (Foody and Mathur, 2004). Bien que ce dernier se soit avéré plus performant que le traditionnel *Maximum de Vraisemblance*, la durée du calcul fut multipliée par cinq. Sur des cartes dépassant le million de points, une heure de traitement était requise. Aussi, le reste des classifications a été axé sur le *Maximum de Vraisemblance*.

3.3.3 L'apport de la géostatistique

L'étude de l'organisation des structures spatiales, ou variables régionalisées, constitue un point d'orgue de l'écologie du paysage. Des outils géostatistiques du traitement de l'image permettent d'adopter des approches mettant en relief l'hétérogénéité spatiale des pixels, donc de la signature des habitats. Dans Collin *et al.* (2009a), des statistiques spatiales locales et des filtres de texture ont été utilisés en vue d'améliorer les performances de classification.

Pour répondre aux limitations des statistiques d'autocorrélation spatiales globales, les indicateurs locaux d'association spatiale, *Local Indicators of Spatial Association (LISA)*, ont été développés pour détecter des variations locales au sein de l'organisation de la dépendance spatiale (Anselin, 1995 ; Getis et Ord, 1995). Ces *LISA* sont susceptibles de mettre en exergue des structures discrètes qui auraient été négligées par les techniques "globales" (Anselin, 1995). Anselin (1995) a proposé ainsi de décomposer le coefficient d'autocorrélation de Moran en coefficients locaux, dont la somme est proportionnelle au coefficient global. Ces composantes locales, qui ne sont plus bornées entre -1 et 1 comme le coefficient global, peuvent alors être cartographiées, conduisant à la mise en évidence de structures spatiales locales. Trois statistiques spatiales locales furent choisies dans Collin *et al.* (2009a) : le *I* du Moran local, le *Gi* du Getis-Ord local et le *C* du Geary local (Anselin, 1995; Getis et Ord, 1992). Le *I* identifie le rassemblement des pixels. Les valeurs positives indiquent un regroupement de valeurs similaires, tandis que des valeurs négatives impliquent une grande variabilité entre les pixels voisins. Le *Gi* identifie les « secteurs chauds », *i.e.*, des zones englobant des valeurs très hautes ou très basses proches spatialement. Cet indice est utile pour déterminer les groupes de valeurs similaires, où les concentrations de hautes et basses valeurs sont représentées par des

hautes et basses valeurs de G_i , respectivement. Les résultats de cet indice diffèrent de ceux du I parce que les regroupements de valeurs négatives donnent des hautes valeurs de I , mais des basses valeurs de G_i . Le C identifie les zones de grande variabilité entre un pixel et ses voisins. Il est utile pour détecter des zones frontalières, *e.g.*, écotones, entre des regroupements et d'autres zones avec des valeurs dissemblables.

En calculant la séparabilité (cf. 3.6 *Contribution of the local spatial statistics and the textural features* dans Collin *et al.*, 2009a) des classes benthiques, le G_i conduit à de meilleures performances de discrimination que les deux autres indices, I et C . Aussi, l'identification des « secteurs chauds » a permis de souligner le fait que les deux habitats benthiques couverts de végétation (*Zostera marina* + *Laminaria* spp.) étaient mieux discriminés que les deux autres habitats sans végétation (*Fine sand* + *Cobble-pebble*). Cet indice semble par conséquent plus sensible aux structures tri-dimensionnelles complexes.

La texture, dans le cadre de l'image, réfère à la variation spatiale des tons en fonction de l'échelle utilisée. Une zone de texture est définie par la distribution des niveaux de gris ou comptes numériques. Dans Collin *et al.* (2009a), la contribution des filtres de texture, basés sur la matrice d'occurrence ou de co-occurrence (cf. 3.5 *Geostatistical analysis* dans Collin *et al.*, 2009a), a été évaluée et il en est ressorti que la moyenne issue de la matrice d'occurrence (Mo) et que la moyenne dérivée de la matrice de co-occurrence (Mco) apportaient la meilleure contribution à la différenciation des habitats. En complémentarité de l'indice G_i , Mo et Mco se sont révélés meilleurs «séparateurs» des habitats sans végétation que les habitats avec végétation.

L'utilisation des statistiques spatiales s'est donc avérée fructueuse pour améliorer la classification benthique, mais a aussi contribué à cerner l'importance de la structure tri-dimensionnelle dans ces ordinations statistiques. L'organisation spatiale des structures benthiques a par conséquent été explorée finement grâce aux outils d'analyse spatiale issus des SIG. Une fois cette composante fondamentale de l'écologie du paysage abordée, la prochaine étape réside dans la problématique de l'échelle.

3.3.4 L'influence de l'échelle spatiale

Les relations entre l'échelle spatiale, l'organisation spatiale des habitats et leurs processus écologiques constituent un domaine majeur de recherche en écologie du paysage (Burel et Baudry, 1999). Le problème majeur reste d'identifier l'échelle appropriée pour explorer la problématique en jeu (Turner *et al.*, 2001). La composition et la configuration d'un paysage numérisé peuvent être quantifiées avec des métriques de paysage (Frohn et Hao, 2006). Collin *et al.* (2009b) ont évalué le comportement de 21 métriques de paysage (cf. Appendice I, pour leur signification écologique) en fonction de la résolution spatiale. Deux comportements antagonistes ont été observés : prédictif et non-prédictif. Dix métriques, appartenant à plusieurs familles, démontrèrent un comportement prédictif, ce qui les éleva au rang de métrique efficace, selon la définition de Frohn et Hao (2006), pour assurer le suivi des habitats benthiques.

Grâce au modèle prédictif de ces métriques, il devient possible d'extrapoler leurs propriétés à des échelles supérieures, *i.e.*, *lumping* (King, 1991). Toutefois, comme cette extrapolation ne tient pas compte de la variabilité dans les processus d'échelles et ignore les changements non-linéaires de la variable d'intérêt, elle ne peut s'appliquer que dans les relations linéaires (Rastetter *et al.*, 1992). Il est important de noter que les structures spatiales, sur lesquelles s'appuient les métriques, sont spécifiques au site d'étude et à la classification des habitats issue des vérités-terrain. Ainsi, les métriques peuvent se comporter différemment au sein d'autres paysages benthiques. Un gradient bathymétrique de l'organisation spatiale des communautés benthiques et l'échelle peuvent afficher une dépendance, dont l'intensité et la spécificité à ce littoral peuvent fluctuer. Il existe aussi d'autres facteurs qui affectent la robustesse de l'efficacité des métriques en tant qu'indicateurs de l'organisation spatiale du paysage. Le type d'habitat peut aussi influencer la réponse des métriques en regard de l'échelle spatiale. Ainsi, il serait pertinent d'évaluer le comportement des métriques pour chaque type d'habitat benthique. En effet, les propriétés paysagères de l'habitat peuvent résonner à travers l'échelle. Des habitats constituant la matrice du paysage benthique, *e.g.*, sable fin, sont susceptibles de présenter un comportement indépendant de l'échelle, tandis que des habitats dont

l'organisation spatiale est « immiscée » au sein de la matrice, *e.g.*, touffes éparses de *Zostera marina*, vont être fortement corrélés à la variation de résolution.

3.4 L'étage intertidal

Ce sous-chapitre repose entièrement sur les développements effectués pour la caractérisation des habitats littoraux en zone intertidale. Collin *et al.* (2009c) ont synthétisé ces réalisations qui peuvent être scindées en trois parties : le développement de l'indice de végétation, l'évaluation de la succession écologique « hydrosère palustre », et la classification des habitats benthiques littoraux. Une description écologique exhaustive du marais de Saint-Siméon-est est proposée dans l'appendice J.

3.4.1 L'indice de végétation

Contrairement au sous-chapitre précédent qui exploitait le signal émanant du canal vert, ce sous-chapitre traite des avancées produites par les canaux infra-rouge et rouge. Ces deux canaux correspondent à des parties du spectre visible, particulièrement idoine à l'étude de la végétation. Les plantes photosynthétiques sont reconnues pour réfléchir les longueurs d'onde dans le proche infra-rouge et absorber celles dans le rouge (Jensen, 1996). Ainsi, de 730 nm à 680 nm, une différence de réflectivité de 50% peut être mise en relief, il s'agit du *red edge*. Cette adaptation physiologique leur permet d'éviter les problèmes d'évapotranspiration, due à l'infra-rouge, tout en accomplissant la photosynthèse. Ce phénomène est par conséquent utilisé, sous forme d'indice végétal, en télédétection pour décrire l'organisation spatiale des communautés végétales. À l'instar du *Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)*, Collin *et al.* (2009c) ont entrepris de produire un *NDVI* inhérent au *SHOALS*, appelé *NDLVI*, *i.e.*, *Normalized Difference LiDAR Vegetation Index*.

À l'encontre des acquisitions traditionnelles de proche infra-rouge et de rouge englobant plusieurs dizaines de longueurs d'onde (cf. *Table IV* dans Collin *et al.* (2009c)), les enregistrements *SHOALS* sont contraints à une unique longueur d'onde, *i.e.*, 1064 et

645 nm, respectivement. Cette vue « étroite » occasionne des problématiques propres au *SHOALS*. Le canal rouge correspond au pic d'absorption de la chlorophylle *b*, alors que la chlorophylle *a* n'est pas mesurée. Le *NDLVI*, dont la formule est l'inverse d'un *NDVI* traditionnel, est donc un indice de végétation mettant en relief la verdure des communautés végétales sans chlorophylle *b*. Cette spécificité restreint, en conséquence, la détection globale de la végétation, comme le ferait des capteurs plus « ouverts », spectralement. Néanmoins, en résonance de cette haute résolution spectrale, une phénologie précise de la végétation chlorophyllienne sans chlorophylle *b*, donc avec chlorophylle *a*, peut être évaluée rigoureusement avec cet indice dérivé du *SHOALS*. De plus, comme la concentration de chlorophylle *a* et le taux du processus photosynthétique sont directement reliés (Bokari, 1983), notre indice serait donc sensible à la biomasse (Morris *et al.*, 2002) et devrait être investigué en tant qu'indice de biomasse et du taux de photosynthèse. Aussi, les xanthophylles sont des pigments qui réagissent rapidement à un éventail de facteurs environnementaux au sein des micro-algues et plantes supérieures. Ils réalisent un cycle d'inter-conversion (époxydation et dé-époxydation) durant la nuit et la phase nutritive, affectant directement le taux de fixation du carbone et, donc, la production primaire. Ce cycle cause des changements dans les proportions de longueurs d'ondes réfléchies, notamment à 530 nm (Morris *et al.*, 2002). Ainsi, le canal vert du *SHOALS*, par le biais de la quantification des xanthophylles, constituerait un indice d'évaluation de la disponibilité en nutriments et du taux de production primaire. Compte tenu de la forte production primaire des schorres, ces informations ne sont pas à négliger en s'inscrivant dans le contexte actuel d'essor du dioxyde de carbone atmosphérique. Les indices adéquatement dérivés du *LiDAR* seront, par conséquent, des perspectives de recherche majeures pour le suivi de l'organisation spatiale des phytocénoses palustres et de leurs processus physiologiques, donc de leur écologie du paysage.

Les propriétés du canal rouge exploitées pour le *NDLVI* font référence à son caractère passif, *i.e.*, albédo provenant des communautés végétales. Toutefois, le canal rouge a été conçu afin d'enregistrer l'effet Raman, épiphénomène actif de l'émission verte (voir 2.2.2.2). Ce phénomène assure la détection de la surface de l'eau. Ainsi, en milieu aquatique, une forte réflexion de l'effet Raman va induire un *NDLVI* élevé, bien qu'il ne s'agisse pas de plantes chlorophylliennes. Des mesures biophysiques, *i.e.*, spectro-

radiométriques *in situ* et chromatographiques (*High-Performance Liquid Chromatography*) au laboratoire, conduiraient à déterminer la constitution chromo-pigmentaire précise des espèces végétales et de mesurer leurs spectres d'absorption et d'émission.

En plus de l'effet Raman, il existe une seconde diffusion inélastique susceptible de se produire dans notre fenêtre spectrale : la fluorescence. Lorsque des photons, émis à 532 nm (laser vert), sont absorbés par des pigments de phycocyanine, une partie est réémise à une longueur d'onde un peu plus grande, *i.e.*, 640 nm (MacColl et Guard-Friar, 1987). Or, la phycocyanine est un pigment photosynthétique endémique des Cyanophyta, anciennement appelé algues bleues, et des Rodophyta, algues rouges (MacColl et Guard-Friar, 1987). Les marées bleues et rouges, résultant de l'inflorescence des taxons mentionnés, pourraient donc bénéficier d'un suivi à haute résolution spectro-spatio-temporelle grâce au *LiDAR* multispectral. En se servant du canal Raman, d'autres auteurs ont démontré ses capacités à identifier et estimer les nappes d'hydrocarbures brutes et raffinées à la surface de l'eau (Hoge et Swift, 1980; O'Neil *et al.*, 1980), et même la température de surface de l'eau (Leonard *et al.*, 1979).

Cet outil serait donc à envisager plus sérieusement pour les suivis d'eutrophisation et de pollution des milieux aquatiques, *i.e.*, dulçaquicoles et marins.

3.4.2 La succession écologique du schorre

Grâce à la mise en œuvre de cet indice de végétation, il a été possible d'explorer les processus écologiques en interaction avec la structuration spatiale de la végétation.

Le développement d'une séquence de communautés végétales inféodées aux marais tidaux repose sur des processus résultant des interactions entre variables allogéniques et autogéniques. La succession d'un marais tidal débute par la sédimentation argileuse; puis des propagules, émanant des micro-organismes et plantes, viennent se déposer où la topographie / bathymétrie est suffisamment complexe pour promouvoir la colonisation et l'expansion des communautés pionnières. Dès lors, les processus édaphiques rentrent en jeu et des boucles de rétroaction se déploient en une zonation écologique, dont les unités

sont caractérisées par un éventail taxonomique, édaphique, hydrologique et climatique propre (Glenn-Lewin *et al.*, 1992).

Ainsi, évaluer la modification de l'organisation spatiale de la végétation et de la topographie conduit à suivre les processus écologiques à cette échelle. Collin *et al.* (2009c) ont pu par conséquent décrire les composantes prédominantes liées à l'écologie du paysage des marais tidaux. Plus l'analyse de la succession est portée dans la direction continentale, plus la topographie et la rugosité, ou complexité topographique, augmentent, et plus les communautés sans chlorophylle *b* diminuent. Ce dernier résultat indique qu'il se produit un glissement des communautés herbacées vers les phytocénoses feuillues arbustives et arborescentes. Le *SHOALS* est ici mis en lumière pour sa capacité à confirmer expérimentalement les relations théoriques entre l'hétérogénéité topographique et la succession phytosociologique au sein des marais tidaux, d'où la coalescence manifeste entre ce *LiDAR* multispectral et l'écologie du paysage littoral.

L'étude de la stabilité des marais tidaux s'avère cruciale pour les successions écologiques. La pérennité de l'assise palustre conduit à une évolution progradante de la végétation et donc à un renforcement de cette zone tampon face aux lessivages venant de l'amont et attaques venant de la mer. L'organisation spatiale du réseau des chenaux est une conséquence de l'équilibre géomorphologique / hydrologique. Une configuration du réseau caractéristique (large étendue plustre végétée, haute densité de chenaux et faible densité des marelles) serait un bon indicateur de résistance / résilience. Ainsi, une analyse des réseaux de drainage, issus des informations topographiques et spectrales du *SHOALS*, par le biais de la signature fractale (Morris *et al.*, 2002) constitue une perspective de recherche pertinente dans un contexte de hausse du niveau marin.

3.4.3 La cartographie des habitats littoraux intertidaux

Dans le paragraphe précédent, nous avons vu que le facteur topographique et son organisation spatiale jouait un rôle considérable dans la succession écologique. D'autres facteurs abiotiques comme la température, la salinité et la dessiccation ont forcé, par le biais de la sélection naturelle, des adaptations inhérentes aux phytocénoses observées. Ainsi, leur tolérance écologique permet de détecter des « bandes » de communautés

spécifiques le long du gradient vertical. En fait, leur capacité à résister à la dessiccation détermine leur limite supérieure, tandis que la compétition interspécifique fixe leur limite inférieure (Bertness *et al.*, 2001).

Intuitivement, classifier ces habitats à l'aide de MNT combiné avec l'indice de végétation, *NDLVI*, semblait pertinent compte tenu de la succession phytosociologique évoquée. Collin *et al.* (2009c) ont donc obtenu de très bonnes performances de classification. D'autres auteurs avaient intégré les propriétés topographiques du *LiDAR* à leur classification de la végétation intertidale (Brennan et Webster, 2006; Chust *et al.*, 2008), mais aucun ne s'était appuyé sur un indice de végétation dérivé du *LiDAR*. Cependant, la classification des habitats proches de l'interface terre-eau doit être évaluée avec circonspection. La proximité de l'eau, et l'effet Raman rattaché, peut surestimer la végétation sans chlorophylle *b*, via le *NDLVI*, et donc entraîner des attributions erronées, *e.g.*, slikke immergée classée dans la laitue de mer (*Ulva lactuca*) émergée. Contrairement à la technologie *LiDAR* traditionnelle restreinte aux zones émergées, à cause de la forte absorption du proche infra-rouge par l'eau, le *LiDAR* ubiquiste, *SHOALS*, est capable de caractériser les habitats benthiques infralittoraux (Collin *et al.*, 2008, 2009a et 2009b). Ces derniers résultats ouvrent une voie incontournable : la recherche pour cartographier les habitats littoraux en continu, intertidaux et infralittoraux. Ce développement est l'objet du sous-chapitre suivant.

3.5 Le littoral : jonction des étages intertidal et infralittoral

Basé sur Collin *et al.* (2009d), ce sous-chapitre constitue la clé de voûte de l'ensemble des travaux effectués dans cette thèse. Il regroupe deux grandes parties : la classification des habitats littoraux en continu, et l'évaluation de la complexité structurale, tri-dimensionnelle, de ces habitats.

3.5.1 La cartographie des habitats littoraux

Afin de réconcilier la télédétection des habitats intertidaux et infralittoraux, et ce, en une unique campagne d'acquisition *SHOALS*, nous proposons de résoudre cette problématique par le développement d'un arbre de décision basé sur les trois longueurs d'onde disponibles sur ce système, *i.e.*, vert, rouge et proche infra-rouge (Collin *et al.*, 2009d).

Tout d'abord, le canal infra-rouge a permis de dichotomiser les signaux provenant de la terre de ceux provenant de l'eau. La saturation du signal, pour une intensité égale à 256, indique la « terre » tandis que l'on considère l'« eau » pour un pic d'intensité inférieur à 256. Ensuite, au sein de la « terre », des signaux provenant des « arbres » et ceux provenant de la terre « sans arbres » ont été scindés. Concernant l'eau, la bathymétrie fut le critère de discrimination : « faible profondeur » (<2.1125 m) et « grande profondeur » (>2.1125 m). Dès lors, les 21 paramètres statistiques, décrits dans Collin *et al.* (2009b), ont pu être extraits des portions de courbes caractéristiques des quatre familles de signaux susmentionnées. Les deux familles immergées, en considérant l'influence de la hauteur de la colonne d'eau sur le signal, bénéficièrent de la régression non-linéaire en fonction de la profondeur. S'ensuivirent les mêmes procédures du traitement du signal, évoquées au sous-chapitre 3.3.

L'unification des méthodologies du traitement du signal au 3.3 et au 3.4 aboutit à la combinaison des informations topographiques et spectrales provenant des longueurs d'ondes verte, rouge et infra-rouge. Cette approche fusionnelle a donc permis de produire une carte de classification des habitats littoraux en continu drapée sur le MNT (**Figure 3.8**). Cette réalisation de cartographie littorale entièrement dérivée d'un *LiDAR* s'avère unique, à notre connaissance.

La forme d'onde enregistrée par le capteur est influencée, d'une part, par la distribution des cibles dans l'espace, et d'autre part, par la forme et la nature de ces dernières. Cette première thématique sera abordée derechef tandis que la seconde sera développée dans la section suivante, *i.e.*, 3.5.2, consacrée à la structure tri-dimensionnelle des habitats.

Outre les précautions à employer concernant la classification des habitats à l'interface terre-eau (cf. 3.4), une discussion à propos de l'arbre de décision est primordiale.

Évoquant la répartition des cibles dans l'espace, les pics sont distincts quand les cibles sont éloignées, alors qu'ils ont tendance à fusionner lorsque les cibles se rapprochent. Sur les quatre familles de signaux au sein de l'arbre de décision, deux attirent particulièrement l'attention à ce sujet, il s'agit des familles « terre avec arbres » et « faible profondeur ». Lorsque la cible (hauteur de la canopée ou de la colonne d'eau) est constituée par un groupe de réflecteurs séparés d'une distance inférieure à la résolution, la forme d'onde va avoir tendance à s'amalgamer. C'est pour cette raison que notre algorithme ciblait la portion à analyser depuis le premier maximum jusqu'à la fin du signal informatif, pour ces deux familles. Toutefois, cette méthodologie intègre des informations dues au sol, pour « arbres », et à la surface pour « faible profondeur », or traiter ces composantes biaisent notre caractérisation. Certes, la présence du coefficient d'asymétrie, inclus dans nos 21 paramètres statistiques, nous apporte des informations sur le degré de fusion des pics fin canopée/sol et surface/fond, mais leur influence statistique n'est pas évincée. Jutzi *et al.* (2005) ont proposé une méthode originale qui est basée sur le fait que l'intensité des échos provenant de chaque section-cible est proportionnelle à la surface de la cible illuminée. Pour ces empreintes, dites mixtes, il est possible de retrouver la contribution en surface de chaque cible connaissant leur réponse respective pour des empreintes non-mixtes, pures, *i.e.*, sol, canopée, film d'eau et fond. Une autre alternative résiderait dans les solutions analytiques de la forme d'onde. La plupart des auteurs partent du postulat que l'impulsion laser émise et le groupe de diffuseurs peuvent être décrits par une fonction gaussienne, donc que la forme d'onde peut s'écrire comme une somme de gaussiennes (Chauve *et al.*, 2007; Keramoal, 2008). Cependant, ce modèle paramétrique reste discutable : d'une part, la forme de l'impulsion émise peut ne pas suivre une loi normale (Chauve *et al.*, 2007), et d'autre part, la distribution gaussienne des hauteurs des cibles n'a été démontrée que dans le cas des *LiDAR* topographiques à large empreinte (Zwally *et al.*, 2002). Aussi, d'autres modèles paramétriques plus complexes permettraient de décrire les formes d'onde présentant une certaine asymétrie : la fonction log-normale et le modèle gaussien généralisé.

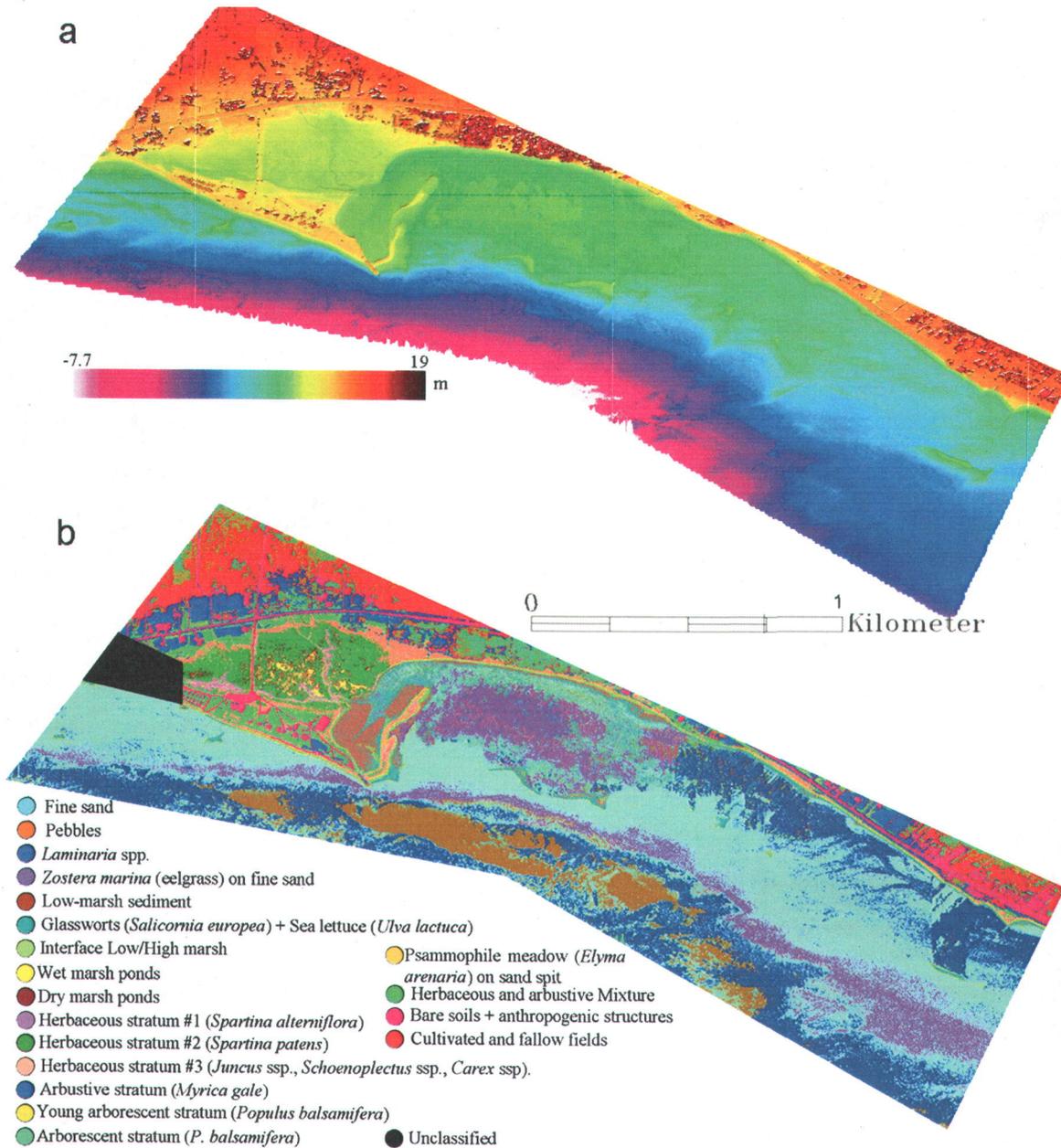


Figure 3.8 – Classification des habitats littoraux en continu (b), drapée sur le MNT (a), tous deux issus du traitement des trois longueurs d'onde, dérivées du SHOALS. La résolution et l'exagération verticale équivalent à 1 m et 5, respectivement.

Le premier modèle a permis de mieux décrire localement la forme d'onde benthique, en conditions de pics surface/fond distincts (Keramoal, 2008), tandis que le second modèle a conduit à un meilleur ajustement que celui d'une simple fonction gaussienne (Chauve *et al.*, 2007). Les méthodes d'ajustement sont complémentaires de ces derniers modèles. La méthode des moindres carrés non-linéaires de Levenberg-Marquardt (Chauve *et al.*, 2007; Wagner *et al.*, 2006) s'est avérée performante mais une estimation assez précise des

paramètres initiaux reste décisive. Finalement, bien qu'elle soit coûteuse en temps, la méthode de Monte Carlo par Chaînes de Markov à sauts réversibles s'est révélée très robuste et ne nécessitait pas d'estimation des paramètres initiaux (Mallet et Bretar, 2009). Ce sera donc cette dernière méthode qui sera privilégiée dans les perspectives de recherche du traitement du signal.

La forme et de la nature des habitats constituent la trame du dernier développement.

3.5.2 La complexité structurale des habitats littoraux

Ce qui suscite l'engouement pour le *LiDAR*, dans la recherche actuelle, réside dans ses capacités à fournir des informations volumétriques, les plus conformes à la réalité humaine, fondée sur trois dimensions macroscopiques. Dans le contexte écologique, l'évaluation de la structure des habitats conduit implicitement à la quantification de niches écologiques, supports de la biodiversité (Mac Arthur et Mac Arthur, 1961; Hewitt *et al.* 2005).

Collin *et al.* (2009d) ont ainsi recherché un indice, dérivé de la forme d'onde du *LiDAR* et de l'arbre de décision, parmi les 21 paramètres statistiques, corrélé avec la structure tri-dimensionnelle des habitats littoraux. Le paramètre statistique « DE100 » et l'indice de vérité-terrain « HR » furent corrélés significativement. Ce résultat ouvre la voie à l'intégration de données volumétriques au sein de l'écologie du paysage, qui traite habituellement des paysages en deux dimensions. Le « DE100 » correspond à la durée totale, donc, à la hauteur totale, de la cible-habitat. Ce résultat indique donc que le *LiDAR* ubiquiste détecte la complexité structurale de l'habitat littoral par sa hauteur, des champs de laminaires aux feuillus, en passant par le schorre.

Ceci corrobore les résultats de Lefsky *et al.* (2002) qui ont étudié la canopée des arbres à l'aide du *LiDAR*. En plus des paramètres géométriques traditionnels (*e.g.*, hauteur de la canopée, taux de couvert et profil de hauteur de la canopée), la part de la lumière transmise en fonction de la hauteur, les volumes des zones eutrophique et oligotrophique, ainsi que des trouées incluses dans le couvert et au sommet de la canopée (Lefsky *et al.*, 2002) pourront être extraits des formes d'onde correspondant aux empreintes « arbres ». Ainsi, ces descripteurs géométriques, ici liés à la structure forestière, pourraient

caractériser la colonne d'eau et la colonne de laminaire au sein des prospections infralittorales, en troquant le terme de mésophylle par phytoplancton et fronde, respectivement. De plus, Lefsky *et al.* (1999) ont réussi à prédire la biomasse et l'indice d'aire foliaire sur un vaste territoire, en s'appuyant uniquement sur les indices structuraux de la canopée. Ces avancées sont inéluctablement à adapter aux développements ultérieurs de nos caractérisations des habitats littoraux.

La corrélation des indices structuraux - *LiDAR* et terrain - s'est avérée plus élevée en milieu émergé qu'immergé. Ceci traduit de nouveau la forte influence de la colonne d'eau sur la forme d'onde, notamment sur la portion benthique. Les réponses à envisager conduisent vraisemblablement à celles évoquées précédemment: le modèle de transfert radiatif et les solutions analytiques.

Nous sommes partis du postulat que le degré de complexité de l'habitat et la biodiversité rattachée était intimement corrélée. Nos recherches ont démontré qu'un indice dérivé du *LiDAR* ubiquiste conduisait à une évaluation robuste de la complexité de l'habitat, mais la biodiversité inhérente n'a pu être vérifiée. Clawges *et al.* (2008) ont mis en exergue la forte relation entre la structure de la canopée et la richesse spécifique aviaire, et Wedding et Friedlander (2008) ont souligné la corrélation positive entre la complexité des massifs coralliens et les communautés ichthyennes inféodées, par le biais du *LiDAR* topographique et bathymétrique, respectivement. Une perspective de recherche serait par conséquent de déterminer la richesse spécifique des habitats littoraux dans le cadre d'une campagne de terrain. Ce point essentiel contribuerait à justifier l'utilisation de ces outils et développements pour indiquer les zones à protéger et restaurer prioritairement. De surcroît, la modélisation de la pertinence de l'habitat (*e.g.*, Modèle Linéaire Généralisé) aide considérablement à prédire la présence d'organismes en s'appuyant sur la pertinence de l'habitat (bio)physique (Degraer *et al.*, 2007). Ainsi, un indice de complexité structurale, comme le « DE100 », couplé aux facteurs environnementaux dérivés du *LiDAR* (*e.g.*, topographie / bathymétrie, pente, rugosité) et autres (*e.g.*, température, vent / courant, humidité / chlorophylle - oxygène) apporterait nécessairement des informations adéquates à l'identification des « secteurs chauds » de biodiversité littorale, émergée et immergée.

Chapitre 4. Conclusions

La croissance exponentielle des populations humaines a conduit à des bouleversements profonds des écosystèmes de la Terre (Walker *et al.*, 1999). Le rythme accéléré de conversion du paysage a causé des détériorations significatives des ressources naturelles et des fragmentations importantes au sein de ces écosystèmes. Pendant la dernière décennie, les conséquences de ces changements ont été étudiées par une myriade de scientifiques représentant un large spectre de disciplines. Motivée par les problématiques associées aux changements environnementaux à petite échelle, l'écologie du paysage a émergé en tant que discipline intégratrice de nouveaux concepts, théories et méthodes visant à souligner l'importance des interactions entre l'organisation spatiale des structures et la dynamique des écosystèmes. Inféodée aux interfaces littorales, l'écologie du paysage littoral s'est développée au même titre que la méthodologie d'investigation, *i.e.*, télédétection. Ainsi, cette thèse constitue des fondations tangibles de la coalescence existante entre l'écologie du paysage littoral et le *LiDAR* multispectral aéroporté.

Les contributions majeures de cette recherche doctorale peuvent être listées :

- le *LiDAR* bathymétrique, *via* sa forme d'onde, permet de décrire précisément la bathymétrie et l'hétérogénéité bathymétrique de la zone infralittorale à l'échelle régionale, ainsi que d'en caractériser les habitats (structure écopaysagère);
- l'intégration des outils statistiques spatiaux améliore significativement la classification des habitats infralittoraux;
- la résolution spatiale, *i.e.*, échelle, influence le comportement de métriques utilisées pour décrire l'organisation spatiale des habitats infralittoraux (dynamique écopaysagère);
- la topographie, la bathymétrie et leurs hétérogénéités respectives, à l'échelle régionale, sont finement retranscrites par le *LiDAR* ubiquiste, *i.e.*, topographique et bathymétrique;
- le *LiDAR* ubiquiste génère un indice de végétation servant à cartographier l'organisation spatiale des phytocénoses exondées (structure écopaysagère);

- le processus écologique de la succession « hydrosère palustre » peut être suivi par le *LiDAR* ubiquiste (dynamique écopaysagère);
- la structure tri-dimensionnelle et la cartographie des habitats littoraux, émergés et exondés, sont détectées par le *LiDAR* ubiquiste.

Du traitement de signal *LiDAR*, à l'évaluation de l'habitabilité littorale, en passant par les indices de production primaire, les perspectives de recherche les plus connexes et fructifères ont été explicitement décrites au cours des sous-chapitres précédents. De l'émulation entre le développement technologique et une jeune science pluridisciplinaire émerge un théâtre unifié, constitué de décors (structures), d'acteurs (populations, communautés et écosystèmes) et de scénarios (dynamiques), traditionnellement scindé par les spécialistes en deux amphithéâtres imperméables : l'immergé et l'émergé. De comprendre les causes et conséquences de l'hétérogénéité spatiale, et d'identifier les échelles spatio-temporelles appropriées, conduiront l'écologie du paysage littoral à affirmer ses propres concepts et méthodes.

Cette discipline a aussi pour vocation d'établir des ponts entre les sciences, dites, naturelles, et les sciences, dites, humaines et sociales. En aménagement et en gestion du territoire, un schisme entre les dimensions biophysiques et socio-économiques a historiquement été opérée et ce, tant au plan épistémologique que pratique :

si la démarche relève des sciences écologiques, les facteurs culturels ou socio-économiques sont souvent simplement juxtaposés aux variables environnementales considérées comme fondamentales (...). Si, par contre, la démarche s'inspire des sciences sociales, la problématique reste étrangère aux facteurs physiques qui n'interviennent que comme des correctifs circonstanciels à des mécanismes plus essentiels (Berdoulay et Phipps, 1985).

Via son approche des relations entre les structures spatiales et les processus écologiques, l'écologie du paysage littoral se distingue en soulignant la compréhension des causes et conséquences de l'évolution des littoraux. Cet apport ne prend toute sa signification qu'une fois intégré dans une pluralité d'approches : géographique, écologique, historique, économique, sociologique et esthétique (Décamps, 2004). C'est à travers cette logique de partage, entre les gestionnaires, paysagistes, habitants, exploitants et observateurs, que la pérennité des littoraux pourra être assurée.

Références

- AEE (Agence Européenne de l'Environnement). 2006. The changing faces of Europe's coastal areas, Rapport de l'AEE n° 6/2006. Agence européenne pour l'environnement, Copenhague.
- Allaby, M. 1998. Oxford Dictionary of Ecology. Oxford University Press, New York, NY.
- Anderson, J. T., R.S. Gregory, R. S., et W.T. Collins. 2002. "Acoustic classification of marine habitats in coastal Newfoundland". ICES Journal of Marine Science, 59: 156-167.
- Anselin, L. 1995. "Local Indicators of Spatial Association – LISA". Geographical Analysis 27(2): 93-115.
- Attrill, M.J., et S.D. Rundle. 2002. "Ecotone or ecocline: ecological boundaries in estuaries". Estuarine, Coastal, and Shelf Science, 55:929-936.
- Baltsavias, E. P. 1999. "A comparison between photogrammetry and laser scanning". ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing, vol. 54, pp. 83-94.
- Bartholomew, A, J.A. Bohnsack, S.G. Smith, J.S. Ault, D.E. Harper, et D.B. McClellan. 2007. "Influence of marine reserve size and boundary length on the initial response of exploited reef fishes in the Florida Keys National Marine Sanctuary, USA". Landsc. Ecol., doi:10.1007/s10980-007-9136-0.
- Beauchamp, D.A., E.R. Byron, et W.A. Wurtsbaugh. 1994. "Summer habitat use by littoral-zone fishes in Lake Tahoe and the effects of shoreline structures". N. Am. J. Fish. Manage., 14(2):385- 394.
- Bell, S.S., M.S. Fonseca, et L.B. Motten. 1997. "Linking restoration and landscape ecology". Restor. Ecol., 5(4):318–323.
- Bell, S.S., M.S. Fonseca, et W.J. Kenworthy. 2007. "Dynamics of a subtropical seagrass landscape: links between disturbance and mobile seed banks". Landsc. Ecol., doi: 10.1007/s10980-007-9137-z.
- Belluco, E., M. Camuffo, S. Ferrari, L. Modenese, S. Silvestri, A. Marani, et M. Marani. 2006. "Mapping salt-marsh vegetation by multispectral and hyperspectral remote sensing". Remote Sensing of Environment, 105: 54-67.
- Berdoulay, V., et M. Phipps. 1985. Paysage et système: De l'organisation écologique à l'organisation visuelle. Presses de l'Université d'Ottawa, Canada, 195 p.
- Bergeron, P. 1996. Étude de la faisabilité de la restauration et de la mise en valeur du barachois de Paspébiac. Rapport final parrainé par la Chambre de commerce du Grand Paspébiac et réalisé

- par le Groupe-conseil Biorex©, Sainte-Foy, Québec. 133 p. + 14 annexes.
- Bertness, M.D., S.D. Gaines, et M.E. Hay. 2001. Marine community ecology. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts, USA.
- Bilkovic, D.M., C.H. Hershner, M.R. Berman, K.J. Havens et D.M. Stanhope. 2005. Evaluating Nearshore Communities as Indicators of Ecosystem Health, In Estuarine Indicators, Stephen Bortone, ed., CRC Press, Inc., pp. 365-379.
- Bokari, U.G. 1983. "Chlorophyll, dry matter, and photosynthetic conversion-efficiency relationships in warm-season grasses [Bothriochloa spp., Tripsacum dactyloides, Eragrostis curvula, solar-energy conversion]". Journal of Range Management, 36(4): 431-434.
- Boose, E.R., D.R. Foster, et M. Fluet. 1994. "Hurricane impacts to tropical and temperate forest landscapes". Ecological Monographs, 64: 369-400.
- Bornhold, B.D., B. Collins, B., et L. Yamanaka. 1999. "Comparison of seabed characterization using sidescan-sonar and acoustic-classification techniques". Proceedings of the Canadian Coastal Conference, pp. 893-908.
- Boucher, M., R. Xhardé, et B. F. Long. 2006. "Lidar application for coastal mapping: an exemple of the Gulf of Saint-Lawrence, Chaleur Bay, Québec". In Proc. of the 12th Canadian Coastal Conference, Dartmouth, Nova Scotia.
- Bray, J. R., et J. T. Curtis. 1957. "An ordination of the upland forest of Southern Wisconsin". Ecol. Monogr., 27: 225-349.
- Brennan, R., et T.L. Webster. 2006. "Object-oriented land cover classification of LIDAR-derived surfaces". Canadian Journal of Remote Sensing, 32:162-172.
- Burel, F., et J. Baudry. 1999. Écologie du paysage. Concepts, méthodes et applications. Paris, TEC & DOC, 362 p.
- Cajelot, B. 2005. "Levé topographique et bathymétrique par laser aéroporté. Synthèse de projet de fin d'études spécialité topographie". Mémoire de maîtrise, INSA Strasbourg, France.
- Chauve, A. C. Mallet, F. Bretar, S. Durrieu, M. Pierrot-Deseilligny, et W. Puech. 2007. "Processing full waveform LiDAR data: modeling raw signals". Laser Scanner et Sylvilaser 2007, 12-14 sept. 2007.
- Chust, G., I. Galparsoro, A. Borja, J. Franco, et A. Uriarte. 2008. "Coastal and estuarine habitat mapping, using LIDAR height and intensity and multi-spectral imagery". Estuarine, Coastal and Shelf Science, 78: 633-643.
- Clarke, K. R., et R. M. Warwick. 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environment Research Council, UK. 144 p.
- Clarke, P. A., et L. J. Hamilton, 1999. The ABCS Program for the analysis of echo sounder

- returns for acoustic bottom classification. DSTO-GD-0215, Defence Science and Technology Organisation, Aeronautical and Maritime Research Laboratory, Melbourne, Australia.
- Clawges, R., K. Vierling, L. Vierling, et E. Rowell. 2008. "The use of airborne lidar to assess avian species diversity, density, and occurrence in a pine/aspen forest". Remote Sensing of Environment, 112: 2064-2073.
- Cochran-Marquez, S.A. 2005. "Moloka'i benthic habitat mapping". U.S. Geological Survey Open-File Report, 1070, 18 p.
- Collin, A., B. Long, et P. Archambault. 2008. "Mapping the shallow water seabed habitat with the *SHOALS*". IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing. 46(10): 2947 - 2955.
- Collin, A., B. Long, et P. Archambault. 2009a. "Integration of local spatial statistics and texture features for benthic classification of bathymetric *LiDAR* images". Journal of Coastal Research, submitted.
- Collin, A., B. Long, et P. Archambault. 2009b. "Relating spatial benthoscape patterns with a high resolution bathymetric *LiDAR*". Proceedings of the 31st International Conference of Coastal Engineering - ICCE 31 august- 5 september. 5: 4645-4657.
- Collin, A., B. Long, et P. Archambault. 2009c. "Salt-marsh characterization, zonation assessment and mapping through a dual-wavelength *LiDAR*". Remote Sensing of Environment, submitted.
- Collin, A., B. Long, et P. Archambault. 2009d. "Patching the coastal "white zone" ecocline at speed of light: Structural complexity assessment and accurate mapping of seamless coastal habitats using a multispectral *LiDAR*". Ecological Applications, in prep.
- Collins, W.T., et J.L. Galloway. 1998. "Seabed classification and multibeam bathymetry: tools for multidisciplinary mapping". Sea Technology, 39: 45-49.
- Commission permanente de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation. 1992. Étude des crédits du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (1). Le mardi 28 avril 1992, No 2, Québec.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, S. Naeem, K. Limburg, J. Paruelo, R.V. O'Neill, R. Raskin, P. Sutton, et M. Van den Belt. 1997. "The value of the world's ecosystem services and natural capital". Nature, 387: 253-260.
- Cottin A., 2008. Adaptation du SHOALS-3000T à la cartographie sédimentaire des zones peu profondes de la côte nord de la Baie des Chaleurs, golfe du Saint-Laurent, Canada. PhD thesis, Université du Québec.
- Couillard, L., et P. Grondin. 1986. La végétation des milieux humides du Québec. Les publications du Québec. 377 p.

- Cracknell, A.P., et L. Hayes. 2007 [1991]. Introduction to Remote Sensing (2 ed.), London: Taylor and Francis.
- Crawford, T.W., J.A. Commito, et A.M. Borowik. 2005. "Fractal characterization of *Mytilus edulis* L. spatial structure in intertidal landscapes using GIS methods". Landsc. Ecol., 21:1033–1044.
- Daigneault, M. 2001. "Processus d'altération/érosion à l'interface océan/continent/atmosphère: aspects quantitatifs et semi-quantitatifs. Exemple des falaises de l'est du Canada (Gaspésie)". Thèse en Sciences de la Terre et de l'Atmosphère. École Nationale des Mines de Saint-Etienne. 319 p.
- Darcy, M.C., et D.B. Eggleston. 2005. "Do habitat corridors influence animal dispersal and colonization in estuarine systems?". Landsc. Ecol., 20:841–855.
- Décamps, H. 2004. "L'écologie du paysage ou l'ambition paysagère de l'écologie". La Lettre de l'Institut Français de Biodiversité, 2 p.
- Degraer, S., Verfaillie, E., Willems, W., Adriaens, E., Vincx, M., et V. V. Lancker. 2007. "Habitat suitability modelling as a mapping tool for macrobenthic communities: An example from the Belgian part of the North Sea". Continental Shelf Research, 28: 369-379.
- Delcourt, H.R., P.A. Delcourt, et T. Webb. 1983. "Dynamic plant ecology: the spectrum of vegetational change in space and time". Quaternary science review, 1: 153-175.
- Dionne, J.C. 1972. "Caractéristiques des schorres des régions froides, en particulier de l'estuaire du Saint-Laurent". Z. Géomorph. N. F., suppl. Bd. 13 : 131-162.
- Durand S., P. Legendre, et S. K. Juniper. 2006. "Sonar backscatter differentiation of dominant macrohabitat types in a hydrothermal vent field". Ecological Applications, 16(4):1421–1435.
- Durrieu, S. 2006. "Le LiDAR à retour d'onde complet: nature de l'information enregistrée et perspectives d'utilisations". Revue française de photogrammétrie et de télédétection, 186 (2007-2).
- Estep, L., W.J. Lillycrop, et L. Parson. 1994. "Sensor fusion for hydrographic mapping applications". In: Proc. U.S. Army Corps of Engineers 1994 Training Symposium, Surveying and Mapping, Remote Sensing/GIS, New Orleans, LA, pp 1-7.
- Fang, H., et D. Huang. 2004. "Noise reduction in lidar signal based on discrete wavelet transform". Optics communications, 67-76.
- Feigels, V.I., Y.I. Kopilevich, et G.D. Ludbrook. 1996. "Sea water characteristics determined by lidar backscattering signals". Laser remote sensing of natural waters: from theory to practice, in: Proc SPIE, Introduction by editors to section 4, 2964: 147-149.
- Finkl, C.W., L. Benedet, et J.L. Andrews. 2005 a. "Interpretation of seabed geomorphology based

- on spatial analysis of high-density airborne laser bathymetry". Journal of coastal research, 21(3):501-514.
- Finkl, C.W., L. Benedet, et J.L. Andrews. 2005 b. "Submarine geomorphology of the continental shelf off southeast Florida based on interpretation of airborne laser bathymetry". Journal of coastal research, 21(6):1178-1190.
- Foody, G. M. et A. Mathur. 2004. "Toward intelligent training of supervised image classifications: directing training data acquisition for SVM classification". Remote Sensing of Environment, 93: 107-117.
- Forbes, D.L., G.S. Parkes, G.K. Manson, et L.A. Ketch. 2004. "Storms and shoreline retreat in the southern Gulf of Saint-Lawrence". Marine Geology, 210: 169-204.
- Forman, R. T. T., et M. Godron. 1986. Landscape ecology. Wiley.
- Forman, R.T.T. 1995. Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge University Press, Cambridge/New York, 632 p.
- Fortin, M.J., M. Randall, et T. Dale. 2005. Spatial Analysis: A Guide for Ecologists. Cambridge University Press, 365 p.
- Fowler, R. A. 2000. "The lowdown on LiDAR". Earth Observation Magazine, vol. 9 (3), 5 pages.
- Francis, K., et G. Tuell. 2005. "Rapid environmental assessment: the next advancement in airborne bathymetric lidar". Ocean news & technology, 4 p.
- Frohn, R.C., et Y. Hao. 2006. "Landscape metric performance in analyzing two decades of deforestation in the Amazon Basin of Rondonia, Brazil". Remote Sensing of Environment, 100: 237-251.
- Gares, P.A., Y. Wang, et S.A. White. 2006. "Using LIDAR to monitor a beach nourishment project at Wrightsville Beach, North Carolina, USA". Journal of Coastal Research, 22: 1206-1219.
- Garza, C. 2007. "Relating spatial scale to patterns of polychaete species diversity in coastal estuaries of the western United States". Landsc. Ecol., doi : 10.1007/s10980-007-9142-2.
- Genç, L., B. Dewitt, et S. Smith. 2004. "Determination of wetland vegetation height with LIDAR". Turkish Journal of Agriculture and Forestry, 28: 63-71.
- Getis A., et J.K. Ord. 1992. "The Analysis of Spatial Association by Use of Distance Statistics". Geographical Analysis, 24(3): 189-206.
- GIEC (Groupe des experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat). 2007. Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 104 p.

- Gilvear, D., A. Tyler, et C. Davids. 2004. "Detection of estuarine and tidal river hydromorphology using hyper-spectral and LiDAR data: Forth estuary. Scotland". Estuarine, Coastal and Shelf Science, 61: 379-392.
- Glenn-Lewin, D.C., R.K. Peet, et T.T. Veblen. 1992. Plant Succession: Theory and Prediction. Springer Science, 352 p.
- Grober-Dunsmore, R, T.K. Frazer, J.P. Beets, W.J. Lindberg, P. Zwick, et N.A. Funicelli. 2007. "Influence of landscape structure on reef fish assemblages". Landscape Ecol., doi: 10.1007/s10980-007-9147-x.
- Groom, G., C.A. Muecher, M. Ihse, et T. Wrbka. 2006. "Remote sensing in landscape ecology: experiences and perspectives in a European context". Landscape Ecology, 21:391-408, doi : 10.1007/s10980-004-4212-1.
- Guenther G.C., A.G. Cunningham, P.E. LaRocque, et D.J. Reid. 2000. "Meeting the Accuracy Challenge in Airborne LiDAR Bathymetry". EARSeL, Dresden.
- Guenther, G.C. 1985. Airborne laser hydrography: System design and performance factors. NOAA Professional Paper Series, National Ocean Service 1, National Oceanic and Atmospheric Administration, Rockville, MD, 385 p.
- Guenther, G.C., Paul E. LaRocque, et W.J. Lillycrop. 1994. "Multiple surface channels in SHOALS airborne lidar". In: Proc SPIE Ocean Optics XII, 2258:v422- 430.
- Guenther, G.C., R.W.L. Thomas, et P.E. LaRocque. 1996 a. "Design considerations for achieving high accuracy with the SHOALS bathymetric lidar system". In Proc SPIE, Laser remote sensing of natural waters: from theory to practice, 2964:54-71.
- Guenther, G.C., T.J. Eisler, J.L. Riley, et S.W. Perez. 1996 b. "Obstruction detection and data decimation for airborne laser hydrography". In Proc. of the Canadian Hydrographic Conference, Halifax, N.S., pp 51-63.
- Guichard, F., Bourget, E., et J.P. Agnard. 2000. "High resolution remote sensing of intertidal ecosystems: a low-cost technique to link scale-dependent patterns and processes". Limnology & Oceanography. 45(2), 328-338.
- Guilloux, B., et K. Zakowska. 2004. "Développements récents du droit international à la biodiversité marine". Vertigo, 5 : 3.
- Gutierrez, R., J.C. Gibeaut, R.C. Smyth, T.L. Hepner, et J.R. Andrews. 2001. "Precise airborne LIDAR surveying for coastal research and geohazards applications". International Conference on Photogrammetry and Remote Sensing XXXIV-3/W4, Annapolis. 185-192.
- Habitats Directive. 1992. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora.

- Hamilton, L. J. 2001. Acoustic seabed classification systems. DSTO-TN-0401. Defense Science and Technology Organisation, Aeronautical and Maritime Research Laboratory, Fishermans Bend, Victoria, Australia.
- Hamilton, L.J., P.J. Mulhearn, et R. Poeckert. 1999. "Comparison of Rox-Ann and QTC-View acoustic, bottom-classification system performance for the Cairns area, Great Barrier Reef, Australia". Continental Shelf Research, 19: 1577-1597.
- Heck, K.L., G. Hays, et R.J. Orth. 2003. "Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows". Marine Ecology Progress Series, 253: 123–136.
- Hewitt, J.E, S.F. Thrush, J. Halliday, et C. Duffy. 2005. "The importance of small-scale habitat structure for maintaining beta diversity". Ecology: 86(6): 1619-1626.
- Hewitt, J.E., S.F. Thrush, P. Legendre, G.A. Funnell, J. Ellis, et M. Morrison. 2004. "Mapping of marine soft-sediment communities: integrated sampling for ecological interpretation". Ecol. Appl., 14:1203–1216.
- Hinchey, E.K., M.C. Nicholson, R.N. Zajac, et E.A. Irlandi. 2007. "Preface: Marine and coastal applications in landscape ecology". Landscape Ecology, doi 10.1007/s10980-007-9141-3.
- Hocq, M., et G. Martineau. 1994. "Le quaternaire". In : Géologie du Québec. Les publications du Québec, MM 94-01, 121-128.
- Hoge, F.E., et R. N. Swift. 1980. "Oil film thickness measurement using airborne laser-induced water Raman backscatter". Appl. Opt., 19(19): 3269–3281.
- Holden, H., et E. LeDrew. 1998. "Spectral Discrimination of Healthy and Non-Healthy Corals Based on Cluster Analysis, Principal Components Analysis, and Derivative Spectroscopy". Remote Sensing of Environment, 65:217–224.
- Hollister, J.W., P.V. August, et J.F. Paul. 2007. "Effects of spatial extent on landscape structure and sediment metal concentration relationships in small estuarine systems of the United States' Mid-Atlantic Coast". Landsc. Ecol., doi: 10.1007/s10980-007-9143-1.
- Hutin E., Y. Simard, et P. Archambault. 2005. "Acoustic detection of a scallop bed from a single-beam echosounder in the St. Lawrence". ICES Journal of Marine Science, 62:966-983.
- Irish, J.L., et J.M. Wozencraft. 2000. "Regional mapping of the coastal zone with airborne lidar". PIANC, US Section, Newsletter, Washington, D.C.
- Irish, J.L., et W.J. Lillycrop. 1999. "Scanning laser mapping of the coastal zone : the SHOALS system". J. Photogrammetry and Remote Sensing, 54 : 123-129.
- Irish, J.L., J.K. McClung, et W.J. Lillycrop. 2000 a. "Airborne lidar bathymetry: the SHOALS system". The International Navigation Association, PIANC Bulletin, 103:43-53.
- Irish, J.L., W.J. Lillycrop, et R.W. Pope. 2000 b. "Support for rapid environmental assessment

- using airborne lidar technology". In: Proceedings, 22nd Army Science Conference, Baltimore, Maryland.
- Jackson, E.L., A.A. Rowden M.J. Attrill, S.J. Bossey, et M.B. Jones. 2001. "The importance of seagrass beds as a habitat for fishery species". Oceanography and Marine Biology: An Annual Review, 39: 269-303.
- Jacquaz, B., L. Couillard, M. Pelletier, M. Sarrazin, et G. Walsh. 1990. Étude biophysique de quatre barachois de la baie des Chaleurs. Pêches et Océans, Rapp. Man. Sci. Halieut. Aquat. 2089 : xii + 130 p.
- Jennings, M.J., M.A. Bozek, G.R. Hatzenbeler, E.E. Emmons, et M.D. Staggs. 1999. "Cumulative effects of incremental shoreline habitat modification on fish assemblages in north temperate lakes". N. Am. J. Fish. Manage. 19(1):18-27.
- Jensen, J.R. 1996. Introductory Digital Image Processing: a remote sensing perspective. 2nd edn (Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall).
- Jerlov, N.G. 1976. Marine Optics, Elsevier Scientific Pub. Co., Amsterdam, 231 p.
- Jumars, P.A., D.R. Jackson, T.F. Gross, et C. Sherwood. 1996. "Acoustic remote sensing of benthic activity: a statistical approach". Limnology Oceanography, 41: 1220-1241.
- Jutras, P., et G. Prichonnet. 2002. "Stratigraphy, depositional setting and diagenetic history of the Saint-Jules Formation (Upper Devonian or Mississippian), a newly identified post- Acadian red clastic unit in the southern Gaspé Peninsula, Québec". Canadian Journal of Earth Sciences, 39: 1541-1551.
- Jutras, P., Prichonnet G., et S. McCutcheon. 2003. "Alleghanian deformation in the eastern Gaspé Peninsula of Québec, Canada". Geological Society of America Bulletin, 115: 1538-1551.
- Jutzi, B., J. Neulist et U. Stilla. 2005. "Sub-pixel edge localization based on laser waveform analysis". ISPRS Workshop Laser scanning 2005, 36(3/W19): 109-114.
- Keramoal, Y. 2008. "Analyse du signal provenant du système aéroporté SHOALS* (LiDAR bathymétrique) pour la détection du fond marin". Mémoire de fin d'études d'ingénieur. ENSITA, France, 65 p.
- King, A.W. 1991. "Translating models across scales in the landscape". In: M.G. Turner and R.H. Gardner, eds. Quantitative Methods in Landscape Ecology, pp. 479-517. Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- Kloser, R. J., N.J. Bax, T. Ryan, A. Williams, et B.A. Barker. 2001. "Remote sensing of seabed types in the Australian southeast fishery: development and application of normal incident acoustic techniques and associated "ground-truthing"". Marine and Freshwater Research, 52: 475-489.

- Komar, P. D. 1976. Beach processes and sedimentation. Prentice-Hall Inc., Englewoods, New Jersey. 429 p.
- Kostylev, V. E., R. C. Courtney, G. Robert, et B.J. Todd, 2003. "Stock evaluation of giant scallop (*Placopecten magellanicus*) using high-resolution acoustics for seabed mapping". Fisheries Research, 60 : 479-492.
- Kostylev, V. E., Todd, B. J., Fader, G. B. J., Courtney, R. C., Cameron, G. D. M., et R.A. Pickrill. 2001. "Benthic habitat mapping on the Scotian Shelf based on multibeam bathymetry, surficial geology and seafloor photographs". Marine Ecology Progress Series, 219: 121-137.
- Kuus, P. 2008. "Bottom tracking issues and recognition thereof using SHOALS 3000 green laser beam in dense fields of *Zostera marina* and *Laminaria* sp.". MSc. Thesis, University of New Brunswick.
- Leakey, R., et R. Lewin. 1996. The Sixth Extinction: Patterns of Life and the Future of Humankind. New York: Anchor Books.
- Lee, D.S., et J. Shan. 2003. "Combining LIDAR elevation data and IKONOS multispectral imagery for coastal classification mapping". Marine Geodesy, 26: 117-127.
- Lee, M., et G. Tuell. 2003. "A technique for generating bottom reflectance images from SHOALS data". In: U.S. Hydrographic Conference, Biloxi, MS.
- Lefsky, M. A., W.B. Cohen, D. Harding, G.G. Parker, S.A. Acker, et S.T. Gower. 2002. "Lidar remote sensing of aboveground biomass in three biomes". Global Ecology and Biogeography, 11(5): 393-400.
- Lefsky, M. A., W.B. Cohen, S.A. Acker, T.A. Spies, G.G. Parker, et D. Harding. 1999. "Lidar remote sensing of biophysical properties and canopy structure of forest of Douglas-fir and western hemlock". Remote Sensing of Environment, 70: 339-361.
- Lefsky, M.A., A.T. Hudak, W.B. Cohen, et S.A. Acker. 2005. Patterns of covariance between forest stand and canopy structure in the Pacific Northwest. Remote Sensing of Environment, 95: 517-531.
- Legendre, P., et L. Legendre. 1998. Numerical Ecology, 2nd English edn. Elsevier, Amsterdam. 853 p.
- Leonard, D.A., B.Caputo, et F.E. Hoge. 1979. "Remote sensing of subsurface water temperature by Raman scattering". Appl. Opt., 18(11): 1732-1745.
- Levin, S.A. 1992. "The problem of pattern and scale in ecology". Ecology, 73: 1943-1983.
- Lohani, B., et D.C. Mason. 2001. "Application of airborne scanning laser altimetry to the study of tidal channel geomorphology". ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 56, 100-120.

- Long, B., et G. Desrosiers. 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. Ministère des Transports du Québec, contrat 3100-00-QH02. 121 p. + 4 annexes.
- MacArthur, R. H., et J.W. MacArthur. 1961. "On bird species diversity". Ecology, 42(3), 594-598.
- MacColl, R., et A. Guard-Friar. 1987. Phycobiliproteins. CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida.
- Malczewski, J. 1999. GIS and Multicriteria Decision Analysis. John Wiley and Sons, Inc., New York, NY, USA.
- Mallet, C., et F. Bretar. 2009. "Full waveform topographic LiDAR: State-of-the-art". ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing. 64(1): 1-16.
- Malo, M. 1994. "Analyse structurale des grandes failles acadiennes de la Gaspésie". La revue géologique du Québec, 1(1), pp. 21-23.
- Marani, M., Silvestri, S., Belluco, E., Camuffo, M., Dalpaos, A., Defina, A., *et al.* 2003. "Patterns in tidal environments: Salt-marsh channel networks and vegetation". Proceedings of the IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium, Toulouse, France, 21-25 July 2003.
- Mayer, L.A., K.E. Barbor, P.R. Boudreau, T.S. Chance, C.H. Fletcher, H. Greening, R. Li, C. Mason, S. Snow-Cotter, D.J. Wright, D. Feary, et T. Schaefer. 2004. Geospatial Framework for the Coastal Zone: National Needs for Mapping and Charting. National Academies Press, 500 Fifth Street, NW, Washington, DC 20001.
- McGarigal, K., et W.C. McComb. 1995. "Relationship between landscape structure and breeding birds in Oregon Coast Range". Ecological Monographs, 65: 235-260.
- Meunier, P., J.P. Dugas, N. Boulianne, R. Delisle, P. Dugas, R. Gagnon, et G. Lefebvre. 1998. L'Environnement au Québec, un premier bilan. Document technique réalisé par le ministère de l'Environnement du Québec, Direction des stratégies et des politiques environnementales assistée de la Direction des communications et de l'éducation. 429 p.
- Morel, A., et B. Gentili. 1991. "Diffuse reflectance of oceanic waters: its dependence on sun angle as influenced by the molecular scattering contribution". Applied optics, 30(30): 4427-4438.
- Morris, J.T., D. Porter, M. Neet, P.A. Noble, L. Schmidt, L.A. Lapine, et J.R. Jensen. 2005. "Integrating LIDAR elevation data, multi-spectral imagery and neural network modeling for marsh characterization". International Journal of Remote Sensing, 26: 5221-5234.
- Morris, J.T., P.V. Sundareshwar, C.T. Nietch, B. Kjerfve, et D.R. Cahoon. 2002. "Responses of

- coastal wetlands to rising sea level". *Ecology*, 83: 2869-2877.
- Naiman, R.J., et H. Décamps. 1997. "The ecology of interfaces: riparian zones". *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28: 621-658.
- Narayanan, R., B. Heungsik, et G. Sohn. *Soumis*. "Classification of SHOALS 3000 Bathymetric LIDAR Signals Using Decision Tree and Ensemble Techniques", IEEE-TIC-STH.
- Newell, R.C., L.J. Seiderer, et D.R. Hitchcock. 1998. "The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed". *Eceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, 36: 127-178.
- O'Neil, R.A., L. Buja-Bijunas, et D.M. Rayner. 1980. "Field performance of a laser fluorosensor for the detection of oil spills". *Appl. Opt.*, 19(6): 863-870.
- Optech. 2004. *SHOALS-1000T Airborne Operation Manual*. Optech Incorporated, 100 Wildcat Road-Toronto, Ontario-Canada M3J 2Z9. Prepared for: Fugro Pelagos Inc.
- Ord, J.K., et A. Getis. 1995. "Local Spatial Autocorrelation Statistics: Distributional Issues and an Application". *Geographical Analysis*, 27: 286-306.
- Paine, RT, et S.A. Levin. 1981. "Intertidal landscapes: disturbance and the dynamics of pattern". *Ecol. Monogr.*, 51(2):145-178.
- Paskoff, R. 1993. *Les littoraux. Impacts des aménagements sur leur évolution*. Éditions Masson, Paris, France. 256 p.
- Pickett, S.T, et P.S. White. 1986. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, 472 p.
- Pittman, S.J., C.A. McAlpine, et K.M. Pittman. 2004. "Linking fish and prawns to their environment: a hierarchical landscape approach". *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 283:233-254.
- PNUE (Programme des Nations Unies pour l'Environnement). 1995. *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Pratt, J.W. 1976. "F. Y. Edgeworth and R. A. Fisher on the Efficiency of Maximum Likelihood Estimation". *The Annals of Statistics*, 4(3): 501-514.
- Quinlan, G., et C. Beaumont. 1982. "The deglaciation of Atlantic Canada as reconstructed from the post-glacial relative sea-level record". *Canadian Journal Earth Sciences*, 19: 2232-2246.
- Raman, C.V. 1928. "A New Radiation". *Indian Journal of Physics*, 2:387.
- Ramsar Convention on Wetlands in 1971, reprinted from E. Carp, ed., *Proceedings, International Conference on the Conservation of Wetlands and Waterfowl, Ramsar, Iran, 30 January - 3 February 1971* (Slimbridge, UK: International Wildfowl Research Bureau, 1972). -- Editor.
- Rastetter, E.B., A.W. King, B.J. Crosby, G.M. Hornberger, R.B. O'Neill, et J.E. Hobbie. 1992. "Aggregating fine-scale ecological knowledge to model coarser-scale attributes of

- ecosystems". Ecological Applications, 2: 55-70.
- Renaud, L. 2001. "Évolution et dégradation du barachois de Paspébiac". Mémoire de maîtrise, Université du Québec À Rimouski.
- Research Systems. 2005. ENVI User's Guide, ENVI Version 4.2. Research Systems, Inc., Boulder, CO 80301.
- Rhoads, D.C. 1976. "Organism-sediment relationships". In: Mc-Cave IN (ed). The benthic boundary layer. Plenum Press, New-York.
- Rosso, P.H., S.L. Ustin, et A. Hastings. 2006. "Use of lidar to study changes associated with *Spartina* invasion in San Francisco marshes". Remote Sensing of Environment, 100: 295-306.
- Roughgarden, J., S.W. Running, et P.A. Matson. 1991. "What does remote sensing do for ecology?" Ecology, 72: 1918-1922.
- Sanderson, J., et L. D. Harris (eds.). 2000. Landscape Ecology: A Top-Down Approach. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA.
- Satale, D.M., et M.N. Kulkarni. 2003. "LiDAR in Mapping". Proceedings of the Map India Conference, poster session, Noida, UP, India. 5 p.
- Self, R.F.L., P. A'Hearn, P.A. Jumars, D.R. Jackson, M.D. Richardson, et K.B. Briggs. 2001. "Effects of macrofauna on acoustic backscatter from the seabed: field manipulations in West Sound, Orcas Island, Washington, U.S.A". Journal of Marine Research, 59: 991-1020.
- Sellars, J.D., et C.L. Jolls. 2007. "Habitat modeling for *Amaranthus pumilus*: An application of light detection and ranging (LIDAR) data". Journal of Coastal Research, 23:1193-1202.
- Shuman, C.S., et R.F. Ambrose. 2003. "A comparison of remote sensing and ground-based methods for monitoring wetland restoration success". Restoration Ecology, 11(3), 325-333.
- Simpkin, P., et B. Long. 1992. "Nearshore non-fuel mineral resources: Indian ocean". In : Offshore survey methods. Cours manual 1B, 90 p.
- Siwabessy, P.J.W., J.D. Penrose, R.J. Kloser, et D.R. Fox. 1999. "Seabed-habitat classification". International Conference on High-Resolution Surveys in Shallow Water. 9 p.
- Smith, R.A., J.L. Irish, et M.Q. Smith. 2000. "Airborne lidar and airborne hyperspectral imagery: a fusion of two proven sensors for improved hydrographic surveying". In: Proc. of the Canadian Hydrographic Conference, Montreal, Canada.
- Smullin, L.D., et G. Fiocco. 1962. "Optical echoes from the moon". Nature, 194, 1267 (30 June 1962); doi:10.1038/1941267a0.
- Straatsma, M.W., et H. Middelkoop. 2006. "Airborne laser scanning as a tool for lowland floodplain vegetation monitoring". Hydrobiologia, 565: 87-103.
- Syvitski, J.P.M. 1992. "Marine geology of Baie des Chaleurs". Géographie physique et

- quaternaire, 46(3) : 331-348.
- The Royal Society. 2003. Mesuring biodiversity for conservation, Policy document 11/03, August, 6 p.
- Thomson, A.G., Huiskes, A., Cox, R., Wadsworth, R.A., et L.A. Boorman. 2004. "Short-term vegetation succession and erosion identified by airborne remote sensing of Westerschelde salt marshes, The Netherlands". International Journal of Remote Sensing, 25 (20), 4151-4176.
- Thorson, G. 1971. Life in the Sea, London: McGraw-Hill. 256 p.
- Töyrä, J., et A. Pietroniro. 2005. "Towards operational monitoring of a northern wetland using geomatics-based techniques". Remote Sensing of the Environment, 97: 174-191.
- Tremblay, B. 2002. Les milieux humides côtiers du sud de la Gaspésie. Comité ZIP Baie des Chaleurs, 218 p.
- Troll, C. 1939. Luftbildplan und ökologische Bodenforschung (Aerial photography and ecological studies of the earth). Zeitschrift der Gesellschaft für Erdkunde, Berlin: 241-298.
- Tsemahman, A.S., et W.T Collins. 1997. "Acoustic seabed classification and correlation analysis of sediment properties by QTC VIEW". Proceedings of Oceans '97, pp. 921-926.
- Tuell, G., et J. Y. Park. 2004. "Use of SHOALS bottom reflectance images to constrain the inversion of a hyperspectral radiative transfer model". In: Proc. of laser radar technology and applications, volume 5412, pages 185-193.
- Turner, M. G., R. H. Gardner, et R. V. O'Neill. 2001. Landscape ecology in theory and practice. Springer.
- Turner, M.G., et R.H. Gardner (eds.). 1991. Quantitative Methods in Landscape Ecology. Springer-Verlag, New York, NY, USA.
- Union Internationale pour la Conservation de la Nature. 2008. 2008 IUCN Red List of Threatened Species. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 19 February 2009.
- Unites States Department of Justice. 1987. Water Quality Act. Coordination and Review Section. 33 USC 1251, Title 33 – Navigation and Navigable Waters, Chapter 26 – Water Pollution Prevention and Control, Subchapter I – Research and Related Programs, USA.
- Vapnik, V. 1995. The Nature of Statistical Learning Theory. Springer, New York, 311 pp.
- Wagner, W., A. Ullrich, V. Ducic, T. Melzer, et N. Studnicka. 2006. "Gaussian decomposition and calibration of a novel small-footprint full-waveform digitizing airborne laser scanner". ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 60(2): 100-112.
- Walker, B., W. Steffen, J. Canadell, et J. Ingram. 1999. The Terrestrial Biosphere and Global Change : Implications for Natural and Managed Ecosystems. Cambridge University Press.
- Wang, C., et W. Philpot. 2007. "Using airborne bathymetric lidar to detect bottom type variation

- in shallow waters". Remote Sensing of Environment, 106:123–135.
- Webster, T.L., D.L. Forbes, E. MacKinnon, et D. Roberts. 2006. "Flood-risk mapping for storm-surge events and sea-level rise using lidar for southeast New Brunswick". Canadian Journal of Remote Sensing, 32: 194-211.
- Webster, T.L., D.L. Forbes, S. Dickie, et R. Shreenan. 2004. "Using topographic lidar to map flood risk from storm-surge events for Charlottetown, Prince Edward Island, Canada". Canadian Journal of Remote Sensing, 30: 64-76.
- Wedding, L.M., et A.M. Friedlander. 2008. "Determining the Influence of Seascape Structure on Coral Reef Fishes in Hawaii Using a Geospatial Approach". Marine Geodesy, 31: 246–266.
- Wiens, J.A. 2002. "Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water". Freshwater Biology, 47:501–515.
- Wozencraft, J., K. Francis, et J. Pope. 2002. "SHOALS airborne laser hydrography to support lake Ontario - St Lawrence river water level study". In: Proc. Of the Canadian Hydrographic Conference, Toronto, Canada.
- Wozencraft, J., M. Lee, G. Tuell, et W. Philpot. 2003. "Use of SHOALS data to produce spectrally-derived depths in Kaneohe Bay, Hawaii". In: U.S. Hydrographic Conference, Biloxi, MS.
- Wu, J., et R. Hobbs. 2002. "Key issues and research priorities in landscape ecology: an idiosyncratic synthesis". Landscape Ecology, 17:355–365.
- Wu, J. 2008. "Landscape ecology". In: S. E. Jorgensen (ed), Encyclopedia of Ecology. Elsevier, Oxford.
- Xhardé, R. 2007. "Évaluation du potentiel des techniques aéroportées vidéographique et LiDAR appliquées à l'étude des risques naturels en milieu côtier". Thèse de doctorat, Université du Québec, 283 p.
- Zajac, R.N. 2007. "Challenges in marine, soft-sediment benthoscape ecology". Landscape Ecology, doi:10.1007/s10980-007-9140-4.
- Zajac, R.N., R.S. Lewis, L.J. Poppe, D.C. Twichell, J. Vozarik, et M.L. DiGiacomo-Cohen. 2003. "Responses of infaunal populations to benthoscape patch structure and the potential importance of transition zones". Limnol. Oceanogr. 48:829–842.
- Zhang, K., D. Whitman, S. Leatherman, et W. Robertson. 2005. "Quantification of beach changes caused by Hurricane Floyd along Florida's Atlantic coast using airborne laser surveys". Journal of Coastal Research, 21: 123-134.
- Zwally, H.J., et al. 2002. "ICESat's laser measurements of polar ice, atmosphere, ocean, and land". Journal of Geodynamics, 34(3-4): 405-445.

PARTIE 2 : PUBLICATIONS

Chapitre 1. Étage Infralittoral

1.1 Article 1 : Mapping the shallow water seabed habitat with the SHOALS

Antoine Collin^{a,*}, Bernard Long^a & Phillippe Archambault^b

^a*INRS-ETE, Université du Québec, Québec, Canada*

^b*Institut des Sciences de la Mer, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Canada*

* *Corresponding author : antoine.collin@ete.inrs.ca*

Soumis le 1^{er} octobre 2007, accepté le 14 février 2008, publié le 1^{er} octobre 2008 dans
IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing

Copyright© 2008 IEEE Press

Résumé— Le *Scanning Hydrographic Operational Airborne LiDAR Survey (SHOALS)* est un système *LiDAR* bathymétrique, fournissant des mesures très précises des profondeurs d'eau. Bien que l'acquisition soit focalisée sur la précision de la profondeur, le signal retour, appelé forme d'onde, contient d'autres informations pertinentes compte tenu de l'intégration des signatures de la surface de l'eau, de la colonne d'eau et du fond. Cet article met en relief la caractérisation benthique en extrayant des paramètres statistiques dérivés du signal du fond et en les classifiant. En appliquant une classification supervisée spécifique, il a été démontré que les signaux dérivés d'habitat, décrit comme significativement homogène à travers des vérités-terrain, sont (1) identiques dans une perspective intra-habitat, alors qu'ils se (2) distinguent entre eux.

Mots-clés— Classification d'habitat, *Light Detection And Ranging (LiDAR)* bathymétrie, analyse multivariée, forme d'onde.

Abstract— The *Scanning Hydrographic Operational Airborne LiDAR Survey (SHOALS)* consists of a bathymetric *LiDAR* system which provides high precision measurements of water depth. Even though the acquisition is focused on depth accuracy, the return signal, i.e. waveform, contains other relevant information because of integration signatures from the water surface, the water column and the seabed. This paper highlights the benthic characterization in extracting statistical parameters derived from the bottom backscatter and classifying them. In implementing a specific unsupervised classification, it is significantly proven that signals derived from habitat, described as statistically homogeneous throughout ground-truth analysis, are (1) similar within an intra-habitat view, while they are (2) different between themselves.

Index Terms— Habitat classification, *Light Detection And Ranging (LiDAR)* bathymetry, multivariate analysis, waveform.

INTRODUCTION

ACCURATE large-scale remote-sensing surveys have brought many benefits to environmental management in the terrestrial environment. In landscape ecology, satellite imagery, airborne orthophotography, hyper-spectral data, passive/active microwaves, RADAR, Light Detection And Ranging (LiDAR) and so forth provide information on habitat distribution, evolution, connectivity, structuring process, recovery rates, as well as monitoring of ecotones, metapopulations, and even crop physiological status such as water stress level [1, 2, 3, 4, 5, 6].

Nevertheless, accessing submarine landscapes has never been easy as sampling equipment are remotely controlled and, consequently, often blind. Considering that more than 70% of the Earth's surface is covered by water, the lack of efficient seafloor mapping constitutes not only a serious obstacle to understanding the dynamics and structures of assemblages of species at a global scale, but also weakens our ability to correctly manage the marine habitat and especially for sea resources as the exploitation of biological resources increases. Physical, geological and biological resource maps have proved to be essential aids in sustainable management by allowing the monitoring of environmental fluctuations and the estimation of anthropogenic influence on benthic communities and habitats [7, 8].

Traditionally, many of the earlier mapping studies relied on physical sampling, for example with grabs, dredges, or both equipments. This approach is not only time consuming and costly, but also highly disturbing for the benthic biotopes (i.e. habitats and their associated communities) and provides only scattered, discrete data across the study area. Recent improvements in single-beam echosounders, sidescan sonar, and signal processing now provide effective tools to explore the seabed as a complement to the physical sampling methods traditionally used to carry out benthic surveys [9-10].

Through established methods [11, 12, 13, 14], commercially available systems, such as BioSonics' VBT, Echoview, QTC VIEW, or RoxAnn, are now used by researchers to extract habitat information from returning acoustic signals. However, recent advancements in airborne visual surveys can eliminate limitations of traditional ship survey methods and have added advantages. Owing to high-speed data collection, the cost

per km from aircraft is 10% (or less) that of a ship survey [15]. In a single survey (<8h), aircraft can cover a study area that would require a week or more for a vessel. It is important to note that ground-truthing could only be done by ship sampling, but will still be under the time required. However, aircraft allow access to both water and terrestrial regions, and biological features are observed in situ without disturbance of the biotope.

The Airborne Laser (i.e. LiDAR) Bathymetry (ALB) is a technique for measuring the depths of very shallow and shallow coastal waters from the air using a scanning, pulsed laser beam [16, 17, 18, 19]. Indeed, it is a technique well-suited to shore mapping because its laser system enables to provide accurate Digital Depth Model (DDM) in a 1-50 m vertical range with 15 cm height accuracy. The depth detection essentially depends on water turbidity. Compared to passive remote-sensing systems, this active state-of-the-art technology can measure the depth at two to three times the Secchi depth and can measure depths as great as 60 m [20]. Moreover, topographic surveys above the water surface can be conducted simultaneously, in order to draw seamless Digital Terrain Model (DTM), key-component of a better comprehension of the littoral structures and dynamics.

Despite the presence of noise (optical sensors) and the integration of several parameters acting within the water surface, water column and bottom return, typical benthic waveform patterns are also evident, suggesting that laser temporal signal may indeed comprise important, ad hoc and added information related to the characterization of the shore habitat. Innovations in LiDAR technology have allowed researchers to demonstrate the potential for accurate sounding of seafloor at broad scales. Some of them have begun to use the intensity of the peak bottom to map the marine environment by draping intensity images over DDM, or by combining intensity with passive image data using more sophisticated sensor or data fusion algorithms [20, 21, 22, 23, 24]. The full waveform remains notwithstanding not entirely exploited. Assuming that benthic habitats, i.e. network of fauna and flora assemblages, could modify the seabed LiDAR backscatter, this study aims at (i) developing a methodology to investigate the variability of the LiDAR backscatter in order to reveal relationships between this bottom return waveform and (ii) related sediment and benthic-community patterns over the site located near shore

in Paspébiac, Gulf of Saint-Lawrence, Canada (Fig. 1).

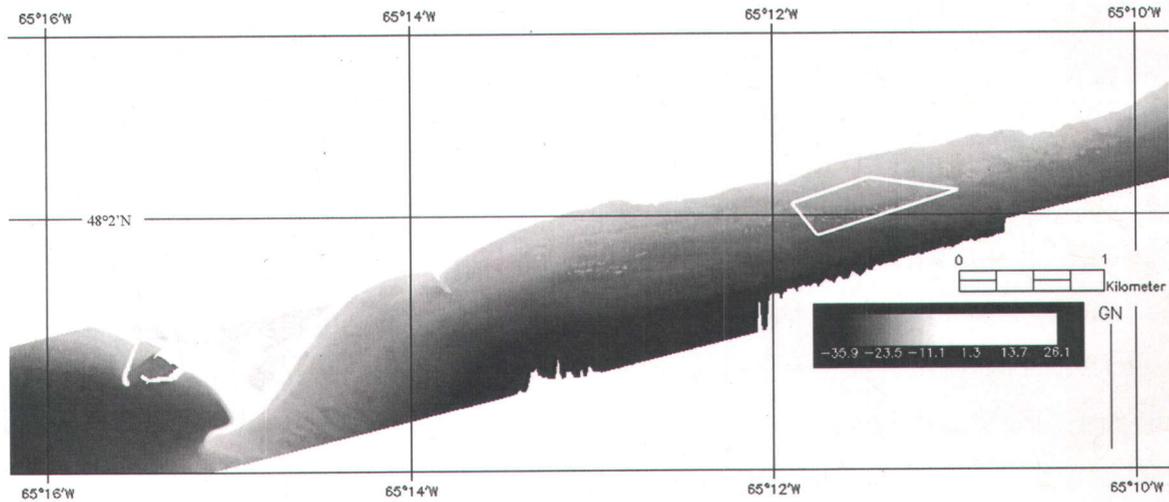


Figure 1. Grey-scale rasterization of maximum elevation derived from SHOALS return over Paspébiac (20.77 km^2 , 1 m resolution). The white polygon constitutes the analysis area. The terrestrial reflectance was specifically saturated in order to enhance this from the seabed.

SHOALS SYSTEM

In hydrographic mode, the SHOALS emits the 532 nm and 1064 nm wavelengths from a Neodymium-doped Yttrium Aluminium Garnet (Nd:YAG) laser with a beam divergence of 0.45 mrad. The first radiation (green) is typically used for the seabed detection because of its high water penetration, while the second wavelength (near infrared) allows measuring the water surface because of its high water absorption. In addition, the transceiver records laser energy return time series (waveforms) with four receivers. One receiver records therefore the infrared energy reflected from the water surface (surface return) and two collect the green energy reflected from the sea bottom (Geiger Avalanche Photo Diode, GAPD, shallow, 0.2-12 m, and, Photo Multiplier Tube, PMT, deep, ≥ 7 m). A fourth receiver records Raman energy, at 645 nm, which results from excitation of water molecules at the sea surface by the green laser energy [20]. Hence, Raman also indicates the interface air/water. The infrared waveform is also used to distinguish dry land from water. For each channel, the received signal was converted into a voltage, which was itself transformed with a logarithmic amplifier and digitized at 1GHz with 8 bits of resolution (256 levels). Assuming the celerity in physical elements,

each bin, i.e. one nanosecond, corresponds to a vertical resolution of 0.15 m and 0.1125 m in air and water respectively.

The green laser produces about 7.5 mJ of light in a 6 ns pulse at a repetition rate of 3000 soundings per second. The beam is diverged using a lens in front of the laser. The divergence is chosen so that the irradiance at the sea surface satisfies the Canada's standard for exposure to laser light in the workplace [25]. This irradiance level is also safe for marine mammals [26]. The transmitted laser pulses are partially reflected from the water surface and from the sea bottom back to the airborne receiver. In effect, distances to the sea surface and bottom can be calculated by measuring the times of flight of the pulses to those locations and knowing the speed of light in air and water. The SHOALS is a monostatic system, i.e., the transmitter and the receiver are collocated and share the same field of view (FOV) with a fixed nadir angle of 20°. In this paper, the medium sounding density was used, i.e. a shot every 4 meters.

In addition, each SHOALS sounding receives its positioning from GPS (Global Positioning System) in either differential (DGPS) or kinematic (KGPS) mode. With DGPS, horizontal positioning of the aircraft is accurately known and directly translates to a known horizontal sounding/elevation position. Accurate vertical positioning for each measurement is then obtained by correlating the LiDAR surface return with independent water level measurements. In contrast, KGPS provides both horizontal and vertical aircraft positioning accurately, thus the full three-dimensional positioning for each measurement is independent of supporting water level measurements. SHOALS depth measurements are accurate to IHO Order 1 standards, i.e. ± 0.15 m in the vertical and ± 1 or 3 m in the horizontal [27, 28, 29] with KGPS and DGPS, respectively. Roll, pitch, and yaw of the aircraft were also measured 200 times per second by an Inertial Measurement Unit (IMU) in order to correct for changes in capture angle.

The maximum water depths detectable by SHOALS are limited by water clarity, or the amount of turbidity, in the water column. As the laser pulses travel through the water column, several processes occur that limit the amount of light to eventually reflect from

the sea floor and return to the receivers in the aircraft. Light energy is lost during refraction and is scattered and absorbed by particles in the water and by water molecules themselves (Fig. 2) [30].

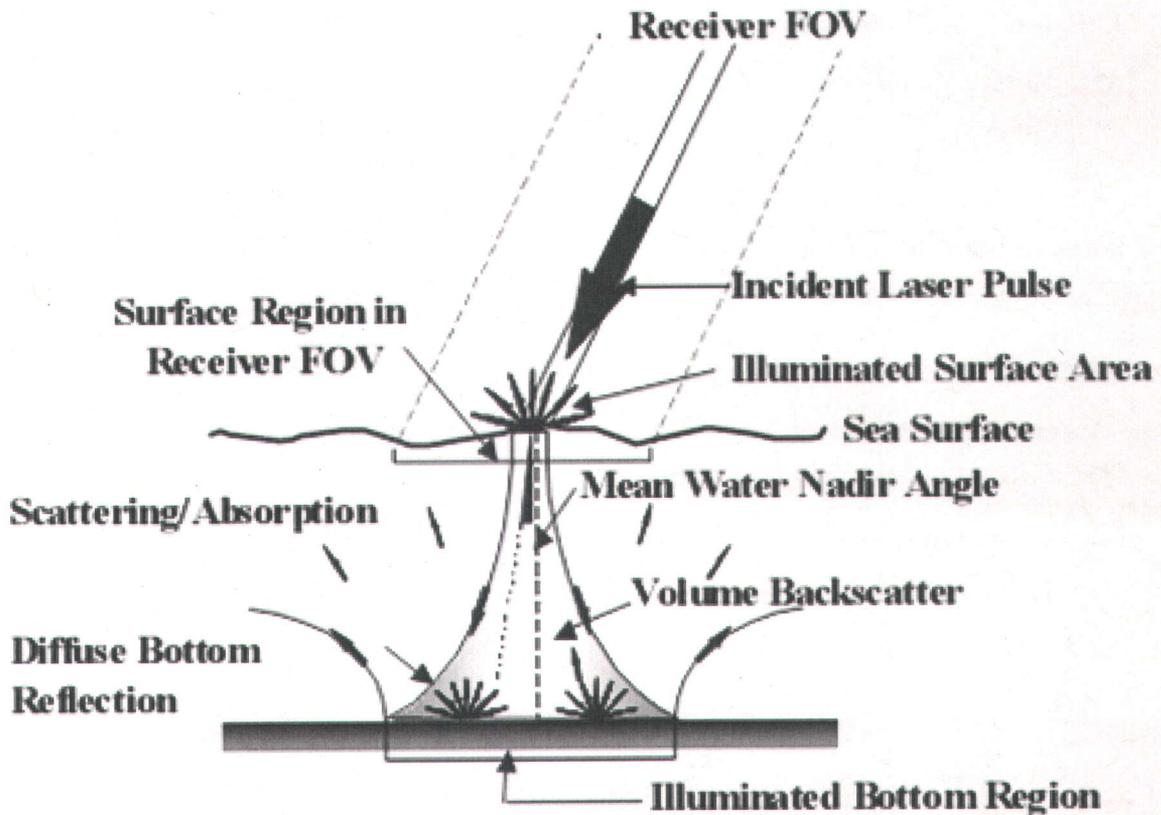


Figure 2. Bottom, water column and air/water interface effects on the round pathway of the SHOALS green laser beam (FOV is field of view). From Irish et al., 2000 [30].

METHODOLOGY

LiDAR intensity is the ratio of received energy to transmitted energy. Its physical meaning is linked with parameter measurements integrated during the beam path. The bathymetric SHOALS return may be divided into three main parts: the water surface, the water column, and the benthic (bottom) return [20]. At the nadir angle, the altitude and all the loss parameters were correctly sustained during the survey, the signal equation is:

$$P_R = WP_T R \times e^{(-2KD)} \quad (1)$$

P_R : Received power of bathymetric LiDAR signal

W : Constant combining loss factors

P_T : Transmitted power

R : Benthic Reflectance

K : Diffusive attenuation coefficient of water

D : Benthic depth

Furthermore, transforming (1) with natural log, we can obtain an equation that is linear in depth (2):

$$\ln P_r = \ln(WP_t R) - 2KD \quad (2)$$

LiDAR intensity was recorded as a function of time. Only the PMT green deep receiver signal (out of the 4 channels) was analyzed in this paper. The signal is delimited by 250 A.U. (relative photon count) and 185 nanoseconds (Fig. 3).

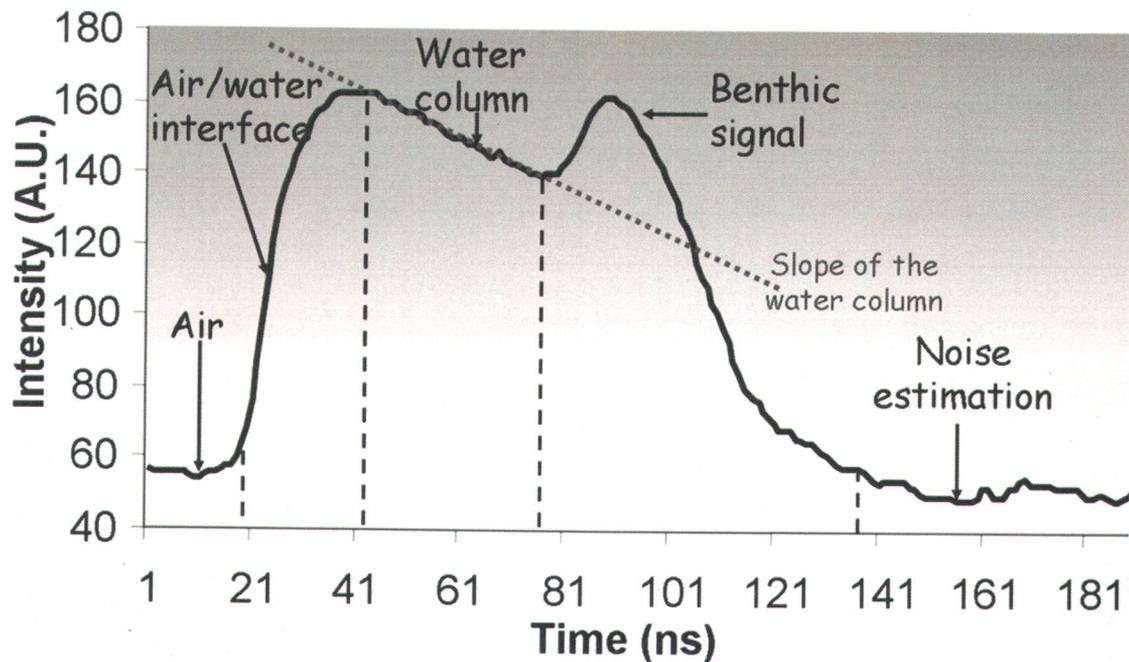


Figure 3. Segmentation of a typical raw bathymetric LiDAR backscatter. This one was acquired at 4.50 m depth. The dashed line is a linear fit of the water column return.

Study site

The survey covers 82 km² in 12 hours and represents 80 million individual depth and elevation measurements. They were collected by SHOALS between July 1st and 3rd 2006 over the Baie des Chaleurs, southern Gulf of Saint-Lawrence, Québec, Canada. The maximum depth penetration reached was 16.7 m over sandy zones and 8 m over macroalgae.

LiDAR data for this paper are focused on the subtidal nearshore of Paspébiac. This locality is hydro-dynamically characterized by high energy [31]. Two sand pits, nourished by quaternary deposits and the east swell, join themselves to draw a typical triangle. Whereas rocky areas, i.e. boulder and cobble, are mainly populated by the macroalgae *Laminaria* sp., and the green urchin *Strongylocentrotus droebachiensis*, the sandy zones, i.e. from fine up to coarse sand, predominantly host the two spionidae *Prionospio steenstrupi* and *Spiophanes bombyx*, the “Sand Dollar”, *Echinarachnius parma*, and finally, the two bivalves *Spisula* sp. and *Macoma balthica* [32].

The analysis area was covered by a series of 2 east-west overlapping flight lines at 270 ± 5 m altitude enabling a swath width of 196 ± 3.6 m and a sample spacing of 4 m, i.e. 85332 soundings covering 0.561 km² (Fig. 4).

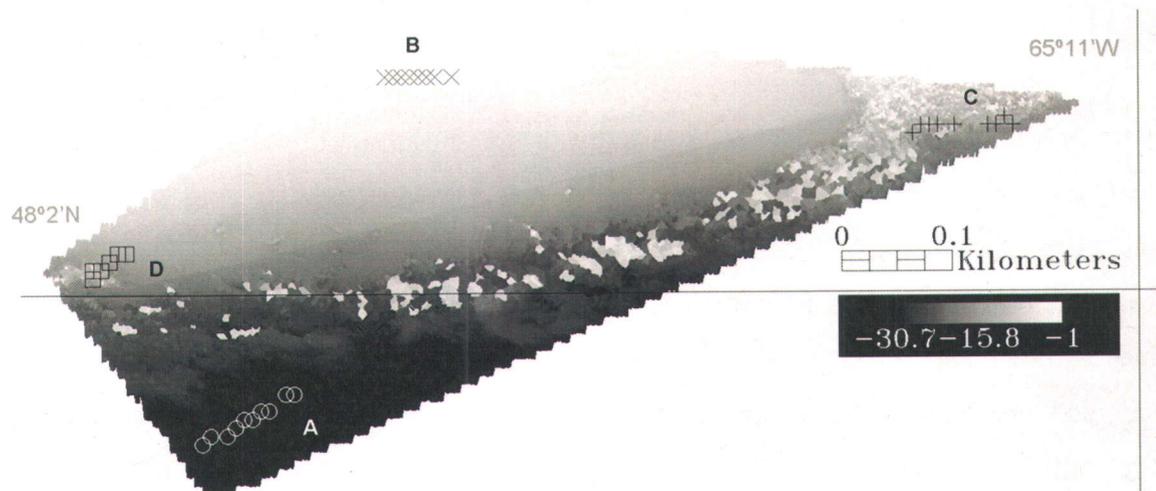


Figure 4. Grey-scale raster image of the maximum elevation from SHOALS return corresponding to the study area (0.561 km², 0.1m resolution). Ground-truth samplings are represented by (A) white ○, (B) black X, (C) black + and (D) open □.

The underwater ground-truthing

For this experiment, four areas, A, B, C and D (100 m x 10 m), were specified by the information derived from ground truth. Seafloor photographs were extracted with a digital high-resolution (5 megapixels) camcorder fitted with a wide-angle lens and placed in a waterproof case. Two 250 W light sources allowed adjustment of the illumination according to the water turbidity and the position of the camcorder to the bottom. The system was mounted on a tetrapod frame that included a reference ruler to evaluate the size of material of the seafloor. Throughout this study area, for each of these four stations surveyed, ten 0.16 m² images of the seafloor were collected when the camcorder reached the bottom.

De-noising and non-linear regression

The integration of the environmental parameters acting underwater and the variability of the electronic instruments within the SHOALS backscatter imposed a denoising method. The Fast Fourier Transform algorithm decomposes the one dimensional time series into its frequency components. By suppressing the high frequency components, i.e. low-pass filtering, this method allowed to achieve a denoising effect.

The shape and power of the returned signal from the seafloor can change significantly with seafloor depth as a result of spreading losses and absorption, even if the seafloor habitat remains the same [13, 33]. Since SHOALS data were acquired at different depths, the alterations due to seafloor depth variation will affect the shape statistics being calculated by our classification algorithm, thus obscuring the changes due to variations in bio-sediment type. Note that since the laser beam is a cone (Fig. 2), the size of the sampled area, or footprint, is physically linked to the acquisition depth. To overcome this, the statistical variables, describing the bottom signal, were regressed on depth and the residuals constituted the only variance analyzed. The regression was based on a non-linear least-squares fit, that is to say a linear combination of a Gaussian and a quadratic functions.

Data analysis

In order to determine the relevant utility of the underwater laser data to discern differences in benthic characteristics, deviations in the composition of habitats, visualized with ground truth, were emphasized. This was processed in two steps. First, to quantify the surface covered by the sediment and the epi-macrobenthos, a grid of 100 uniformly distributed points was superimposed on the photographs, and what was under each point was identified to give an estimate of the percentages of the surface covered by each component [34]. Second, the aerial percentages were submitted to multivariate statistical analyses to classify the stations by their similarity. The matrix of 40 stations by 17 variables, corresponding to the species- and sediment-type aerial percentages, was used to compute similarity matrices on selected variables using the Bray-Curtis index [35]. The similarity matrices were then submitted to average linkage hierarchical clustering to classify the stations [36]. For each resulting classification, the mean relative aerial density and percentage of contribution to within group similarity were computed for the main components of the group [35].

The signal processing consists of extracting the portion of the waveform, which contains the relevant benthic information. The ad hoc portion is called "benthic signal" (Fig. 3). The signal curvature is studied by the first derivative. As a result it becomes possible to retrieve the benthic signal. Then two approaches were used to extract variables from backscatters. The first approach computed a series of descriptive statistical variables - namely mean, variance, skewness, kurtosis, area under curve, length, absolute deviation, total, maximum, minimum - derived from Raw signals (Rs), and the second treatment dealt with the same statistical variables but derived from Quintic-Gaussian-fitted curves (QGs). Both methods yield a data table of 10 extracted variables (columns) and 85332 backscatters (rows). Following an unsupervised classification, both data matrices were submitted to two types of multivariate statistical analysis. First, the correlation matrix of the 10 variables, resulting from the benthic return description, were non-linearly regressed on depth and the residuals were reduced to three main dimensions (PC1, PC2, and PC3) using Principal Component Analysis (PCA) [36] for sorting out the

backscatters, which generally account for 90% or more of the total variance in a data set [14]. Then, the scores on the PCA components representing more than 2.5% (i.e. 1/40) of the total variance were submitted to a K-means cluster analysis based on a progressive-splitting process. At the end of the procedure, soundings with similar characters formed clusters that defined laser classes, which were mapped throughout the surveyed seabed.

The direct quantitative comparison of classification algorithms performances is based on the Confusion Matrix (CM), whose information will in the following be often summarized by the overall Accuracy, A, defined as the ratio of the number of validation pixels that are classified correctly to the total number of validation pixels irrespective of the class [37]. A further important confusion matrix statistics used here is the Kappa coefficient, K, which describes the proportion of correctly classified validation sites after random agreements are removed [38].

To produce a raster image of the bathymetry, i.e. the bin difference between the surface and bottom peaks multiply by 0.1125 m, was binned into 0.1 m raster pixels. The pixel coordinates correspond to those of each sounding point. The outcome of this procedure is to generate a highly accurate seabed raster image from the SHOALS data. To further study the potential use of this active image, a shaded relief image of the Digital Depth Model (DDM), i.e. a 3D rendering of grid of squares, was produced.

RESULTS

Ground-truth sampling

From analysis of the photographs (Fig. 5), seafloor sediments on the studied subset of Paspébiac are either coarse with a dominance of boulders or fine sand. Large boulders (>40 cm) were common (up to 64 %) in the middle east of the area. Fine sand coverage, located on the closer part of the beach, reached almost 99 %. Several benthic communities were identified from the analysis of the photographs and they tended to be distributed over distinct areas. The most common taxa were *Laminaria* sp., Echinoidea and Asteroidea. The algal species were very abundant, especially on boulders and

commonly in the large cobbles, rarely overturned, on which *Laminaria* sp. holdfast settle down. In contrast, Echinoidea frequently covers cobbles without *Laminaria* sp.. They seem to prefer light and avoid the high shades of *Laminaria* sp. or the mechanical action of algae when they are tossed by wave actions. Asteroidea were observed on boulders (>10 cm) where calcareous encrusting algae were abundant.

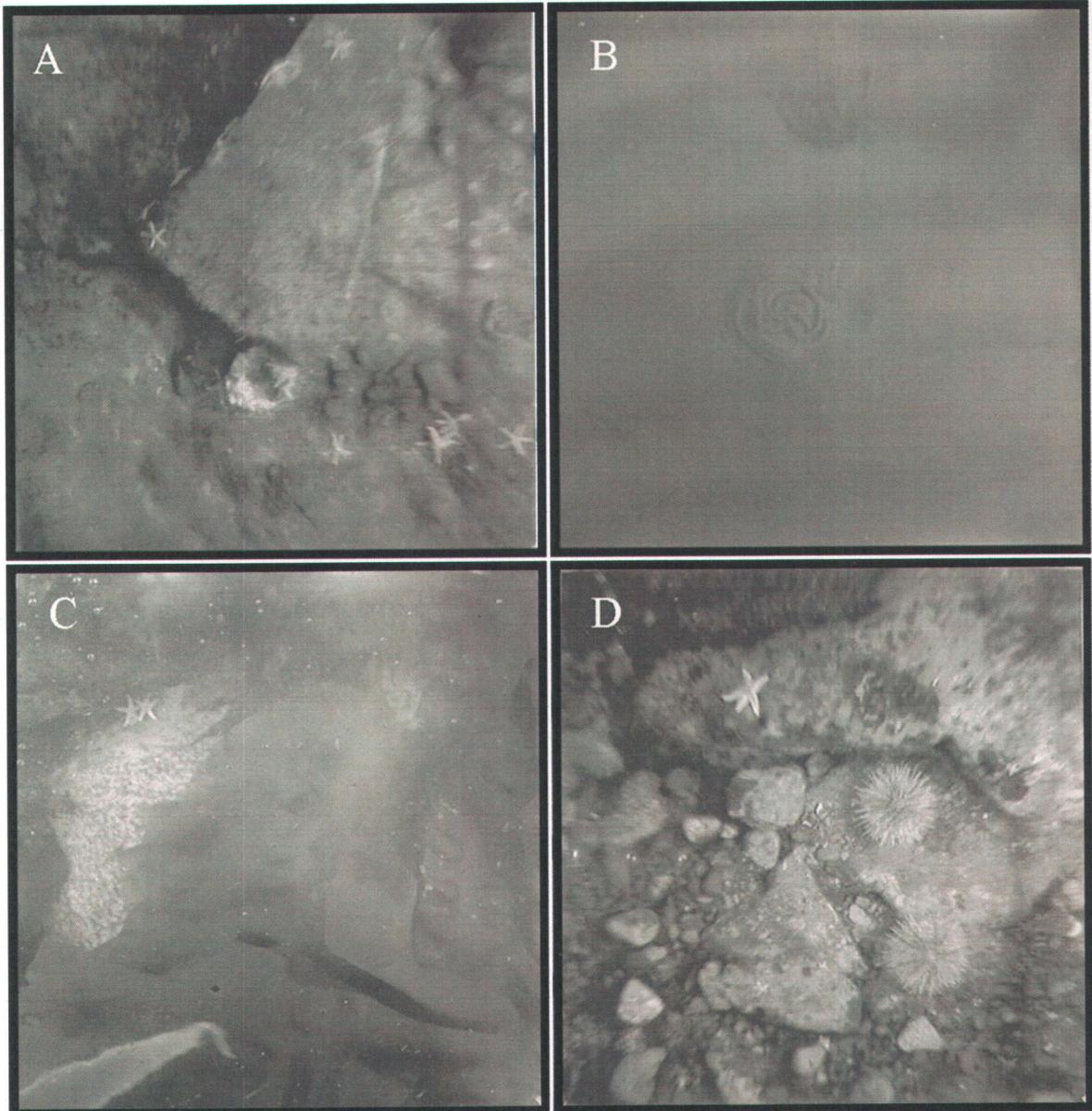


Figure 5. Sample underwater pictures (each one equals to 0.16 m²) corresponding to the four main habitat types surveyed with SHOALS. The selected habitats are (A) boulder with asteroidea, (B) fine sand with dejecta of polychaetes, (C) *Laminaria* sp. on boulder and (D) Echinoidea on cobble.

The hierarchical clustering applied to the similarity matrix computed from the combination of sediments and epi-macrobenthos aerial percentages identified four groups (Table 1) from the photographs analysis. The four groups are actually mainly sorted by both their sediment and biological composition, overlapping the four ground-truth sites: group 1 (G1) can be related to *Laminaria* sp. on bedrock habitat (C), group 2 (G2) to fine sand habitat (B), group 3 (G3) to Echinoidea on cobble habitat (D) and group 4 (G4) to Asteroidea on boulder and cobble habitat (A). In summary, this cluster analysis gave consistent results that are interesting to compare with the statistical analyses applied to the laser data.

Table I. The relative aerial density and contribution to within-group similarity for the macrobenthos and sediments aerial percentages in each group identified with hierarchical Clustering.

Gr oups	Features	Relative aerial density (%)	<i>Contribution to within group similarity (%)</i>
G1	<i>Laminaria sp.</i>	68.4	36.6
	Asteroidea	3.9	30.5
	Boulder > 256 mm	19.8	29.7
G2	Fine sand	98.6	97.2
G3	Echinoidea	26.6	51.3
	Asteroidea	7.2	2.3
	Cobble	57.1	42.7
G4	Boulder > 256 mm	63.9	57.4
	Cobble	9.4	17.9
	Asteroidea	10.3	21.3

SHOALS bathymetry

The visual rendering of the DDM (Fig. 6) brought some meaningful information about the location of the bottom types. From the top to the bottom of the image a bathymetric gradual slope (from approximately 3 to 12 m) was crossed by a crescent of shallow water bottoms. The horizontal fine resolution, i.e. 10cm, was indeed a relevant framework for the geospatial analysis, and this high accuracy was hardly counterbalanced. Despite transgressing the threshold of the resolution capabilities of the

SHOALS-3000, the DDM obviously did not shed light on any artifacts caused by the scanning angle or the overlapping flights.

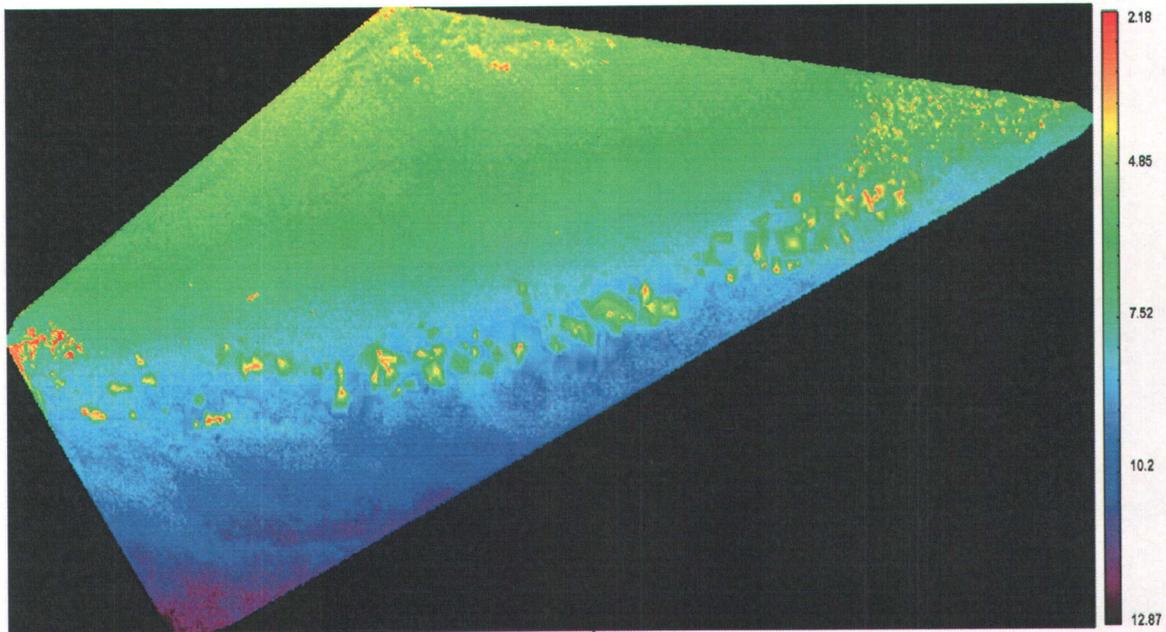


Figure 6. Rainbow raster image of the Digital Depth Model applied to the study area (0.561 km², 0.1 m resolution). The color ramp ranges from 2.18 to 12.87 m.

SHOALS classifications

Taking into consideration the discrimination of the four previous habitats, the ground-truth areas stand for the validation Region Of Interests (ROI's). It was thus possible to discard or accept classifications characterized by relatively good validation statistics on the basis of their consistency with macroscopic features of bio-sediment distribution. As a result, the number of clusters for the classification of both extraction methods was logically determined for $K = 4$ (+1 for the null class attributed to the surrounded seabed) and the optimal split-level was reached at the 22nd step. The results of the SHOALS classifications of both extraction methods are visualized on Figures 7 and 8 (a and b) and given in Table II. Figure 7 is a three-dimensional scatterplot of the Rs backscatters submitted to the PCA and the clustering. Classifications of both methods are highlighted in Figure 8. Table II showed the characteristics summarizing the “validation” confusion matrices for Rs (Raw, Fig.8 a) and QGs (Quintic-Gaussian, Fig.8 b).

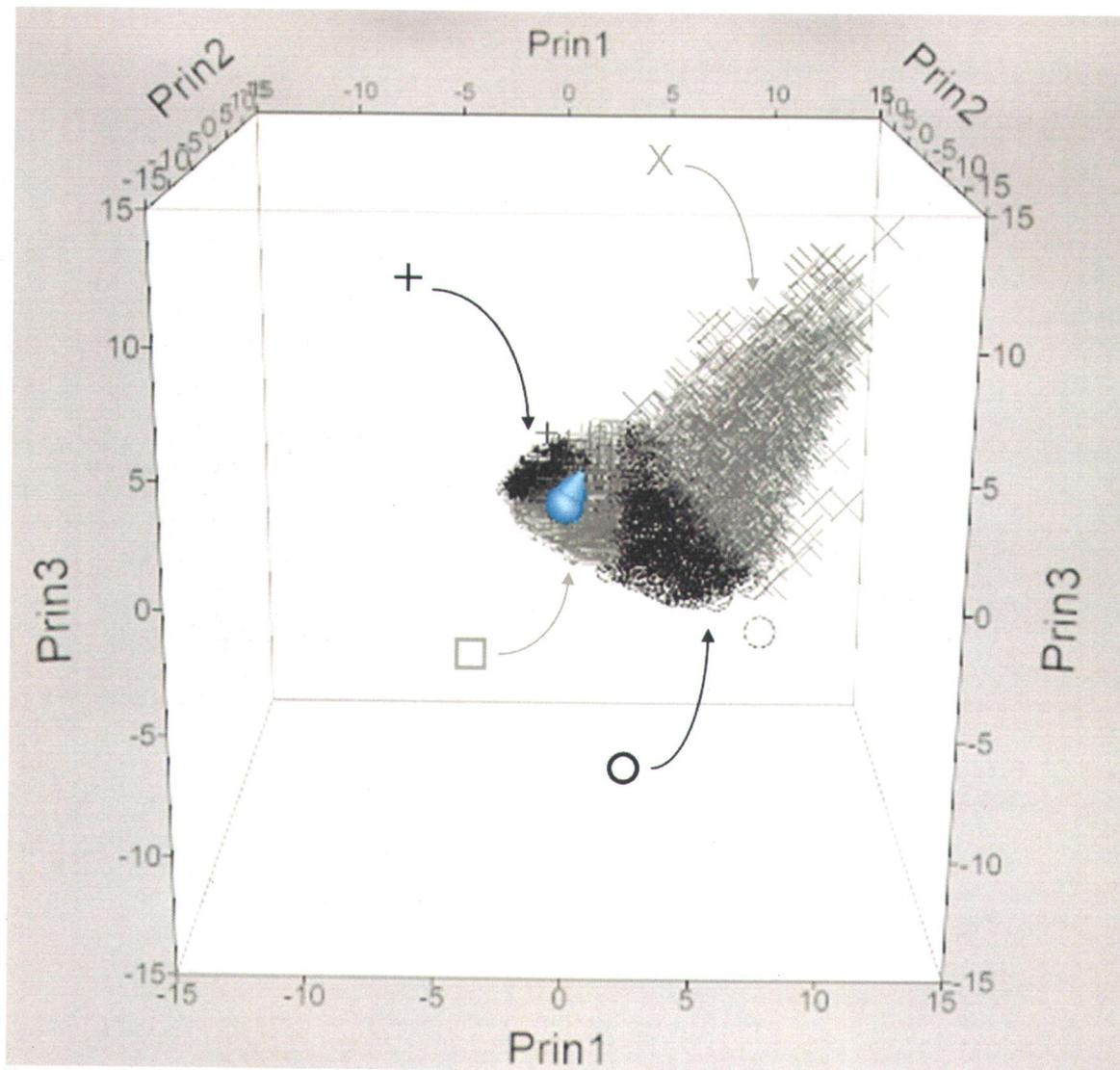


Figure 7. Projection of the SHOALS benthic returns on the three first Principal Components axes (79.14% of the initial variance). Those points were characterized by the Raw signal (Rs) submitted to a K-means approach [grey \square : Laminaria sp. on boulder (G1); grey X: Fine sand (G2); black +: Echinoidea on cobbles (G3); black o: Boulder with Asteroidea (G4)].

The projection of Rs backscatters on the three first PC displayed an obvious robustness because they totaled 79.14% of the whole initial variance. Within this 3D rendering, two large clusters were discriminated: one composed with G2-B and G3-D and the other one with G1-C and G4-A. That is to say, algae on boulder and seastars on boulder were separated from urchins on cobble and fine sand, thus grain size sediment seemed to be the discriminating factor.

The application of the implemented algorithm classifier on the statistical parameters

derived from Raw signal data showed a good performance of accuracy as the assessment clues emphasized it. The *Laminaria* sp. on boulder (G1) and the fine sand (G2) habitats were correctly identified (A=88.5%, K=0.81 and A=85.9%, K=0.88). The two other habitats (G3 and G4) were consistently characterized by poorer performances both statistically (A=76.2%, K=0.75 and A=77.9%, K=0.73) and visually.

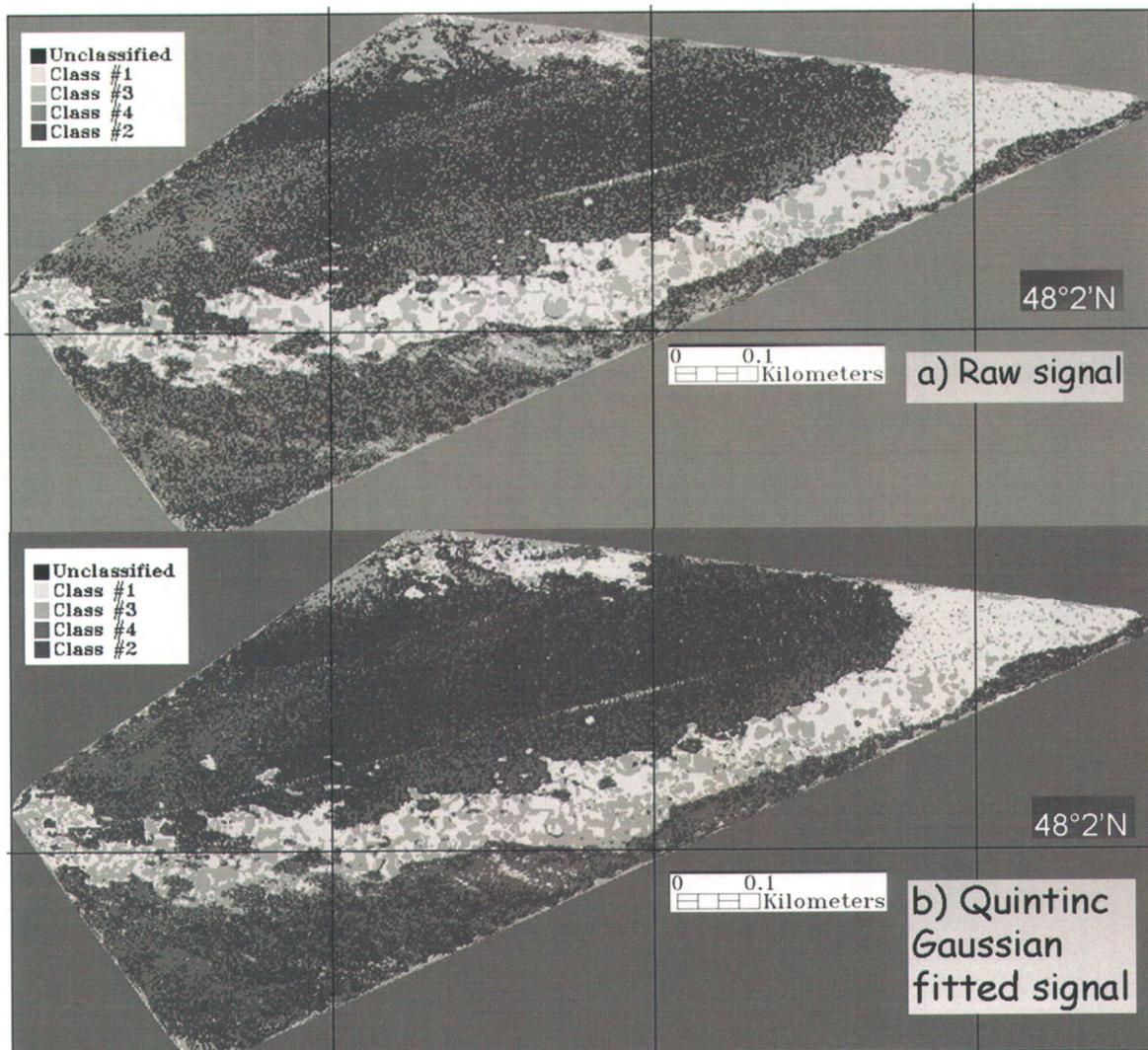


Figure 8. Resulting images of the classifier algorithm of the benthic SHOALS return based on the statistical parameters derived from a) the Raw signal, and (b) the Quintinc-Gaussian-fitted signal. Images are composed of the 4 cluster classes and the null class.

Running the same classifier over statistical parameters extracted from the Quintinc-Gaussian-fitted signal gave a slightly worse classification. The two validation sites (G1 and G2) were relatively well classed (A=84.3%, K=0.80 and A=79.1%, K=0.74) while

the accuracy statistics of both last ones (G3 and G4) displayed the least robust identification (A=69.3%, K=0.66 and A=70.7%, K=0.64).

Table II. Overall Accuracy (A), in %, and Kappa coefficient (K) summarizing the Confusion Matrix characteristics for both methods and validation sites considered.

	G1(C)		G2(B)		G3(D)		G4(A)	
	A	K	A	K	A	K	A	K
Rs	88.5	0.81	85.9	0.88	76.2	0.75	77.9	0.73
QGs	84.3	0.80	79.1	0.74	69.3	0.66	70.7	0.64

Even though the confusion matrix statistics indicated a marginally better performance of the algorithm on Rs than QGs, both classifications were in satisfactory agreement and captured well the general known benthic structures, which were mostly homogeneous. Indeed, G1 and G2 were constituted by substrata distinctly characterized by a low spectral variability, i.e. bedrock and sand, whereas G3 and G4 could be confused each other but above all with both previous groups due to the heterogeneity of the cobble and boulder size.

The color mapping was chosen in order to render the visual inspection as an apparent correlation between the brightness and texture of the classification image, and bottom type. Precisely, the fine sand (G2) and urchins on cobble (G3) were bright and smooth, whereas the macroalgae on boulder (G1) and seastars on boulder (G4) were dark and rough. As a result, the unsupervised classification delimited 4 classes, as initialized, which tended significantly to draw relevant overlapping with the 4 habitats described; thus, classes 1, 2, 3 and 4 are related to G1, G2, G3 and G4, respectively. Due to the overlapping flights of the survey, mild linear artifacts appeared within the class #2.

DISCUSSION

First, the ground-truth analysis of photographs showed that the intra- and inter-sites variabilities of the sediment and benthic-community types were, respectively, sufficiently

low and high to be statistically discriminated. Second, bathymetric LiDAR backscatters can significantly differentiate between the four characterized habitats, whatever the signal is “Raw” or fitted with a “Quintic-Gaussian” curve.

The resulting classifications based on those previous methods brought out that fitting a quintic-gaussian curve onto the signal did not differentiate itself from this raw signal but tended to slightly misclassify. The fitting curve reduced the variability of the intensity, which consequently gathered some soundings, distinguished by the other extraction method.

As the species encountered in our study live in preferred sediment types, we assumed that the sediment distribution was implicitly involved in the SHOALS discrimination of the benthic communities. Afterwards, as the sediment inter-sites variability was rather high, consequently, the sediment pattern itself would have been hypothetically sufficiently variable to compare with a laser classification. Nevertheless some ancillary factors are also used to characterize a habitat such as water depth, seafloor geomorphology, habitat complexity, current speed, food supply, temperature range, predation pressure, and disturbance by fishing activities [8]. These environmental factors certainly influence the pattern of benthic-community distribution and should be taken into account in the interpretation of SHOALS classifications.

At Paspébiac, large boulders were found on areas with strong currents and gravel substratum, two factors that are essential for larval dispersion and larval settlement [39]. This hydrodynamic regime coupled with heterogeneous topography is a keystone to aggregate and retain large abundances of epibenthic species [40]. The ground-truth photographs revealed abundant seastars, sea urchins and burrows of marine polychaetes; those constitute the main diet of *Homarus americanus*. Hence, the region is well known as a productive lobster region. Indeed rocky areas covered by tall algae where young lobsters can hide in the crevices from predators and prolific food set up an ad hoc habitat favoring the retention of this lobster population in this specific area. Focusing on these suitable patches, namely *Laminaria* sp. on boulders (G1 and Class #1), it became possible, under

apposite ecological and biological assumptions, e.g. daily locomotor behavior of *H. americanus*, its scale-dependent perception, to predict a map of lobster habitat suitability. A program was implemented in order to create a buffer-zone image from a classification image. Each pixel in the output image was the nearest distance, in pixels, from any Class #1 pixel (Fig. 9). A stepwise fringe of interest has therefore been constituted, ranging from 0 pixel (in purple) to approximately 30 pixels (yellow) distant from any assumed lobster habitat, pixel-scaled. At this spatial local scale, this map could have things in common with a map of the probability of occurrence of suitable lobster habitat, in which the habitat probability would be inversely related to the distance.

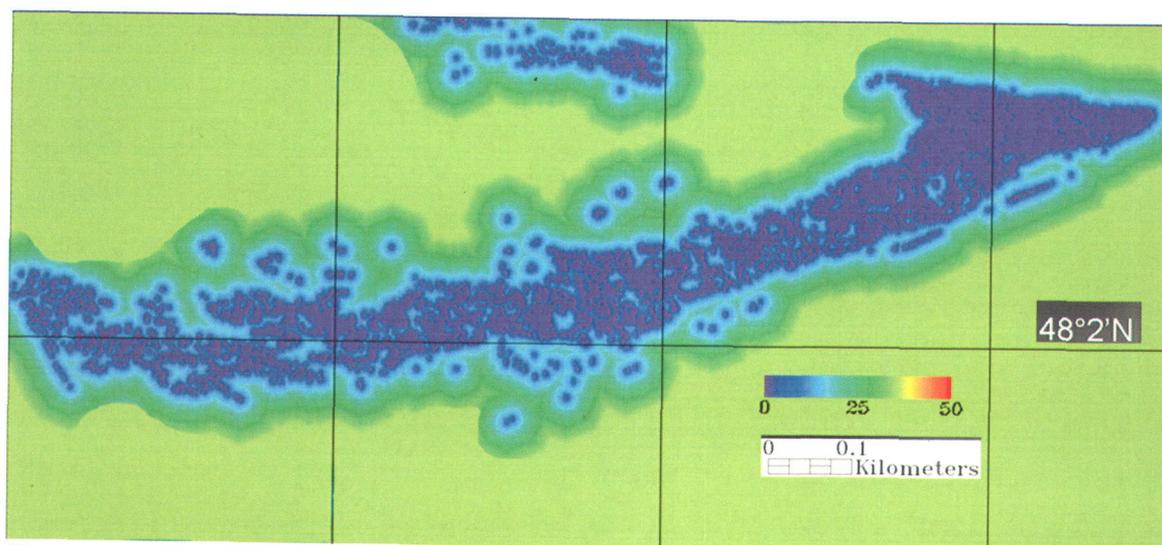


Figure 9. Buffer-zone image specified by the *Laminaria* sp. on boulder habitat or Class #1. The color ramp evokes the pixel distance.

Afterwards, scattering patterns of the return signals projected onto the three first PC's (Fig. 7) could reveal biophysical aspects of the habitat sounded. Indeed in computing the variability of the distance point-centroid within the Figure 7, *Laminaria* sp. on boulders (G1) displayed a greater variability than the three other habitats (Table III). Thus, the greater heterogeneity bound to algae on bedrock site could highlight the growth of entropy, while other habitats, characterized by denser point clouds, showed bio-sediment sites spectrally more homogeneous, in this study. Within this outlook, it will be relevant to find out specific sets of extracted variables that could be used to correctly and significantly identify the nature of the habitat surveyed and the influence of species aerial percentages on SHOALS signatures.

Depth variation has been shown in the literature to affect our capacity to detect and differentiate remote sensed signatures [9, 10, 13]. The depth regression that considers for the variance due to other parameters than depth obviously generated some interesting classifications. In this respect the relation between the depth and the first PC was plotted, and the linear Pearson correlation coefficient was computed. Assuming that the three first PC axes, reaching 79.14 % of the total initial variance, were a consistent indicator, the multiple correlation coefficient of depth on these three synthetic variables, 0.03, did not show a depth-dependence of the synthetic variable.

Even with the depth regression and the consequent low correlation between the synthetic variable and depth, the physical meanings of the variation of the benthic signal with depth need to be explored. A lack of a normalization procedure could be problematic, especially because it is recognized that benthic assemblages are distributed in patchiness on scales ranging from centimeters, meters and kilometers in the deep sea [41] or the intertidal zone [42, 43]. Hence, the effects of uncorrected depth fluctuations are likely to overshadow the variation inherent in the nature and the slope of the seabed and fatally link the laser signatures to depth-related variables. To properly normalize the signal with depth, the returned signal inherent to a seafloor depth (D) could be normalized to a reference seafloor depth (D_0) and the statistics calculated at the reference seafloor depth, with no regression any more (Fig. 10). Then, power adjustment would remove the effect of spherical spreading and temporal spreading would correct. Indeed the SHOALS waveform is amplitude as a function of time, and the bottom return is therefore stretched when the relative slope increases [13, 24]. To perform accurate depth normalization, corrective measures of the attenuation coefficient of water should be precisely measured regarding the rate at which the light is absorbed as it travels through water, i.e. slope of the water column in Fig. 3. Further laboratory experiments will investigate this effect on the bottom return signal, and their results will draw some numerical fundamentals for modeling the underwater pathway of a laser beam.

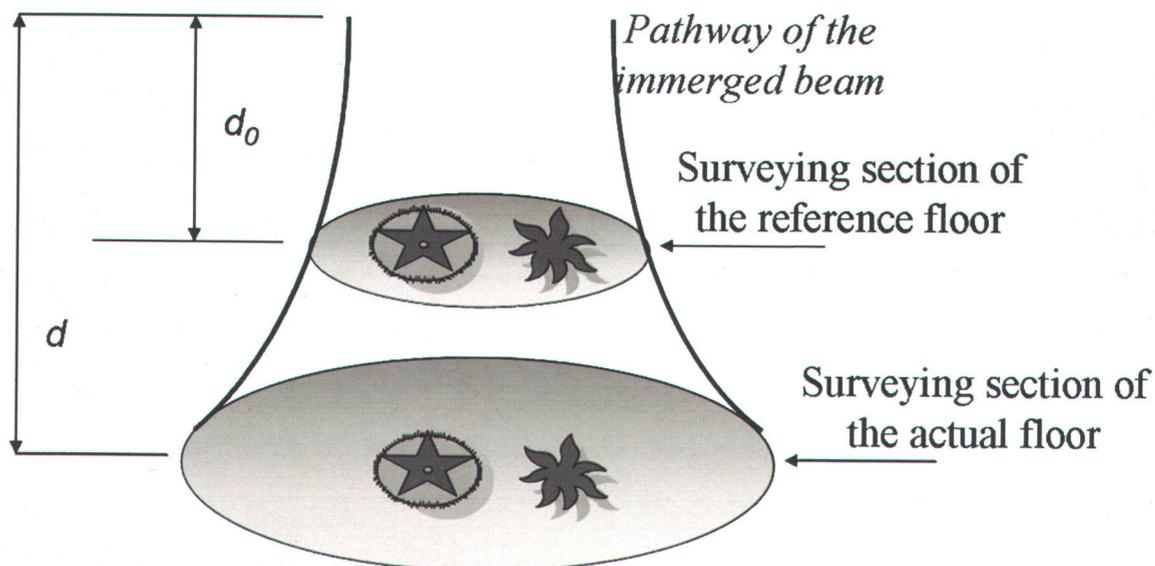


Figure 10. Pathway of the laser beam under the water surface. The two depths d_0 and d represent the surveying sections at the reference depth and at the actual depth respectively.

Moreover, the depth-regressed algorithm used in this study works well unless (i) fog produces a near surface return that is stronger than the surface return, (ii) fish near the surface produce a stronger return, or (iii) a shallow bottom produces a stronger return [43]. As a result little artifacts due to the overlapping flight were specifically revealed at the depth of 3m. Now according to researchers, there is more scatter than other depths [24]. This is probably due to the double focusing effect on the LiDAR pulse by the water surface, an effect that is characteristic of a monostatic LiDAR configuration such as SHOALS. Double focusing by a wavy surface results in an increase in both the amplitude and variance of the SHOALS bottom return at shallow depths [24].

An evaluation of polarization diversity LiDAR can monitor some kinds of water column and bottom microphysical information currently measured only through in situ sampling methods. In particular, LiDAR polarization measurements are indicated to be sensitive to the morphological composition of the underwater reflectors [45]. The cross-polarized component of the reflected light, i.e. the component for which the linear polarization is orthogonal to the polarization of the laser beam, could be used because it produces the best contrast between large and smaller reflectors in the water and over the seabed.

Acknowledgments

A. Collin wishes to thank David Streutker for his IDL-ENVI modules implemented for LiDAR advancements and anonymous reviewers for their relevant corrections. This work was supported by the Network of Centre of Excellence Geoide, the Institut National de la Recherche Scientifique – Eau Terre et Environnement, Fisheries and Oceans Canada and Optech inc.

References

- [1] Lucas R., A. Rowlands, A. Brown, S. Keyworth and P. Bunting, 2007, "Rule-based classification of multi-temporal satellite imagery for habitat and agricultural land cover mapping", *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 62(3): 165-185.
- [2] Lévesque J., and D. J. King, 1999, "Airborne Digital Camera Image Semivariance for Evaluation of Forest Structural Damage at an Acid Mine Site", *Remote Sensing of Environment*, 68(2): 112-124.
- [3] Schmidtlein S., and J. Sassin, 2004, "Mapping of continuous floristic gradients in grasslands using hyperspectral imagery", *Remote Sensing of Environment* 92:126–138.
- [4] Lee K.-H., and E. N. Anagnostou, 2004, "A combined passive/active microwave remote sensing approach for surface variable retrieval using Tropical Rainfall Measuring Mission observations", *Remote Sensing of Environment* 92:112–125.
- [5] Kasischke E. S., J. M. Melack and M. Craig Dobson, 1997, "The use of imaging radars for ecological applications - A review", *Remote Sensing of Environment*, 59(2): 141-156.
- [6] Kotchenova S. T., X. Song, N. V. Shabanov, C. S. Potter, Y. Knyazikhin, and R. B. Myneni., 2004, "Lidar remote sensing for modeling gross primary production of deciduous forests", *Remote Sensing of Environment* 92:158–172.
- [7] Siwabessy P. J. W., Penrose, J. D., Kloser, R. J., and D.R. Fox, 1999, "Seabed-habitat classification", International Conference on High-Resolution Surveys in Shallow Water, 9 pp.
- [8] Kostylev V. E., R. C. Courtney, G. Robert and B.J. Todd, 2001, "Stock evaluation of giant scallop (*Placopecten magellanicus*) using high-resolution acoustics for seabed mapping", *Fisheries Research* : 60 : 479-492.
- [9] Hutin E., Y. Simard and P. Archambault, 2005, "Acoustic detection of a scallop bed from a single-beam echosounder in the St. Lawrence", *ICES Journal*, 62:966-983.

- [10] Durand S., P. Legendre and S. K. Juniper, 2006, "Sonar backscatter differentiation of dominant macrohabitat types in a hydrothermal vent field", *Ecological Applications*, 16(4):1421–1435.
- [11] Burns D. R., C. B. Queen, H. Sisk, W. Mullarkey and R. C. Chivers, 1989, "Rapid and convenient acoustic seabed discrimination for fisheries applications", *Proceedings of the Institute of Acoustics* 11:169–178.
- [12] Chivers R. C., N. Emerson, and D. R. Burns, 1990, "New acoustic processing for underway surveying", *Hydrographic Journal* 56:9–17.
- [13] Clarke P. A. and L. J. Hamilton, 1999, "The ABCS Program for the analysis of echo sounder returns for acoustic bottom classification", DSTO-GD-0215, Defence Science and Technology Organisation, Aeronautical and Maritime Research Laboratory, Melbourne, Australia.
- [14] Legendre, P., K. E. Ellingsen, E. Bjørnbom, and P. Casgrain, 2002, "Acoustic seabed classification: improved statistical method", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59:1085–1089.
- [15] Brown E. D., J. H. Churnside, R. L. Collins, T. Veenstra, J. J. Wilson, and K. Abnett, 2002, "Remote sensing of capelin and other biological features in the North Pacific using lidar and video technology", *ICES Journal of Marine Science*, 59: 1120–1130.
- [16] Pe'eri S. and W. Philpot, 2007, "Increasing the existence of very shallow-water LiDAR measurements using the red-channels waveforms", *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.*, May, Vol. 45, No. 5, 1217-1223.
- [17] Hickman G.D. and J.E. Hogg, 1969, "Application of an airborne pulsed laser for near-shore bathymetric measurements", *Remote Sens. of Env.*, 1, Elsevier, New York, 47-58.
- [18] Guenther G.C., 1985, "Airborne laser hydrography: System design and performance factors", NOAA Professional Paper Series, National Ocean Service 1, National Oceanic and Atmospheric Administration, Rockville, MD, 385 pp.
- [19] Guenther G.C., 1989, "Airborne laser hydrography to chart shallow coastal waters", *Sea Technology*, March, Vol. 30, No. 3, 55-59.G.C.
- [20] Guenther G.C., A.G. Cunningham, P.E. LaRocque and D.J. Reid, 2000, "Meeting the Accuracy Challenge in Airborne LiDAR Bathymetry" presented at EARSel, Dresden.
- [21] Park J.Y., R.L. Shrestha, W.E. Carter and G.H. Tuell, 2001, "Land-cover Classification Using Combined ALSM (LiDAR) and Color Digital Photography," presented at ASPRS Conference, St. Louis, Missouri, April 23-27, 2001.

- [22] Tuell G. H., 2002, "Data Fusion of Airborne Laser Data with Passive Spectral Data", 3RD Annual Airborne Hydrography Workshop, Corte Madera, CA.
- [23] Carter W., R. Shrestha, G. Tuell, D. Bloomquist and M. Sartori, 2001, "Airborne Laser Swath Mapping Shines New Light on Earth's Topography" *Eos, Transactions, American Geophysical Union*, Vol. 82, No. 46, November 13, 2001, Pp 549, 550, 555.
- [24] Wang C. and W. Philpot, 2001, "Assessment of Airborne Lidar Data for Detection of Shallow Ocean Bottom Change", 3RD Annual Airborne Hydrography Workshop, Corte Madera, CA, July 2002.
- [25] ANSI 1993. Safe Use of Lasers, Standard Z-136.1. American National Standards Institute, New York. 120 pp.
- [26] Zorn H. M., Churnside, J. H., and Oliver, C. W. 2000. Laser safety thresholds for cetaceans and pinnipeds. *Marine Mammal Science*, 16: 186-200.
- [27] Irish J. L., McClung, J. K., and Lillycrop, W. J., 2000, "Airborne lidar bathymetry: the SHOALS system", *PIANC Bulletin.*, 103: 43-53.
- [28] Pope R.W., Reed, B.A., West, G.W., and Lillycrop, W.J., 1997, "Use of an airborne laser depth sounding system in a complex shallow-water environment", Proceedings of Hydrographic Symposium XVth International Hydro Conference. Monaco.
- [29] Riley J.L., 1995, "Evaluating SHOALS bathymetry using NOAA hydrographic survey data", Proceedings, 24th Joint Meeting of UJNR Sea-Bottom Surveys Panel. Japan.
- [30] Irish J. L., McClung, J. K., and Lillycrop, W. J., 2000., "Airborne lidar bathymetry: the SHOALS system", *PIANC Bulletin*, 2000(103): 43-53.
- [31] Syvitski J.P.M., 1992, "Marine geology of Baie des Chaleurs", *Géographie physique et quaternaire*, 46(3) : 331-348.
- [32] Long, B. and G. Desrosiers, 2006, "Étude hydrodynamique, sédimentologique et biologique des sites de Maria, Saint-Siméon, Bonaventure, Newport et Cap-d'espérance dans la baie des Chaleurs, Québec, Canada. Ministère des Transports du Québec", contrat 3100-00-QH02. 121 p. + 4 annexes.
- [33] Hamilton L. J., 2001, "Acoustic seabed classification systems.", DSTO-TN-0401, Defense Science and Technology Organisation, Aeronautical and Maritime Research Laboratory, Fishermans Bend, Victoria, Australia.
- [34] Archambault P., K. Banwell and A. J. Underwood, 2001, "Temporal variation in the structure of intertidal assemblages following the removal of sewage", *Marine Ecology Progress Series*, 222: 51-62.

- [35] Clarke K. R. and R. M. Warwick, 1994, "Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation", Natural Environment Research Council, UK. 144 pp.
- [36] Legendre P. and L. Legendre, 1998, *Numerical Ecology*, 2nd English edn. Elsevier, Amsterdam. 853 pp.
- [37] Belluco E., M. Camuffo, S. Ferrari, L. Modenese, S. Silvestri, A. Marani and M. Marani, 2006, "Mapping salt-marsh vegetation by multispectral and hyperspectral remote sensing", *Remote Sensing of Environment*, 105: 54–67.
- [38] Rosenfield G.H. and K. Fitzpatrick-Lins, 1986, "A coefficient of agreement as a measure of thematic classification accuracy", *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 52: 223-227.
- [39] Bousfield E. L. ,1960, *Canadian Atlantic Sea Shells*. National Museum of Canada, Ottawa. 72 pp.
- [40] Archambault P & E. Bourget, 1999, "The influence of shoreline configuration on spatial variation of meroplanktonic larvae, recruitment and diversity of benthic subtidal communities", *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 238:163-186 (voir *erratum* dans vol. 241/2: 309-333).
- [41] Jumars P.A. and J.E. Ekman, 1983, "Spatial structure within deep-sea benthic communities": in Rowe, G.T., ed., *The Sea: Deep-sea Biology*, v. 8: John-Wiley & Sons, New York, p. 399–452.
- [42] Archambault P & E. Bourget, 1996, "Scales of coastal heterogeneity and benthic intertidal species richness, diversity and abundance", *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 136:111-121.
- [43] Underwood A.J. and M.G. Chapman, 1998, "A method for analysing spatial scales of variation in composition of assemblages", *Oecologia* 117: 570-578.
- [44] Churnside J. H., J.J. Wilson and V.V. Tatarskii, 2000, "Airborne lidar for fisheries applications", *Optical Engineering* 40(3) 406–414.
- [45] Churnside J. H., D.A. Demer, and B. Mahmoudi, 2003, "A comparison of lidar and echosounder measurements of fish schools in the Gulf of Mexico", *ICES Journal of Marine Science*, 60: 147–154.

Antoine Collin (M'07) received the B.Sc. degree in Life and Earth Sciences from the University of Beaulieu, Rennes (France), in 2003, the M.Sc. degree in Marine Ecology from the University of Pierre et Marie Curie, Paris (France), in 2005. He is currently a Ph.D. student in the Institut National de la Recherche Scientifique – Eau Terre et Environnement, Québec, QC (Canada). His research activities focus on developing the approach of the ubiquitous airborne LiDAR in order to survey and manage coastal ecosystems.



Philippe Archambault received the B.Sc. degree in Biology from the University of Montreal, Montreal, QC (Canada), in 1991, the Ph.D. degree in Biology from the University Laval, Québec, QC (Canada), in 1998, and was postdoctoral fellow in the University of Sydney, Sydney (Australia), in 2000. He is currently a Professor-Researcher in the Institut des Sciences de la Mer (ISMER), University of Québec in Rimouski, Rimouski, QC (Canada). Specialist in benthic ecology, his research studies emphasize the influence of anthropogenic and natural disturbances on the benthic biodiversity.



Bernard Long received the M.Sc. degree in Geology from the University of Nantes, Nantes (France), in 1971, the Ph.D. degree in Marine Geology from the University of Toulouse, Toulouse (France), in 1975. He is currently a Professor-Researcher in the *Institut National de la Recherche Scientifique – Eau Terre Environnement (INRS-ETE)*, Québec, QC (Canada). Specialist in marine sedimentology, his research interests mainly stress the intrinsic structures of marine sediments and sedimentological dynamics within littoral and estuarine landscapes.



1.2 Article 2 : Integration of local spatial statistics and textural features for benthic classification of bathymetric LiDAR images

Antoine Collin^{a,*}, Bernard Long^a & Phillippe Archambault^b

^a*INRS-ETE, Université du Québec, Québec, Canada*

^b*Institut des Sciences de la Mer, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Canada*

* *Corresponding author : antoine.collin@ete.inrs.ca*

Soumis le 1^{er} août 2009 dans *Journal of Coastal Research*

Résumé— L'objectif de cette recherche est d'évaluer la discrimination du paysage benthique en utilisant le *LiDAR* bathymétrique aéroporté basé sur des paramètres statistiques dérivés de la forme d'onde benthique, des informations de texture et des statistiques spatiales locales. L'analyse des vérités-terrain sous-marines a permis de regrouper les stations sur la base de leur diversité β . Douze paramètres statistiques descriptifs, extraits de la forme d'onde, ont été utilisés pour discriminer quatre habitats benthiques. Un algorithme de classification non-supervisée, *K-means*, et une méthode supervisée, basée sur le *Support Vector Machine (SVM)*, ont été appliqués aux données. Des mesures de textures, définies par la Matrice d'Occurrence des Niveaux de Gris (MONG) et la Matrice de Co-occurrence des Niveaux de Gris (MCNG), ont été évaluées du point de vue de la discrimination du paysage benthique. Le rôle joué par les statistiques spatiales locales a été, en outre, investigué. Basés sur l'analyse de la forme d'onde, des taux de bonne classification de 89.9% et 67.7% ont été obtenus pour les méthodes supervisée et non-supervisée, respectivement. Ainsi, le *LiDAR* bathymétrique constitue un outil adéquat pour l'identification du paysage benthique avec l'algorithme de classification *SVM*. L'évaluation des mesures de texture et des statistiques spatiales locales ont souligné que la Moyenne (de MONG), la Moyenne (de MCNG), et le Getis-Ord local ont produit les meilleurs taux de discrimination. Ces métriques complémentaires ont été intégrées aux douze bandes de statistiques benthiques afin de déterminer leurs contributions spécifiques. Les résultats ont montré que la séparabilité des classes benthiques a été améliorée et que le taux de bonne classification a été augmenté de 5.3%. Finalement, les quatre premières Composantes Principales, *i.e.*, 90.41% de la variance des douze paramètres, renforcées par les trois métriques précédentes, ont conduit à 93.3% de bonne classification, témoignant de l'optimisation du traitement de classification.

Mots-clés— Bathymétrie, Cartographie, *LiDAR*, Classification, Texture, Haute-résolution, Spatial, Sous-marin.

Abstract— The scope of this research is to assess benthoscape discrimination using Airborne LiDAR Bathymetry (ALB) based on statistical parameters derived from the benthic waveform, textural information and local spatial statistics. Undermarine ground-truth analysis allowed to cluster stations on the frame of their β -diversity. Twelve descriptive parameters, retrieved from the waveform evaluation, were used for discriminating four benthic habitats. A K-means unsupervised classification algorithm and a supervised method based on the Support Vector Machine (SVM) were applied to the dataset. Textural measures, defined by the Grey-Level Occurrence Matrix (GLOM) and the Grey-Level Co-occurrence Matrix (GLCM), were evaluated from the benthoscape discrimination viewpoint. The role played by local spatial statistics was in addition investigated. Based on the waveform analysis, correct classification rates of 89.9% and 67.7% were obtained for supervised and unsupervised methods respectively. Hence, ALB data embody an adequate tool for benthoscape identification especially with the supervised classifier SVM. The assessment of textural measures and local spatial statistics illustrated that Mean (from the GLOM), Mean (from the GLCM) and Local Getis-Ord yielded the best rate of discrimination. These added metrics were integrated with the twelve benthic parameter bands in order to determine their specific contributions. Results showed that benthic class separability was thereby improved and that the rate of correct classification increased by 5.3%. Finally, the first four Principal Components (PC's), i.e., 90.41% of the twelve parameters variance, boosted by the three previous features, brought out a correct classification of 93.3%, showing evidence for optimizing the classification processing.

Keywords— Bathymetry, Mapping, LiDAR, Classification, Texture, High-resolution, Spatial, Underwater.

INTRODUCTION

Encompassing a broad range of habitat types and harboring a wealth of species, coastal ecosystems store and cycle nutrients, filter pollutants, form inland freshwater systems, help to protect shorelines from erosion and storms, offer leisure, recreational activities, and tourism (Costanza et al., 1997). Global coastal zones (< 100 m elevation) display consequently the world's highest population density and developed economies (Cohen and Small, 1998; Smith, 2000). However, coastal zones are under significant threats due to many diverse factors, including rising sea level, coastal erosion, changing storm frequency, urbanization, the losses of coastal wetland and coastal biodiversity, and marine pollution (UNEP, 2006). The vulnerability of littoral zones should be analyzed utilizing a more holistic perspective.

The advent of large-scale (i.e., regional) remote imagery have directly discerned multi-scale (i.e., local to regional) patterns in ecological systems and measured multi-scale processes as they have taken place, as well as, have accessed to longer term, more continuous data over wider regions. Remote sensing improvements have allowed meaningful insights in terrestrial landscapes, namely, agriculture, forest, urban and ocean surface managements (Lucas et al., 2007; Salovaara et al., 2005; Ruiliang Pu et al., 2008; Evans et al., 2005).

Nevertheless, within marine and coastal systems, widely dispersed field or remote-controlled observations and lack of large-scale data have historically precluded quantification of large-scale patterns and processes. Considering that more than 70% of the Earth's surface is covered by water, the lack of efficient seafloor mapping constitutes not only a serious obstacle to understanding the dynamics and structures of assemblages of species at various relevant scales, but also hinders efforts to correctly manage marine and coastal habitats and especially for sea resources as most stocks decline. Spatial variations in abiotic variables, either physical (e.g., salinity, temperature, sea color indices) or geomorphological (e.g., bathymetry, sediment features), and organismal maps have been recognized to be essential aids in sustainable management by allowing the

monitoring of scale-dependent environmental fluctuations and the estimation of anthropogenic pressures on benthic communities and habitats (Siwabessy et al., 1999; Kostylev et al., 2003, Garrabou et al., 1998, Jackson et al., 2006).

Conventionally, mapping studies of past two decades relied on physical sampling, e.g., grabs, dredges, or both equipments. This approach is not only time consuming and costly for the benthoscapes, i.e., benthic habitats and their associated communities, (Zajac, 2007), and provides only scattered, discrete data across the study area, hindering management efforts. However, relatively recent advances in computer technologies, geographic information systems, underwater acoustic systems and signal processing now provide effective tools to explore patterns and processes of the littoral as a complement to the physical sampling methods traditionally used to carry out benthic surveys (Hutin et al., 2005; Durand et al., 2006).

Based on relatively well-known statistical templates (Burns et al., 1989; Chivers et al., 1990; Clarke et Hamilton, 1999; Legendre et al., 2002) commercial bottom classifiers available in the market, such as BioSonics' VBT, Echoview, QTC VIEW, or RoxAnn, are now used by researchers to extract seabed habitat information from returning acoustic signals. Nonetheless, recent advancements in airborne platforms can eliminate limitations of traditional ship survey methods and have added advantages (Guenther et al., 2000). Owing to high-speed data collection, the cost per km from aircraft is 10% (or less) that of a ship survey (Brown et al., 2002). In a single survey (<8h), aircraft can cover a study area that would require a week or more for a vessel. Aircraft allow access synoptically to water and terrestrial regions, and biological features are observed in situ without disturbance of their behaviors and biotopes.

The Airborne LiDAR (i.e., Light Detection And Ranging) Bathymetry (ALB) is a technique for measuring water depths using low-altitude aircraft and a scanning pulsed laser beam (Pe'eri and Philpot, 2007; Hickman and Hogg, 1969; Guenther, 1985; Guenther, 1989). Accordingly, it is a technique well-suited to shore mapping because ALB provides the framework of accurate Digital Depth Model (DDM) in a 1-60 m

vertical range with 15 cm height accuracy. As water depth decreases, the variability of environmental parameters (e.g., turbidity, turbulence, bubble clusters, suspended particles) add up and depth detection is hampered. Compared to passive remote-sensing systems, this active state-of-the-art technology can measure the depth up to three times the Secchi depth and can measure depths as great as 60 m in very clear water (Guenther et al., 2000). Topographic surveys above the water surface may besides be conducted, in order to draw seamless broad-scale Digital Terrain Model (DTM) of these littoral ecosystems.

In order to detect both the surface and the bottom, and to determine the distance between them, the entire time history of the LiDAR return signal through the water path, i.e., waveform, must be recorded. The full waveform remains notwithstanding not entirely exploited. Even though the integration of noisy components, i.e., optical sensors, and of many parameters acting during the two-travel time of the pulse, benthic waveform patterns related to seabed-cover are also evident, suggesting that laser temporal signal may indeed comprise important, adequate and added information related to the characterization of the shore habitat. Innovations in ALB technology have allowed researchers to use the intensity of the peak bottom to map the shallow-water environment by draping intensity images over DDM, by combining intensity with passive image data using more sophisticated sensor or data fusion algorithms (Park et al., 2001; Tuell, 2002; Carter et al., 2001; Wang and Philpot, 2007), or by clustering benthic waveforms through their statistical parameters (Collin et al., 2008).

High spatial resolution ALB imagery contains a remarkable quantity of information that could be used to analyze spatial breaks (boundaries), areas of similarity (clusters), and spatial autocorrelation (associations) across the benthoscape. Beyond the classical approach of the established spectral analysis used to identify discrete feature classes, which accounts for the correlation between spectral bands, the correlation between neighboring pixels is neglected. Local spatial statistics, such the Local Indicators of Spatial Autocorrelation (LISA) (Anselin, 1995) or Getis-Ord local G_i (Getis and Ord, 1992), look for specific areas in an image that have clusters of similar or dissimilar

values. Texture analysis, determined by the brightness variation, which itself is characterized by uniformity, coarseness, regularity, frequency, and linearity (Musick & Grove, 1991), can also shed light on local neighborhood variability and thereby improve per-pixel classification.

Understanding and efficient managing of the benthoscape requires interdisciplinary studies and innovative methodologies. In this paper, the potential of using a LiDAR system to accurately discriminate related sediment and benthic community features is assessed by the dataset collected at Bonaventure, Gulf of Saint-Lawrence, Canada (Fig.1). The novelty of the proposed approach lies in testing the significance of local spatial statistics and textural filtering outputs in order to detect spatial pattern of benthic habitats.

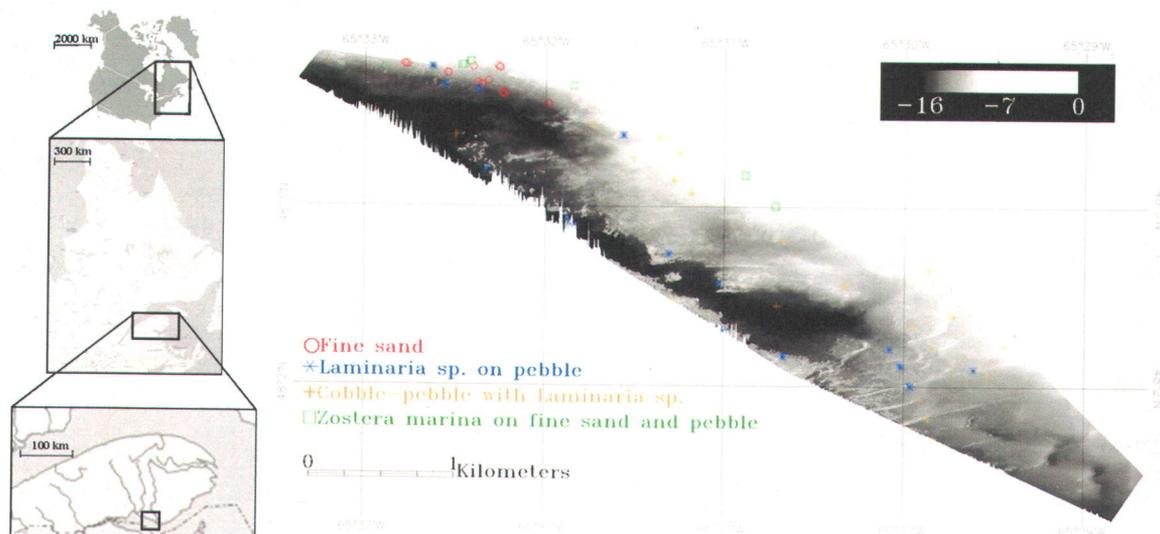


Figure 1. Location of the study area and map of the spatial distribution of inherent ground-truthing in Bonaventure, Gulf of Saint Lawrence, in the south of Gaspesia Peninsula, Québec, Canada. The 339 stations portrayed by four identified affinity groups (hierarchical clustering on the dissimilarity matrix of epi-macrobenthos and sediments) are overlaid on a grey-scale rasterization of maximum elevation derived from SHOALS soundings (2 m resolution).

SHOALS SYSTEM

The Scanning Hydrographic Operational Airborne LiDAR Survey (SHOALS) system emits the 532 nm and 1064 nm wavelengths from a Neodymium-doped Yttrium Aluminium Garnet (Nd:YAG) laser with a beam divergence of 0.45 mrad. The first radiation (green) is typically used for the seabed detection because of its high water

penetration, while the second wavelength (near infrared) allows measuring the water surface because of its water reflection. In addition, the transceiver records laser energy return time series (waveforms) with four receivers. One receiver records therefore the infrared energy reflected from the water surface (surface return) and two collect the green energy reflected from the sea bottom (Geiger Avalanche Photo Diode, GAPD, shallow, 0.2-12 m, and, Photo Multiplier Tube, PMT, deep, ≥ 7 m). A fourth receiver records Raman energy, at 645 nm (red), which results from excitation of water molecules at the water surface by the green laser energy (Wang and Philpot, 2007; Collin et al., 2008). Hence, Raman also indicates the air/water interface. The infrared waveform is also used to distinguish dry land from water. For each channel, the received signal was converted into a voltage, which was itself transformed with a logarithmic amplifier and digitized at 1GHz with 8 bits of resolution (256 levels). Assuming the speed of light in air and water, each bin, i.e., one nanosecond, corresponds to a vertical resolution of 0.15 m and 0.1125 m, respectively. The water depth, i.e., distances to the sea surface and bottom, can be therefore routinely calculated.

The green laser produces about 7.5 mJ of light in a 6 ns pulse at a repetition rate of 3000 soundings per second. The beam is diverged using a lens in front of the laser. The divergence is chosen for optimal depth penetration and accuracy but is constrained by the Canada's standard for exposure to laser light in the workplace (ANSI, 1993) and the safety for marine mammals (Zorn et al., 2000). The transmitted laser pulses are partially reflected from the water surface (2%) and from the sea bottom back (4-15 %) to the airborne receiver (Pe'eri and Philpot, 2007). Into the water column, scattering from total suspended particles and water molecules themselves constrains the beam laser to spread into a cone of continuously increasing angle (Figure 2). The SHOALS is a monostatic system, i.e., the transmitter and the receiver are collocated and share the same field of view (FOV) with a fixed nadir angle of 20° with respect to water surface. In this paper, the high sounding density was used, i.e., a shot every 2 meters.

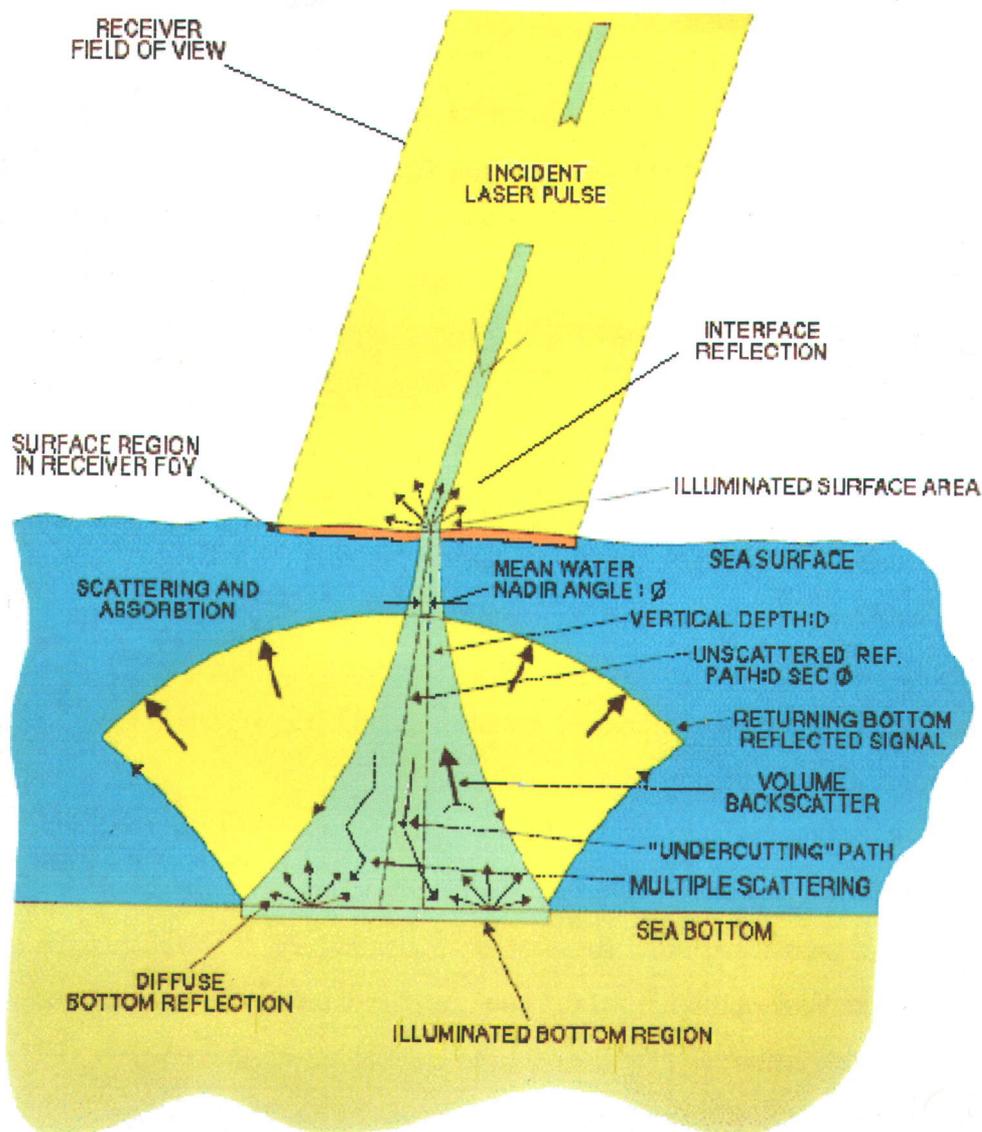


Figure 2. Bottom, water column and air/water interface effects on the round pathway of the SHOALS green laser beam. From Guenther et al., 2000.

Furthermore, each SHOALS sounding receives its positioning from a Kinematic Global Position System (KGPS) mode. KGPS is used to measure precisely the altitude of the aircraft with respect to the reference ellipsoid, along with the aircraft position. The SHOALS system simultaneously measures the distance from the aircraft to the sea bottom or to a topographic feature above the water surface. The difference between these, the elevation of the sea bottom or topographic feature with respect to the ellipsoid, reduced to an appropriate datum, is the desired result. SHOALS depth measurements are accurate to IHO Order 1 standards, i.e., ± 0.15 m in the vertical and ± 1 or ± 3 m in the horizontal (Irish

et al., 2000; Pope et al., 1997; Riley, 1995) with KGPS and DGPS, respectively. Roll, pitch, and yaw of the aircraft were also measured 200 times per second by an Inertial Measurement Unit (IMU) in order to correct for changes in capture geometry.

METHOD

LiDAR intensity is the ratio of received energy to transmitted energy. Its physical meaning is linked with parameter measurements integrated during the beam path. The bathymetric SHOALS return may be divided into three main parts: the water surface, the water column, and the benthic (i.e., bottom) return (Guenther et al., 2000). LiDAR intensity was recorded with respect to time. Only the PMT green deep receiver signal (out of the 4 channels) was analyzed in this paper. The signal is delimited by 190 A.U. (relative photon count) and 200 nanoseconds (Fig. 3).

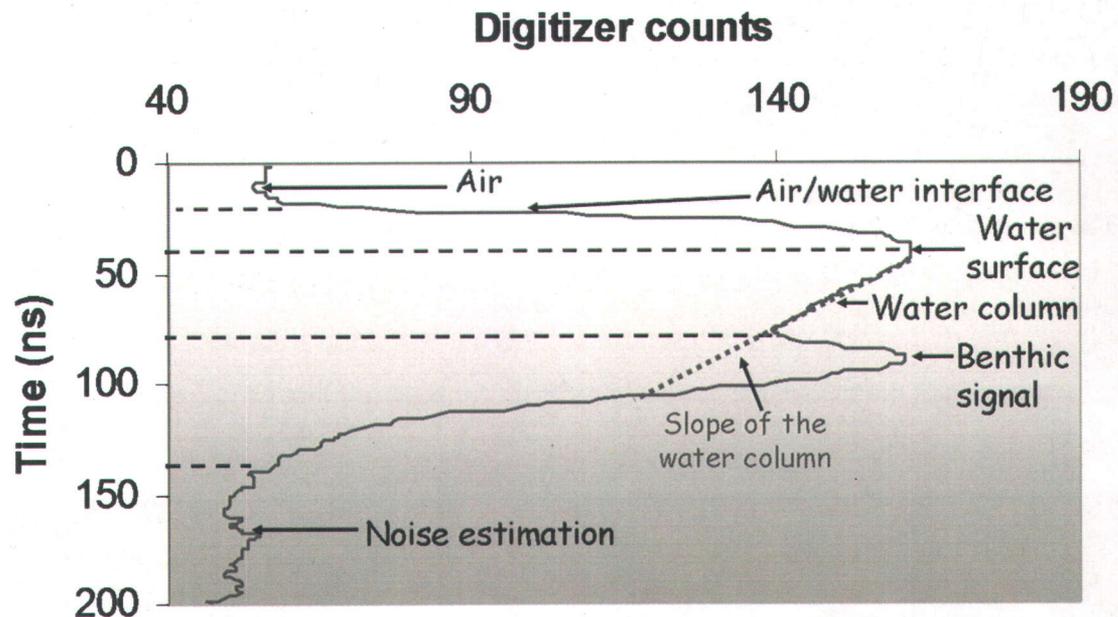


Figure 3. Segmentation of a typical raw bathymetric LiDAR backscatter. This one was acquired at 4.50 m depth. The oblique dashed line is a linear fit of the water column return.

Study site

The whole survey covers 82 km² in 12 hours and represents 80 million individual depth and elevation measurements. They were collected by SHOALS between July 1st and 3rd 2006 over the Baie des Chaleurs, southern Gulf of Saint-Lawrence, Québec, Canada. The maximum depth penetration reached was 16.7 m over sandy zones and 8 m over macroalgae area.

LiDAR data for this paper are focused on the subtidal nearshore of Saint-Siméon - Bonaventure. This locality is hydro-dynamically characterized by medium energy (Syvitski, 1992). Beaches of gravel and sand nourished by fluvio-glacial deposits and an estuary dominated by the W-SW swell, are subjected to twice daily tidal fluctuations that can reach 2 m. Whereas rocky areas, i.e., boulder and cobble, are mainly populated by the macroalgae *Laminaria* sp., sandy-gravelly zones, predominantly host the two polychaetes spionidae *Prionospio steenstrupi* and *Spiophanes bombyx*, the bivalve *Spisula* sp., the crustacean *Corophium bonelli*, and finally the echinoderm *Echinarachnius parma*, (“Sand Dollar”) (Long et Desrosiers, 2006).

The study area was covered by a series of 8 east-west overlapping flight lines, lasting less than 1 hour, at 269.3 ± 9.6 m altitude enabling a swath width of 198.1 ± 4.4 m and a sample spacing of 2 m, i.e., 2548536 soundings covering 7.982 km². Figure 4 is a shaded relief image of the Digital Depth Model (DDM), i.e., a 3D rendering of grid of squares.

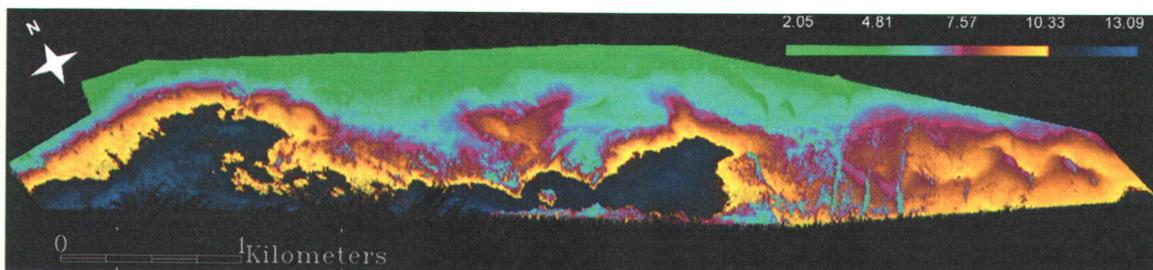


Figure 4. Colored raster image of the Digital Depth Model applied to the study area (7.982 km², 2 m resolution). The color ramp ranges from 2.05 to 13.09 m.

The underwater ground-truthing

Within the extent of the survey, 339 stations allowed to specify the ground-truth information. Seafloor photographs were extracted with a digital high-resolution (5 megapixels) camcorder fitted with a wide-angle lens and placed in a waterproof case. Two 250 W light sources allowed adjustment of the illumination according to the water turbidity and the position of the camcorder to the bottom. The system was mounted on a tetrapod frame that included a reference ruler to evaluate the size of material of the seafloor. Throughout this study area, for each of these 339 stations surveyed, one 0.16 m² image of the seafloor was captured when the camcorder reached the bottom.

In order to determine the relevant utility of the laser data to discern differences in benthic characteristics, β -diversity, i.e., deviations in the composition of habitats, visualized with ground truth, was emphasized. This was processed in two steps. First, to quantify the surface covered by the sediment and the epi-macrobenthos, a grid of 100 uniformly distributed points was superimposed on the photographs, and what was under each point was identified to give an estimate of the percentages of the surface covered by each component (Archambault et al., 2001). Second, the aerial percentages were submitted to multivariate statistical analyses to classify the stations by their dissimilarity. The matrix of 339 stations by 16 variables, corresponding to the species- and sediment-type aerial percentages (Crustacea, Echinoidea, Annelida (and/or burrows), Gastropoda, Asteroidea, Dead shells, *Fucus* sp., *Zostera marina*, *Chondrus crispus*, *Laminaria* sp., *Chorda tomentosa*, *Polysiphonia* sp., Boulders >256 mm with encrusting algae, Cobbles >64 mm, Pebbles >4 mm, Fine-sand >0.06 mm), was used to compute dissimilarity matrices on selected variables using the Bray-Curtis index (Clarke and Warwick, 1994). The dissimilarity matrices were then submitted to average linkage hierarchical clustering to classify the stations (Legendre and Legendre, 1998). For each resulting classification, the mean relative aerial density and percentage of contribution to within group similarity were computed for the main components of the group (Clarke and Warwick, 1994).

Seafloor sediments on the studied subset of Bonaventure are either coarse with a dominance of cobbles-pebbles or fine sand. Cobbles (64 -256 mm) and pebbles (4 – 64 mm) stand for the most common sediment (up to 78 %) in the open sea from the north-west to the south-east of the area. Fine sand coverage (0.06 - 4 mm), located on the closer part of the beach, along coastline, reached 86%. Distinct benthic communities were identified from the analysis of the photographs and they tended to be distributed over peculiar sediment features. The most frequent taxa belong to the *Plantae* kingdom, namely *Laminaria* sp. and *Zostera marina*. These seagrass meadows are prominent components of the littoral zone, where they provide habitat and food for organisms and modulate sedimentary and biogeochemical processes (McRoy and Helfferich, 1977). These roles are so important that seagrass meadows are considered to be the most valuable ecosystems in terms of the value-added benefits of the services they provide (Costanza et al., 1997). *Laminaria* sp. was very abundant, especially on cobbles, rarely overturned, on which its claw-like holdfasts settle down. In contrast, *Z. marina* commonly covers fine sand and rarely pebbles. While *Laminaria* sp. fields shelter suspension-feeders or predators avoiding direct light, *Z. marina* shallow-water beds host deposit-feeders and subsequently wading birds during their migratory pause.

The hierarchical clustering applied to the dissimilarity matrix computed from the combination of sediments and epi-macrobenthos aerial percentages identified four groups from the photographs analysis that are detailed in Table 1 and mapped in Figure 1. The four groups thus constituted habitats owning significant sediment and biological composition, namely: group 1 (G1) can be related to *Laminaria* sp. on pebble habitat, group 2 (G2) to fine sand habitat, group 3 (G3) to cobble-pebble with *Laminaria* sp. habitat and group 4 (G4) to *Z. marina* on fine sand and pebble habitat. In summary, this cluster analysis gave consistent results that are interesting to compare with the statistical analyses applied to the laser data.

Table I. The relative aerial density and contribution to within-group similarity for the macrobenthos and sediments aerial percentages in each group identified with hierarchical Clustering.

Groups	Features	Relative aerial density (%)	Contribution to within group similarity (%)
G1	<i>Laminaria</i> sp.	73.2	97.98
	pebbles>4 mm	11.7	6.98
G2	fine-sand>0.06 mm	87.1	98.7
	pebbles>4 mm	40.6	51.67
G3	cobbles>64 mm	26.3	32.41
	<i>Laminaria</i> sp.	11.2	7.64
	<i>Zostera marina</i>	45.3	53.98
G4	fine-sand>0.06 mm	29.9	29.5
	pebbles>4 mm	16.2	13.09

For every habitat, the photograph, which displayed the shortest distance with the centroid of the stations within the dissimilarity space, was selected in order to give the most representative ecological structure. As a result, photographs A, B, C and D in the Figure 5 embody the following habitats G1, G2, G3 and G4, respectively.

Signal processing of return waveform

The integration of the environmental parameters acting underwater and the variability of the electronic instruments within the SHOALS return prompt a denoising method. The Fast Fourier Transform algorithm decomposes the one dimensional time series into its frequency components. By suppressing the high frequency components, i.e., low-pass filtering, this method allowed to achieve a denoising effect.

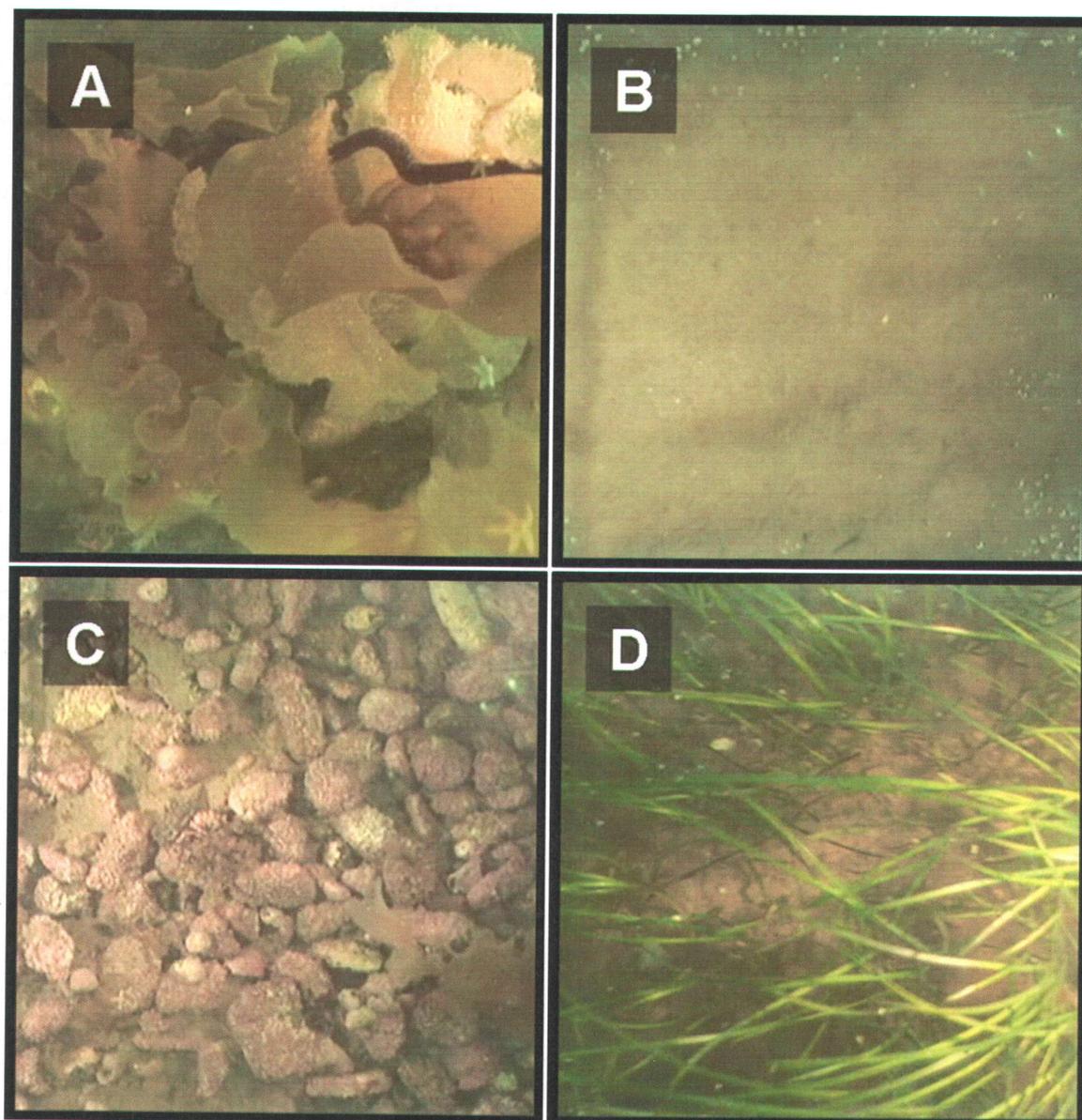


Figure 5. Sample underwater pictures (each one equals to 0.16 m^2) corresponding to the four main habitat types classified by the affinity analysis. The selected habitats are (A) *Laminaria* sp. on pebble, (B) fine sand, (C) cobble-pebble with *Laminaria* sp. and (D) *Z. marina* on fine sand and pebble.

The shape and power of the returned signal from the seafloor can change significantly with seafloor depth as a result of spreading losses and absorption, even if the seafloor habitat remains the same (Clarke and Hamilton, 1999; Hamilton, 2001). Since SHOALS data were acquired at different depths, the alterations due to seafloor depth variation affected the shape statistics being calculated by our classification algorithm, thus overshadowing the changes due to variations in bio-sediment type. Since the laser beam is a cone (Fig. 2), the size of the sampled area, or footprint, is physically linked to the

acquisition depth. To overcome this, the statistical variables, describing the bottom waveform, were regressed on depth and the residuals constituted the only variance analyzed. Even if Fig.3 indicates a linear waveform of the water column, revealing the exponential decaying of the beam, the benthic signal is obviously highly non-linear. Thus, the regression was based on a non-linear least-squares fit, i.e., a linear combination of a Gaussian and a quadratic functions.

LiDAR data, in the LAS file format, representing the geographic coordinates (x, y, z) were integrated with the waveform data stored in .INW files using a "timestamp" bridge (Cottin, 2008). Then, the signal processing consisted of extracting the portion of the waveform, which comprised relevant benthic information. The ad hoc portion, called "benthic waveform" (Fig. 3), was retrieved in examining the signal curvature through the first derivative. More precisely, the first step consisted of pruning the waveform between the bin of the maximum (first derivative) + 20 ns, so that the influence of surface is elided, and 150 ns, located after the informational portion and before the artefact value of the end of the derivative. The impending step aimed to bounding the signal of interest by the previous lower bound and the minimum, corresponding to the inflexion point of the slope after the bottom. The final step focused on the new maximum, corresponding to the inflexion point of the benthic return. After that a series of descriptive statistical variables were computed - namely mean, variance, skewness, kurtosis, median, mean absolute deviation, area under curve, amplitude difference between benthic and surface peaks, derived from the benthic waveform and, mean, variance, skewness, kurtosis describing the curve laid between the end of the water column and the beginning of the benthic portion. This yielded a data table of 12 extracted variables (columns) and 2548536 soundings (rows). Every variable of this matrix was first non-linearly regressed on depth (least-squares fit, i.e., a linear combination of a Gaussian and a quadratic functions) and the residuals were then converted into 12 Principal Components (PC's) using a Principal Component Analysis (PCA) (Legendre and Legendre, 1998). For sorting out the benthic SHOALS backscatters, the first PC's whose the sum of their eigenvalues was over 90% of the total variance in the dataset were chosen. Within the remote-sensing context, the PCA is intended for producing uncorrelated output bands, segregating noise components,

and reducing the dimensionality of the dataset. The scores on the 12 PCA components were submitted to K-means and Support Vector Machine (SVM) classifiers.

Benthic waveform classifications

The K-means cluster analysis, the unsupervised classifier, was based on a progressive-splitting process and the optimal split level was determined by the number of classes resulting from the ground-truthing. The SVM constituted the algorithm of the supervised classification. In essence, the SVM classification is based on the notion of fitting an optimal separating hyperplane between classes by focusing on the training samples that lie at the edge of the class distributions, the support vectors. All of the other training samples are effectively discarded as they do not contribute to the estimation of hyperplane location (Foody and Mathur, 2004). Thus, a small number of judiciously selected training samples may be used to classify a data set as accurately as a larger training set derived in a conventional manner.

The set of pixels within the discriminated ground-truth stations was divided into a training set, for classifier calibration, and a validation set, to provide an independent test of classification performance, whose information was summarized by the overall Accuracy, A , defined as the ratio of the number of validation pixels that are classified correctly to the total number of validation pixels irrespective of the class (Belluco et al., 2006). A further important confusion matrix statistics used here is the Kappa coefficient, K , which describes the proportion of correctly classified validation sites after random agreements are removed (Rosenfield and Fitzpatrick-Lins, 1986).

Geostatistical analysis

To overcome the limitation of the global spatial autocorrelation statistics, Local Indicators of Spatial Association (LISA) have been developed to focus on local variations within patterns of spatial dependence, resulting in a potential to uncover discrete spatial regimes which might be overlooked by existing 'global' techniques (Anselin, 1995).

Three local spatial statistics were chosen for their significance in remotely sensed imagery, namely Local Moran's I (LI), Getis-Ord Local Gi (LGi) and Local Geary's C (LC) (Anselin, 1995; Getis-Ord, 1992). Whereas LI identifies pixel clustering, LGi underlines hot spots, such as areas of very high or very low values that occur near one another, and finally, LC allows to characterize areas of high variability between a pixel value and its neighboring pixels. Basically, these LISA appear as proxies for quantifying the heterogeneity between neighboring pixels, by finding out clusterings (similar values + their sign) and detecting edges (high variability).

Texture refers to the spatial variation of image tone as a function of scale. To be defined as a distinct textural area, the Grey Levels (GL's) within the area must be more homogeneous as a unit than areas having a different texture. The following analysis evaluated the contribution of several textural filters, based on occurrence and co-occurrence measures, to the improvement of discrimination in the 12 rasterized images, derived from SHOALS waveforms parameters.

Occurrence represents the frequency of occurrence of each GL within the processing window. Four different occurrence filters were coded: mean (Mo), variance (Vo), skewness (So) and entropy (Eo) (Anys et al., 1994). The first three filters are descriptive filters, whereas the last filter represents the orderliness. Co-occurrence measures correspond to the frequency of occurrence of each pair of GL in the window. The GL Co-occurrence Matrix (GLCM), also called the Grey Tone Spatial Dependency Matrix, is a matrix of relative frequencies with which pixel values occur in two neighboring processing windows separated by a specified distance and direction. It shows the number of occurrences of the relationship between a pixel and its specified neighbor. Derived filters of the GLCM included mean (Mco), variance (Vco), correlation (CORco), contrast (CONco), dissimilarity (Dco), entropy (Eco) and angular second moment (Aco) (or energy) (Haralick et al., 1973; Anys et al., 1994). These implemented filters comprise groups of descriptive (first three ones), contrast (fourth and fifth) and orderliness features (two last ones).

Success of the classification procedure with textural features depends solely on the

choice of ad hoc distance between pixels, window size and orientation. As a natural scene is composed of a multitude of textures with quite variable degrees of fineness or coarseness, a distance equal to one pixel was adequate for both fine and coarse textures. The selection of the window size had to be optimal in order to enhance and retrieve spatial patterns of interests. By means of the strategy of the coefficient of variation, i.e., the standard deviation divided by the mean of a given feature for each benthic class with respect to window size (Anys and He, 1995), the adequate window size elected corresponded to 5 x 5 pixels. Since benthoscape patches do not a priori display preferential orientation, the direction 0° was chosen.

Contribution of the local spatial statistics and the textural features

An approach for evaluating properties consists in calculating a feature on the image and establishing some distance functions between classes in such a way that the larger the distance, the more accuracy the classification will be. The Jeffries-Matusita (JM) distance is one of the most popular statistical separability measurements in remotely sensed data analysis. The JM distance between a pair of probability functions is the measure of the average distance between the two class density functions (Richards, 1993 and Swain & Davis, 1978). For normally distributed classes, this distance becomes the Bhattacharyya distance (Richards, 1993). The JM distance is asymptotic to the value 2 for increasing class separability, which means the within group difference is smaller than the between group difference.

Hence, for each of the 12 rasterized images, the three local spatial statistics and the eleven textural features was applied and, then, samples of every benthic class in output images were surrogates used to calculate the JM distances. By quantifying the distance between benthic types in feature space, the contribution of these features to the power of class separability was highlighted.

RESULTS

PCA applied to SHOALS benthic parameters

Because multispectral data bands are often highly correlated, the Principal Component (PC) transformation is intended for building up uncorrelated output bands. This methodology is achieved by finding a new set of orthogonal axes that have their origin at the data mean and that are rotated so the data variance is maximized.

The four first PC bands (Fig. 6), representing 90.41% of the whole initial variance, allowed to acutely reduce the number of bands to process (divided by 3) while conserving the multispectral information. The first PC bands (up to four or five) contained the largest percentage of data variance whereas the last PC bands comprised very little variance, much of which is due to noise in the original spectral data.

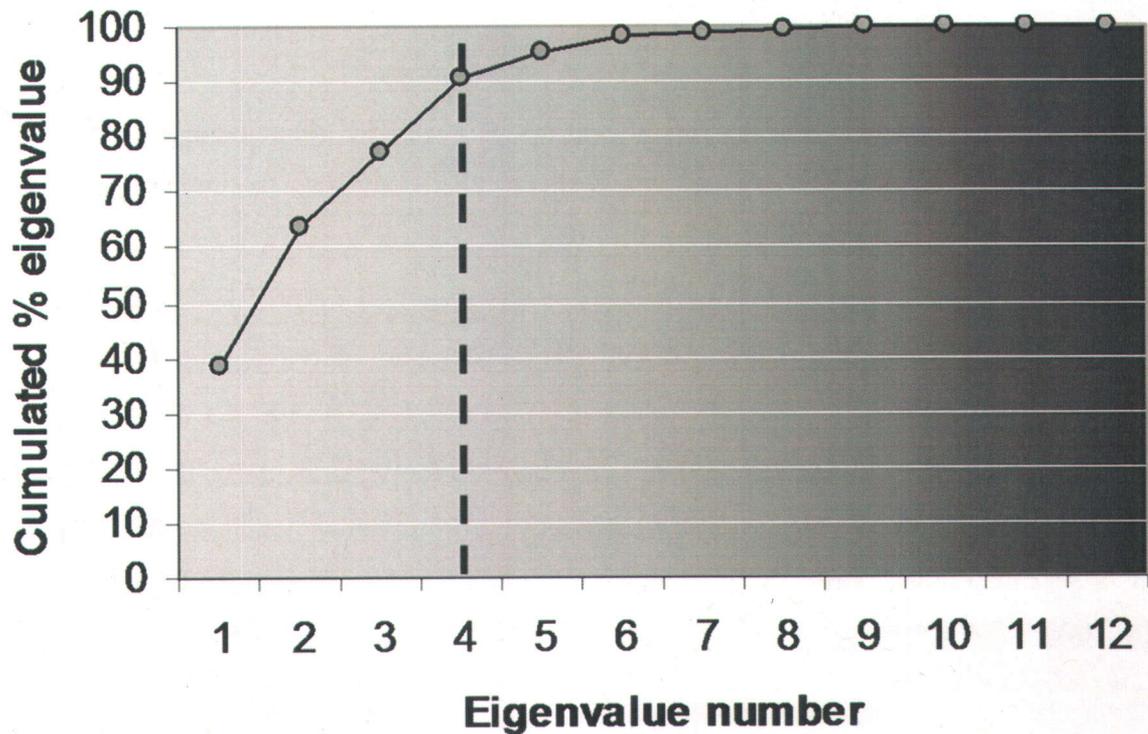


Figure 6. Plot of the eigenvalue number as a function of the cumulated percentage of eigenvalues issuing from the forward Principal Component rotation applied to the twelve parameter bands. The dashed line shows evidence for the relevance to take the four first PC's.

Benthic waveform classifications

Taking into consideration the statistical discrimination of the four previous habitats, ground-truthing zones or Region Of Interests (ROI's) allowed to discard or accept classifications characterized by relatively good validation statistics on the basis of their consistency with macroscopic features of bio-sediment distribution. As a result, the number of clusters for the unsupervised classification was logically determined for K=4 (+1 for the null class attributed to the surrounded study area) and the optimal split-level was reached at the 18th step. Since the majority of the training set was not meticulously targeted (in terms of spectral separability), the supervised classification (SVM) lasted twelve minutes (ENVI 4.4 on Windows 64-bits) in order to select the judicious training samples (i.e., support vectors) in feature space. The results of the benthic classifications of both algorithms are visualized on Figure 7 (a and b) and given in Table II, which highlights the characteristics summarizing the "validation" confusion matrices for K-means (Fig.7a) and SVM (Fig.7b).

Table II. Overall Accuracy (A), in %, and Kappa coefficient (K) summarizing the Confusion Matrix characteristics for both classifications and validation sites considered.

	G1		G2		G3		G4		Total	
	A	K	A	K	A	K	A	K	A	K
K-means	31.1	0.24	79.3	0.69	77.8	0.73	82.8	0.79	67.7	0.61
SVM	78.3	0.83	94.6	0.91	97.8	0.89	88.9	0.82	89.9	0.86

The implemented extraction algorithm applied to the 12 bands derived from benthic waveform revealed an overall robust classification performance, especially for SVM, as the assessment clues stressed it (K-means: A=67.7%, K=0.61 and SVM: A=89.9%, K=0.86).

On the one hand, the fine sand (G2) habitats, the cobble-pebble with *Laminaria* sp. (G3) and *Zostera marina* on fine sand and pebble (G3) were correctly identified (A=79.3%, K=0.69, A=77.8%, K=0.73 and A=82.8%, K=0.79) by the K-means clustering. The last habitat, *Laminaria* sp. on pebble (G1), was consistently characterized

by poorer performances of the unsupervised classification both statistically ($A=31.1\%$, $K=0.24$) and visually.

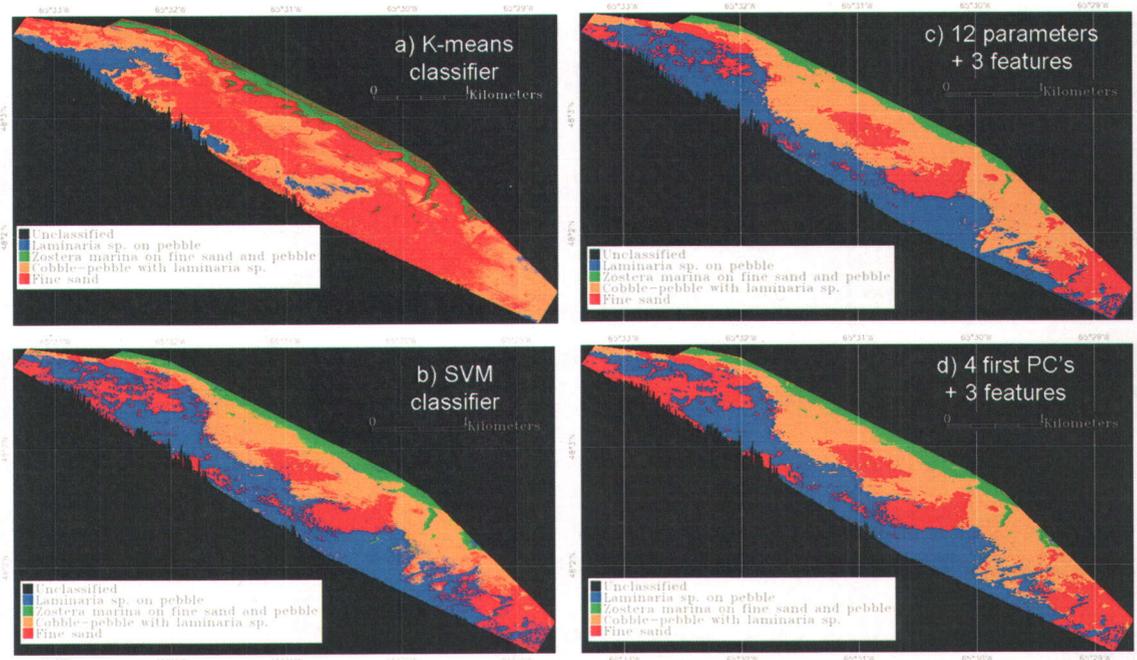


Figure 7. Resulting images of the 12 statistical parameters derived from SHOALS benthic waveforms classified by a) the K-means algorithm and b) the Support Vector Machine classifier, and resulting images of the SVM classifier applied to c) the 12 statistical parameters plus the the mean derived from the GLOM, the mean derived from the GLCM and the Getis-Ord local G_i , and to d) the first 4 PC's plus the the mean derived from the GLOM, the mean derived from the GLCM and the Getis-Ord local G_i .

Running the supervised classifier over the same statistical parameters gave a conspicuously better classification. Validation sites, heading G2 and G3, were relatively well classed ($A=94.6\%$, $K=0.91$ and $A=97.8\%$, $K=0.89$) while the accuracy statistics of both last ones (G4 and G1) displayed the least sapient identification ($A=88.9\%$, $K=0.82$ and $A=78.3\%$, $K=0.83$).

Even though the confusion matrix statistics indicated a sharply better performance of the algorithm SVM than K-means, both classifications were in satisfactory agreement about benthic habitats whose patterns were mostly homogeneous. Indeed, G2 and G3 were constituted by substrata distinctly characterized by a low spectral variability, i.e., fine sand and cobble-pebble, whereas G1 could be misclassified with both other habitat

classes' due to the greater heterogeneity bound to the three-dimensional structure of macroalgae. Although covered by vegetation, G4 had been well discriminated by both algorithms, showing evidence for the spectral evenness of these intertidal meadows.

Contribution of the local spatial statistics and the textural features

Before computing the local spatial statistics and textural filters, an appraisal of class separability was derived from the 12 bands and the 4 first PC's. Separability was calculated by choosing training ROI's for each benthic habitat and calculating from these areas the mean of JM distance for each class with respect to both band combinations (Table III). Besides, the mean total by combination, yielding an indication of the performance of each combination in terms of benthic separability, was estimated ("Total" column). Twelve bands results (1.68) supported that this fully-informational combination offers a slightly better overall discrimination than the 4 PC's (1.49). These overall performances tended to corroborate the percentage decreasing of the information content within the 4 first PC's (Fig. 6). The hierarchy of the overall efficiency was also the leitmotiv within the habitat scale. However, G2 and G3 were especially well discriminated with respect to G1 and G4, for the 12 bands and the 4 first PC's combinations.

Table III. Mean total of the JM distances between the various benthic habitats for both band combinations: 12 bands (all bands), four first Principal Components (90.41%). Every number was rounded up at the second decimal.

	G1	G2	G3	G4	Total
12 bands	1.55	1.82	1.73	1.61	1.68
4 first PC's	1.28	1.67	1.59	1.41	1.49

Then, local spatial and textural features were applied to each of the 12 bands and each of the first 4 PC's (hence 224 (= 16 bands x 14 features) images generated) and mean rates of separability among habitats were averaged related to both band combinations (Table IV).

Table IV. Mean total of the JM distances between the four benthic habitats calculated on each spatial and textural features for both band combinations: 12 bands and 4 first Principal Components (90.41%). Every number was rounded up at the second decimal.

	G1		G2		G3		G4		Total	
	12	4 PC	12	4 PC						
LI	0.03	0.02	0.28	0.26	0.21	0.20	0.05	0.05	0.14	0.13
LGi	0.93	0.90	1.07	1.04	1.02	1.00	0.91	0.88	0.98	0.95
LC	0.05	0.05	0.17	0.16	0.09	0.09	0.11	0.11	0.10	0.10
Mo	0.93	0.92	1.81	1.77	1.66	1.61	1.21	1.15	1.40	1.36
Vo	0.28	0.28	0.83	0.81	0.78	0.76	0.32	0.29	0.55	0.53
So	0.02	0.02	0.33	0.32	0.12	0.11	0.07	0.07	0.13	0.13
Eo	0.08	0.07	0.26	0.25	0.13	0.13	0.11	0.10	0.14	0.14
Mco	1.18	1.15	1.82	1.78	1.61	1.58	1.37	1.32	1.49	1.46
Vco	0.23	0.21	0.85	0.83	0.73	0.71	0.28	0.27	0.52	0.50
CORco	0.03	0.03	0.37	0.35	0.29	0.28	0.09	0.09	0.19	0.19
CONco	0.74	0.69	0.79	0.75	0.75	0.72	0.68	0.65	0.74	0.70
Dco	0.09	0.08	0.43	0.42	0.32	0.30	0.16	0.15	0.25	0.24
Eco	0.05	0.05	0.22	0.22	0.15	0.15	0.07	0.07	0.12	0.12
Aco	0.04	0.04	0.15	0.14	0.17	0.16	0.06	0.05	0.10	0.10

Throughout a global perspective (total with 12 bands), the best local spatial and textural features selected were Getis-Ord Local Gi (LGi) for the spatial statistics (0.98), mean (Mo) for the GLOM (1.40) and mean (Mco) for the GLCM (1.49). Other local spatial statistics had approximately the same bad discrimination performance (0.14 and 0.10). Concerning the GLOM, the mean was followed by the variance (0.55) and entropy (0.14) and skewness (0.13). The GLCM mean lead the contrast (0.74), the variance (0.52) and thoroughly dominated the remaining features, namely, dissimilarity (0.25), correlation (0.19), entropy (0.12) and energy (0.10).

Within the framework of these 3 best features, a hierarchy was also outlined. G2 (1.07, 1.81 and 1.82) was well differentiated, closely followed by G3 (1.02, 1.66 and 1.61), then G4 (0.91, 1.21, 1.37) and finally G1 (0.93, 0.93, 1.18).

By selecting the 4 first PC's, the same template was emphasized. On the one hand, at

the total scale, LGi (0.95), Mo (1.36) and Mco (1.46), were the most consistent features in terms of benthic discrimination and, on the other hand, among the four habitats, the sorting of separability values was in concomitance with those of the 12 bands combination: G2 (1.04, 1.77, 1.78), G3 (1.00, 1.61, 1.58), G4 (0.88, 1.15, 1.32) and G1 (0.90, 0.92, 1.15).

Integration of the best local spatial statistics and textural features for benthic classification

The overall mean rates for each of the local spatial and textural features did not seemingly offer optimal separability and did not appear as consistent among habitats. That is why a merging approach, integrating the best features applied to each “raw” parameter with themselves, may thoroughly improve the power of benthic habitat discrimination. Mean rates of separability issued from the coalescence of the features were carried out for both band configurations (Table V). For every habitat, i.e., total column, both “boosted” combinations revealed separability rates greater than band combinations only (Table III). That is why the overall performance gained 0.10 with 12 bands and 0.21 with the first 4 PC’s. As a result, the Overall Accuracy (A) increased up to 95.2% and 93.3% for 12 bands and 4 PC’s, respectively (Fig. 7c and 7d). The prevalence of the 4 PC’s combination versus all bands was confirmed for all habitats: G1 (0.24 vs 0.16), G2 (0.20 vs 0.09), G3 (0.19 vs 0.02) and G4 (0.17 vs 0.16). Notwithstanding, the increased rates of distinction were appreciably the same ones for the four habitats, except for G2 and G3 in the 12 bands combination, which appeared lower.

Table V. Mean total of the JM distances between the various benthic habitats for both band combinations plus the mean derived from the GLOM, the mean derived from the GLCM and the Getis-Ord local Gi. Every number was rounded up at the second decimal.

	G1	G2	G3	G4	Total
12 bands + 3 features	1.71	1.91	1.75	1.77	1.78
4 PC’s + 3 features	1.52	1.87	1.78	1.66	1.70

Within this scope, the specific contribution of the statistics and the filters could readily be estimated in deducting the mean rates of separability after and before the added

information (Table VI). For the 12 bands, Mco and Mo both exhibited the highest overall contribution values. But counter-intuitively these previous features did not furnish the best contributions for most benthic types. Indeed their both contributions only predominated for G2 and G3 (Mo: 0.39 and 0.25; Mco: 0.31 and 0.27, respectively). The local spatial cue, LGi, allowed to best increase both other habitats G1 and G4 (0.32 and 0.21, respectively). Following the pattern, already arisen in results of Table V, contributions of the 4 PC's gave the same results than those of the 12 but more robust. Precisely both overall contribution figures were attributed to Mco (0.30) and Mo (0.28). Besides, regarding 12 band results template, Mco and Mo constituted the most substantial contributions for G2 and G3, but LGi raised up into the highest contribution for both benthic classes' G1 and G4.

Table VI. Mean total contributions of the three best discriminant features between the various benthic habitats for both band combinations. Every number was rounded up at the second decimal.

		G1	G2	G3	G4	Total
12 bands	LGi	0.32	0.09	0.14	0.21	0.19
	Mo	0.15	0.39	0.25	0.12	0.23
	Mco	0.19	0.31	0.27	0.14	0.23
4 PC's	LGi	0.41	0.14	0.16	0.23	0.23
	Mo	0.22	0.43	0.27	0.19	0.28
	Mco	0.27	0.38	0.34	0.22	0.30

DISCUSSION

As the abiotic template is a powerful constraint on ecosystem function (Turner et al., 2001), and as the study species are restrained to habitat complexity, the spatial heterogeneity of the rugosity (i.e., standard deviation of the depth points within a pixel), is assumed to be underlying in the SHOALS discrimination of the benthic communities, e.g., stony coral colonies and their surroundings (Brock et al., 2006). As a result, since this spatial variability of the bathymetric complexity can be quantified at fine-grain, it would have been sufficiently heterogeneous to compare with a bathymetric laser classification.

Furthermore, topographic variability of the seafloor influences benthic community structure and ecological processes at many spatial scales (Cusson et Bourget, 1997; Guichard et Bourget, 1998), by modifying species diversity and richness (Archambault et Bourget, 1996). In this respect, high-resolution DDM emphasized by adequate local spatial and textural analysis would have the potential to accurately focus on biodiversity “hot spots”. Nevertheless some ancillary factors are also used to characterize a habitat such as sediment types, seafloor geomorphology, salinity, turbidity, temperature range, current speed, food supply, predation and competition pressures, and disturbance by fishing activities (Kostylev et al., 2003). These environmental factors, either abiotic or biotic, produce substantial spatial variation among benthic habitat distribution and have to be considered for the interpretation of SHOALS classifications.

The depth regression processed for every benthic parameter, ensuring that most of the depth-related variation is removed, conspicuously generated some efficient classifications, whatever their status, unsupervised or supervised. Nevertheless spatial variations of bathymetry have been pointed out to impede the differentiation between remote sensed signatures (Hutin et al., 2005; Durand et al., 2006; Legendre et al., 2002). One of the major issues in bathymetric LiDAR waveform analysis is therefore the use of correct depth normalization procedures (Collin et al., 2008) in order to holistically explore the physical significations of the fluctuations of the benthic waveform with depth. A lack of a normalization procedure could be problematic, especially because it is recognized that benthic assemblages are distributed in patchiness on scales ranging from centimeters, meters and kilometers in the deep sea (Jumars and Ekman, 1983) or the intertidal zone (Archambault and Bourget, 1996; Underwood and Chapman, 1998). To properly normalize the signal with depth, the returned signal inherent to a seafloor depth (D) could be normalized to a reference seafloor depth (D_0) and the benthic parameters retrieved at the reference seafloor depth. Power adjustment would hence remove the effect of spherical spreading and temporal spreading. To narrowly perform corrections, information of the attenuation coefficient of water, encompassed in the slope value of the water column (Fig. 3), will be included in the depth normalization. Beyond the depth effect, there are several other factors that complicate the discrimination of bottom types

based on the corrected amplitude of the bottom return. As the bottom return may be, on the one hand, stretched when the relative slope to LiDAR viewing angle increases, and on the other hand, exaggerated in wavy conditions (Wang and Philpot, 2007), our bathymetric LiDAR transfer radiative model has to be improved. Undoubtedly further laboratory experiments will investigate how bottom types affect the time and amplitude of bottom return signals. Results will bring some numerical fundamentals for understanding the underwater pathway of the laser beam and its upwelling waveform with respect to the substratum, bare or life-covered.

Both resulting classifications brought out that the supervised classifier, SVM, significantly performed better in comparison to the unsupervised algorithm (K-means); inference that corroborates the consensus that training a classifier permits to gather together each GL comprised into a class. Afterwards, the efficient nonparametric algorithm, SVM, requires only the training samples that are support vectors, which lie on part of the edge of the class distribution in feature space, since all other training samples provide no consistent contribution to the classification analysis (Foody and Mathur, 2004). Consequently in focusing relevant ROI's, dependently on ground-truth issues, support vectors are likely to be characterized, and accurate classification of shallow seabed habitat may be pursued solely thanks to small training sets. As ground-truthing, such visual inspection and physical sampling, are highly time consuming, the use of the SVM classifier is advised in order to reduce the duration of this crucial step. Moreover, spatial reflectance properties, as underlined by the previous spatial-dependent results, allowed to better distinguish benthic classes', hence, beyond traditional pixel-based classification processing, an object-oriented segmentation and classification approach, taking into account the spatial context, could be assumed to yield reliable shallow water cover restitution.

The mean total of the JM distances between the various benthic habitats for both band combinations without spatial or textural features (Table III) indicated a significant better discrimination of both bare habitats (G2 and G3) than both vegetated habitats (G4 and G1). Beyond this caesura, separability figures tended to decrease with the increasing of

the vertical heterogeneity over the seabed. Indeed the most discriminated habitat was fine sand (G2), relatively flat, closely followed by cobbles-pebbles with *Laminaria* sp. (G3), showing a certain degree of rugosity; *Z. marina* with fine sand and pebbles (G4) was then the third habitat distinguished, displaying a more complex three-dimensional structure, and finally, the habitat dominated by 3m-height macro-algae, *Laminaria* sp. on pebbles (G1), portrayed by the most complex structure's bulk.

The separability hierarchy among habitats, before computing features (Table III), was also respected with the best three features (Table IV). Incidentally, both best textural features, Mco and Mo, derived from the GLOM and GLCM, respectively, calculating the mean within the window, based on the frequency of occurrence of either each GL or each pair of GL, better distinguished bare habitats (G2 and G3) than those with a three-dimensional complexity (G4 and G1). Basically, smoothing the 12 "raw" parameters may keep the global performance of benthic classification while mitigating the computation time. However, the best local spatial statistics, LGi, revealing "GL hot spots", i.e., the concentration of very high or very low GL occurring near another, presented homogeneous separability rates for the four habitats. This tendency to separability leveling within Table IV announced the higher contribution of LGi for discriminating vegetated habitats than both bare ones (Table VI). Besides, the textural feature, CONco (Contrast issued from the GLCM), generated JM distances (in Table IV) rigorously equivalent to those derived from LGi. And this feature relies on the difference between the highest and lowest GL of a contiguous set of pixels; that is why CONco acted as LGi and raised up in the fourth best feature.

Afterwards, from Table IV to Table VI, the systematic comparisons between the 12 band combinations, entire information, and the 4 first PC's, 90.41% of initial variance, acutely suggested that each of the 4 PC's results corroborated the 12 bands' ones. Even if a handful of percentage lacked, the relativity between all results was markedly conserved while the amount of images to process fell from 168 to 56, which considerably diminished the processing time.

CONCLUSIONS

According to the experimental results of classifications and of the local spatial and textural benthic habitat identification approach, within the context of this study, obvious conclusions are the following ones.

First, supported by the undermarine ground-truth clustering, the multivariate statistical processing of SHOALS benthic waveforms shed light on correct benthoscape pattern recognition with acceptable rates of classification, namely, 89.9% and 67.7%, obtained for SVM, supervised, and K-means, unsupervised methods, respectively.

Second, the assessment of local spatial statistics and textural measures illustrated that Local Getis-Ord G_i , Mean derived from the occurrence matrix and Mean derived from the co-occurrence matrix gave the best rates of discrimination.

Third, these meaningful filters, integrated with the 12 benthic parameter bands, improved benthic class separability and the rate of correct classification increased by 5.3%, emphasizing the structure of the benthoscape mosaic.

Fourth, these filters provided insights about biophysical aspects of the habitat sounded. Indeed both textural filters, M_{co} and M_o , served as surrogate estimators of sediment habitats, whose sites were spectrally homogeneous, whereas the local spatial statistics, L_{G_i} , as well as the contrast issuing from the co-occurrence matrix, CON_{co} , stand for robust indicators of vegetated habitats, characterizing by a complex three-dimensional structure.

Finally, the use of the 4 first Principal Components, explaining 90.41% of the initial variance, narrowly draw the same reliable results as the 12 bands' ones, i.e., the rate of classification of the 4 synthesized PC's with the 3 previous features equals to 93.3%, while sorely gaining computation time.

Acknowledgments

Collin wishes to thank A. Cottin for the module joining .LAS and .INW files, David Streutker and Kevin Lausten for their IDL-ENVI modules implemented for LiDAR advancements and anonymous reviewers for their relevant corrections.

References

- Anselin L., 1995. Local Indicators of Spatial Association – LISA. *Geographical Analysis* 27(2):93-115.
- ANSI 1993. Safe Use of Lasers, Standard Z-136.1. American National Standards Institute, New York. 120 pp.
- Anys H. and D. C. He, 1995. Evaluation of Textural and Multipolarization Radar Features for Crop Classification. *IEEE Trans. on Geoscience and Remote Sensing*, 33(5): 1170-1181.
- Anys, H., A. Bannari, D. C. He, and D. Morin, 1994. Texture analysis for the mapping of urban areas using airborne MEIS-II images. *Proceedings of the First International Airborne Remote Sensing Conference and Exhibition*, 3: 231-245, Strasbourg, France.
- Archambault P & E. Bourget, 1996. Scales of coastal heterogeneity and benthic intertidal species richness, diversity and abundance. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 136:111-121.
- Archambault P., K. Banwell and A. J. Underwood, 2001. Temporal variation in the structure of intertidal assemblages following the removal of sewage. *Marine Ecology Progress Series*, 222: 51-62.
- Belluco E., M. Camuffo, S. Ferrari, L. Modenese, S. Silvestri, A. Marani and M. Marani, 2006. Mapping salt-marsh vegetation by multispectral and hyperspectral remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 105: 54–67.
- Brock J.C., C.W. Wright, I.B. Kuffner, R. Hernandez and P. Thompson, 2006. Airborne lidar sensing of massive stony coral colonies on patch reefs in the northern Florida reef tract. *Remote Sensing Environment*, 104: 31-42.
- Brown E. D., J. H. Churnside, R. L. Collins, T. Veenstra, J. J. Wilson, and K. Abnett, 2002. Remote sensing of capelin and other biological features in the North Pacific using lidar and video technology. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 1120–1130.

- Burns D. R., C. B. Queen, H. Sisk, W. Mullarkey and R. C. Chivers, 1989. Rapid and convenient acoustic seabed discrimination for fisheries applications. *Proceedings of the Institute of Acoustics* 11:169–178.
- Carter W., R. Shrestha, G. Tuell, D. Bloomquist and M. Sartori, 2001. Airborne Laser Swath Mapping Shines New Light on Earth's Topography. *Eos, Transactions, American Geophysical Union*, Vol. 82, No. 46, November 13, 2001, Pp 549, 550, 555.
- Chivers R. C., N. Emerson, and D. R. Burns, 1990. New acoustic processing for underway surveying. *Hydrographic Journal* 56:9–17.
- Clarke K. R. and R. M. Warwick, 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environment Research Council, UK. 144 pp.
- Clarke P. A. and L. J. Hamilton, 1999. The ABCS Program for the analysis of echo sounder returns for acoustic bottom classification. DSTO-GD-0215, Defence Science and Technology Organisation, Aeronautical and Maritime Research Laboratory, Melbourne, Australia.
- Cohen J.E and C. Small, 1998. Hypsographic demography: The distribution of human population by altitude. *Proc Natl Acad Sci USA*. 95(24): 14009–14014.
- Collin A., P. Archambault and B. Long, 2008. Mapping the shallow water seabed habitat with the SHOALS. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 46(10): 2947 – 2955.
- Costanza R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton and M. van der Belt, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, pp. 253–260.
- Cottin A., 2008. Adaptation du SHOALS-3000T à la cartographie sédimentaire des zones peu profondes de la côte nord de la Baie des Chaleurs, golfe du Saint-Laurent, Canada. PhD thesis, INRS-ETE.
- Cusson M. and E. Bourget, 1997. Influence of topographic heterogeneity and spatial scales on the structure of the neighboring intertidal endobenthic macrofaunal community. *Marine Ecology Progress Series* 150: 181–193.
- Durand S., P. Legendre and S. K. Juniper, 2006. Sonar backscatter differentiation of dominant macrohabitat types in a hydrothermal vent field. *Ecological Applications*, 16(4):1421–1435.
- Evans D.L., W. Alpers, A. Cazenave, C. Elachi, T. Farr, D. Glackin, B. Holt, L. Jones, W. T. Liu, W. McCandless, Y. Menard, R. Moore and E. Njoku, 2005. Seasat-A 25-year legacy of success. *Remote Sensing of Environment* 94(3):384-404.
- Foody G. M. and A. Mathur, 2004. Toward intelligent training of supervised image classifications: directing training data acquisition for SVM classification. *Remote Sensing of Environment*, 93: 107-117.

- Garrabou J., J. Riera and M. Zabala, 1998. Landscape pattern indices applied to Mediterranean subtidal rocky benthic communities. *Landscape ecology* 13: 225-247.
- Getis A. and J.K. Ord, 1992. The Analysis of Spatial Association by Use of Distance Statistics. *Geographical Analysis* 24(3):189-206.
- Guenther G.C., 1985. Airborne laser hydrography: System design and performance factors. NOAA Professional Paper Series, National Ocean Service 1, National Oceanic and Atmospheric Administration, Rockville, MD, 385 pp.
- Guenther G.C., 1989. Airborne laser hydrography to chart shallow coastal waters. *Sea Technology*, March, Vol. 30, No. 3, 55-59.G.C.
- Guenther G.C., A.G. Cunningham, P.E. LaRocque and D.J. Reid, 2000. Meeting the Accuracy Challenge in Airborne LiDAR Bathymetry. EARSel, Dresden.
- Guichard F. and E. Bourget, 1998. Topographic heterogeneity, hydrodynamics, and benthic community structure: a scale-dependent cascade. *Marine Ecology Progress Series* 171: 59-70.
- Hamilton L.J., 2001. Acoustic seabed classification systems. DSTO-TN-0401, Defense Science and Technology Organisation, Aeronautical and Maritime Research Laboratory, Fishermans Bend, Victoria, Australia.
- Haralick, R. M., Shanmugan, K., and I. Dinstein, 1973. Textural Features for Image Classification. *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics*, 3(6): 610-621.
- Hickman G.D. and J.E. Hogg, 1969. Application of an airborne pulsed laser for near-shore bathymetric measurements. *Remote Sens. of Env.*, 1, Elsevier, New York, 47-58.
- Hutin E., Y. Simard and P. Archambault, 2005. Acoustic detection of a scallop bed from a single-beam echosounder in the St. Lawrence. *ICES Journal*, 62:966-983.
- Irish J. L., McClung, J. K., and W. J. Lillycrop, 2000. Airborne lidar bathymetry: the SHOALS system. *PIANC Bulletin.*, 103: 43-53.
- Jackson E.L., M.J. Attrill and M.B. Jones, 2006. Habitat characteristics and spatial arrangement affecting the diversity of fish and decapod assemblages of seagrass (*Zostera marina*) beds around the coast of Jersey (English Channel). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 68: 421-432.
- Jumars P.A. and J.E. Ekman, 1983. Spatial structure within deep-sea benthic communities: in Rowe, G.T., ed., *The Sea: Deep-sea Biology*, v. 8: John-Wiley & Sons, New York, p. 399-452.

- Kostylev V. E., R. C. Courtney, G. Robert and B.J. Todd, 2003. Stock evaluation of giant scallop (*Placopecten magellanicus*) using high-resolution acoustics for seabed mapping. *Fisheries Research*, 60 : 479-492.
- Legendre P. and L. Legendre, 1998. Numerical Ecology, 2nd English edn. Elsevier, Amsterdam. 853 pp.
- Legendre P., K. E. Ellingsen, E. Bjørnbom, and P. Casgrain, 2002. Acoustic seabed classification: improved statistical method. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59:1085–1089.
- Long B. and G. Desrosiers, 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. Ministère des Transports du Québec, contrat 3100-00-QH02. 121 p. + 4 annexes.
- Lucas R., A. Rowlands, A. Brown, S. Keyworth and P. Bunting, 2007. Rule-based classification of multi-temporal satellite imagery for habitat and agricultural land cover mapping. *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 62(3): 165-185.
- McRoy C.P. and C. Helfferich, 1977. Seagrass Ecosystems. Marcel Dekker, New York.
- Musick H.B. and H.D, 1991. Grove, Image texture measures as indices of landscape pattern. In: M.G. Turner and R.H. Gardner, Editors, *Quantitative methods in landscape ecology, the analysis and interpretation of landscape heterogeneity*, Springer-Verlag.
- Park J.Y., R.L. Shrestha, W.E. Carter and G.H. Tuell, 2001. Land-cover Classification Using Combined ALSM (LiDAR) and Color Digital Photography. ASPRS Conference, St. Louis, Missouri, April 23-27.
- Pe'eri S. and W. Philpot, 2007. Increasing the existence of very shallow-water LiDAR measurements using the red-channels waveforms. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.*, May, Vol. 45, No. 5, 1217-1223.
- Pope R.W., Reed, B.A., West, G.W., and W.J. Lillycrop, 1997. Use of an airborne laser depth sounding system in a complex shallow-water environment. *Proceedings of Hydrographic Symposium XVth International Hydro Conference*, Monaco.
- Richards J.A., 1993. Remote sensing digital image analysis: an introduction. (2nd ed.). Springer-Verlag, Berlin.
- Riley J.L., 1995. Evaluating SHOALS bathymetry using NOAA hydrographic survey data. *Proceedings, 24th Joint Meeting of UJNR Sea-Bottom Surveys Panel*, Japan.

- Rosenfield G.H. and K. Fitzpatrick-Lins, 1986. A coefficient of agreement as a measure of thematic classification accuracy. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 52: 223-227.
- Ruiliang Pu, Peng Gong, Ryo Michishita and Todashi Sasagawa, 2008. Spectral mixture analysis for mapping abundance of urban surface components from the Terra/ASTER data. *Remote Sensing of Environment* 112(3):939-954.
- Salovaara K.J., S. Thessler, R.N. Malik and H. Tuomisto, 2005. Classification of Amazonian primary rain forest vegetation using Landsat ETM+ satellite imagery. *Remote Sensing of Environment* 97:39-51.
- Siwabessy P. J. W., Penrose, J. D., Kloser, R. J., and D.R. Fox, 1999. Seabed-habitat classification. International Conference on High-Resolution Surveys in Shallow Water, 9 pp.
- Smith H.D., 2000. The industrialisation of the world ocean. *Ocean & Coastal Management*, 43(1): 11-28.
- Swain P.H. and S.M. Davis, 1978. Remote sensing: the quantitative approach. McGraw-Hill, New York.
- Syvitski J.P.M., 1992. Marine geology of Baie des Chaleurs. *Géographie physique et quaternaire*, 46(3) : 331-348.
- Tuell G. H., 2002. Data Fusion of Airborne Laser Data with Passive Spectral Data. 3RD Annual Airborne Hydrography Workshop, Corte Madiera, CA.
- Turner M.G., R.H. Gardner and R.V. O'Neill, 2001. Landscape ecology in theory and practice: pattern and process. Springer Science+Business Media, LLC, 404 p.
- Underwood A.J. and M.G. Chapman, 1998. A method for analysing spatial scales of variation in composition of assemblages. *Oecologia* 117: 570-578.
- United Nations Environment Programme, 2006. Marine and Coastal Ecosystems and Human Well-Being: A synthesis report based on the findings of the Millennium Ecosystems Assessment. 64 pp.
- Wang C. and W. Philpot, 2007. Using airborne bathymetric lidar to detect bottom type variation in shallow waters. *Remote Sensing of Environment*, 106:123-135.
- Zorn H. M., Churnside, J. H., and C. W. Oliver, 2000. Laser safety thresholds for cetateans and pinnipeds. *Marine Mammal Science*, 16: 186-200.

1.3 Article 3 : Relating spatial scale to benthoscape patterns with a high-resolution bathymetric LiDAR

Antoine Collin^{a,*}, Bernard Long^a & Phillippe Archambault^b

^a*INRS-ETE, Université du Québec, Québec, Canada*

^b*Institut des Sciences de la Mer, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Canada*

* *Corresponding author : antoine.collin@ete.inrs.ca*

Soumis le 1^{er} novembre 2008, accepté le 24 janvier 2009, publié le 1^{er} juin 2009 dans
Coastal Engineering 2008

Copyright© 2009 World Scientific Publishing Co. Pte. Ltd.

Résumé— Le comportement de vingt et une métriques du paysage a été évalué en fonction des effets de l'agrégation spatiale (grain), par le biais d'un relevé de *LiDAR* bathymétrique correspondant à une zone infralittorale au sud de la péninsule gaspésienne, Canada. L'agrégation spatiale a été réalisée en tramant le jeu de données *LiDAR* en faisant varier la résolution (de 1 m jusqu'à 10 m, avec un pas de 1 m). La moyenne du ratio périmètre-aire (*PARA_MN*), la moyenne de l'indice de la dimension fractale (*Frac_MN*) et l'indice de la forme du paysage (*LSI*) ont démontré les comportements les plus prédictifs des métriques de complexité de la forme, affichant une forte diminution logarithmique à chaque augmentation de l'agrégation. La densité de bordure (*ED*) et la densité de parcelle (*PD*) ont produit les comportements les plus prédictifs parmi les métriques bordure et parcelle, décroissant logarithmiquement avec la croissance de la résolution. Le pourcentage d'adjacences (*PLADJ*), l'indice d'agglomérat (*CLUMPY*), l'indice d'agrégation (*AI*) et l'indice de la cohésion de parcelle (*COHESION*) ont constitué les métriques de contagion et de connectivité les plus prédictives à travers les échelles, décroissantes avec l'augmentation de la résolution. Les métriques restantes ont donné des résultats incohérents et non prédictifs en fonction de l'agrégation spatiale. Le type d'habitat benthique peut influencer la réponse de la métrique en regard du changement de l'agrégation spatiale.

Abstract— The behaviour of twenty-one landscape metrics was evaluated with respect to the effects of spatial aggregation (grain-size) based on a bathymetric LiDAR survey for a nearshore area in south of Gaspesia Peninsula, Canada. Spatial aggregation was performed by rasterizing the LiDAR dataset in varying the grain size (from 1 m up to 10 m, with 1 m step). The *Perimeter-Area Ratio mean (PARA_MN)*, *Fractal dimension index mean (Frac_MN)* and *Landscape Shape Index (LSI)* metrics showed the most predictable behavior of the shape complexity metrics, having strong logarithmic decreases with each increase in aggregation. The *Edge Density (ED)* and *Patch Density (PD)* metrics displayed the most predictable behavior among the edge and patch metrics, logarithmically decreasing with grain size increasing. *Percentage of like adjacencies (PLADJ)*, *Clumpiness index (CLUMPY)*, *Aggregation index (AI)* and *Patch cohesion index (COHESION)* metrics constituted the most predictable contagion and connectivity metrics across scales, decreasing with resolution increasing. The remaining metrics gave inconsistent and unpredictable results with respect to spatial aggregation. The type of habitat may have an effect on the metrics response with respect to changing spatial aggregation.

INTRODUCTION

The relationship between spatial scale, patterns of habitats patchiness and ecological processes constitutes a major realm of research in landscape ecology (Turner et al. 2001). As the large number and range of landscape ecological studies deal with the spatial component, the connectivity between remote sensing and landscape ecology is significant. As a result, landscape composition and configuration on a remotely sensed image can be quantified with landscape pattern metrics (Frohn and Hao 2006). Metrics can be easily calculated on classified map data using available software. The utility of a landscape metric is dependent on maintaining consistent response to observed phenomena. There are many characteristics that affect the quality of map and image data including spatial aggregation and resolution, spatial extent, texture, geometric registration, classification level, and classification accuracy. An effective landscape metric is one that is relatively insensitive or predictably sensitive to arbitrary sampling characteristics while being very sensitive to the actual spatial patterns of the landscape (Frohn and Hao 2006).

The historical terrestrial roots of landscape ecology, technological difficulties in defining and quantifying aquatic landscapes, and lack of a well developed empirical and theoretical framework that incorporates the unique aspects of the nearshore marine landscape (benthoscape) are the prominent reasons explaining that these ecosystems lag considerably behind the work carried out in terrestrial systems. Nevertheless recent developments in remote sensing technology have begun to sound water and are now permitting assessments of pattern and process in seabed-cover areas. The Airborne LiDAR Bathymetry (ALB) is indeed a well-suited technique to mapping coastal habitat because its laser system enables to provide accurate Digital Depth Model (DDM) in a 1-60 m vertical range with 15 cm height accuracy (Irish et al. 2000) and to discriminate between varying benthic habitats (Collin et al. 2008 a) using the bottom waveform. Benthoscape patterns, derived from ALB classification, can therefore be quantified with landscape metrics.

Since the magnitude of variation of decisive factors occurs across multiple spatial scales, a study of scale effects on landscape metrics will furnish insight about the complex but crucial benthoscape. Most landscape metrics have been shown to be sensitive to scale (McGarigal & Marks 1994). Several studies have focused on the effects of spatial resolution and spatial extent on the performance of metrics (Frohn and Hao 2006; Saura 2004; Saura and Martines-Millan 2001; Garrabou et al. 1998). In a recent study, Frohn and Hao (2006) evaluated scale effects on sixteen landscape metrics and found that metric responses fell into one of two categories: predictable scaling functions and unpredictable behavior. They concluded that *Landscape Shape Index*, *Square Pixel*, *Edge Density* and *Patch Density* were the most predictable metrics with respect to varying spatial resolution, decreasing with increasing aggregation. Many of the analysed remaining metrics gave inconsistent and unpredictable results with respect to spatial aggregation. Saura (2004) examined the performances of six indices with varying aggregation using remote sensing data and found that *Landscape Division* and *Largest Patch Index* were the most stable in both aggregated and actual sensor patterns. *Number Patches*, *Mean Patch Size*, and *Edge Length* were the most sensitive indices not suitable for direct comparison across different spatial resolutions. Saura and Martines-Millan (2001) studied the sensitivity of eight landscape metrics to changing spatial extent. They found *Edge Density* was the least sensitive to varying spatial extent while *Mean Shape Index*, *Area Weighted Mean Shape Index*, and *Perimeter-Area Fractal Dimension* were the most sensitive. An isolated study of a benthic spatial pattern (Garrabou et al. 1998) tested a total of seventeen landscape pattern indices and selected *number of patches*, *mean patch size*, *standard deviation of patch size*, *mean shape patch index*, and *Shannon's diversity index* as the most suitable set of indices for the description of spatial pattern in Mediterranean subtidal rocky benthic communities.

The most common method of comparing landscape spatial patterns with respect to spatial aggregation is by scaling landscape maps to coarser resolutions using a majority rule filter (Saura 2004) or textural filtering (Frohn and Hao 2006). But landscape maps derived from both methods often produce more fragmented landscapes than the actual sensor produces at the same resolution. Rasterization, i.e., task of converting an image

described in a vector graphics format (shapes) into a raster image (pixels), at each resolution, enabling with the LiDAR dataset, can provide a useful alternative to majority filtering and textural analysis in the study of spatial aggregation.

The objective of this research is to analyze the effects of spatial aggregation on twenty-one commonly-used landscape metrics aiming at robustly describe spatial pattern in Gulf of Saint-Lawrence's, Canada, soft and rocky benthic communities. The novelty of this approach resides in, on the one hand, identifying the most suitable metrics for studies of benthic spatial pattern, and on the other hand, evaluating the behaviour of habitats of interests in respect to the grain size increasing. ALB images of a nearshore area over Bonaventure's coast, Canada, (Fig. 1) are used for testing the effectiveness of landscape metrics in capturing spatial patterns at ten different spatial aggregations.

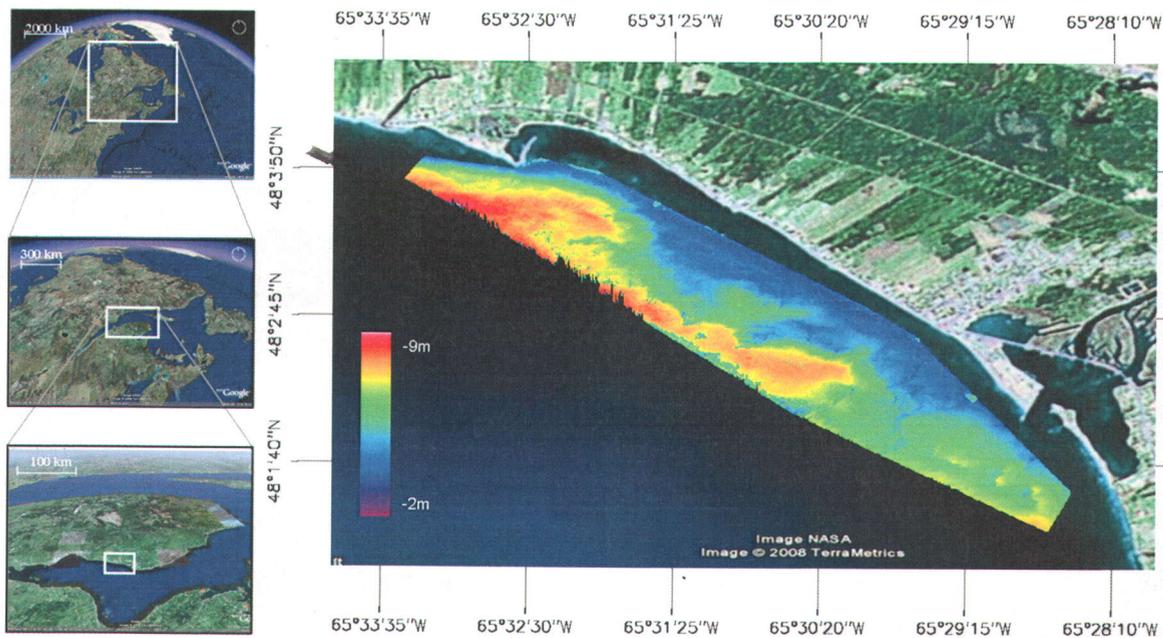


Figure 1. Location of the study area at Bonaventure, Gulf of Saint-Lawrence, in the south of Gaspesia Peninsula, Québec, Canada. The white area constitutes the analysis area, laid on the elevation raster derived from SHOALS soundings (2 m resolution).

METHODOLOGY

Study area

The analysis area was covered by a series of 8 east-west overlapping flight lines, lasting less than 1 hour, at 269.3 ± 9.6 m altitude enabling a swath width of 198.1 ± 4.4 m and a sample spacing of 2 m, i.e., 2.548536×10^6 soundings covering 7.982 km^2 . They were collected by the Scanning Hydrographic Operational Airborne LiDAR Survey (SHOALS from Optech) July 2nd 2006 (diurnal phase) over the Chaleurs' Bay, southern Gulf of Saint-Lawrence, Québec, Canada. The maximum depth penetration reached was 16.7 m over sandy zones and 8 m over macroalgae area.

LiDAR data for this paper are focused on the subtidal nearshore of Bonaventure (Fig. 1). This locality is hydro-dynamically characterized by medium energy. Beaches of gravel and sand nourished by fluvio-glacial bluffs and a semidiurnal and mesotidal estuarine environment dominated by the W-SW swell. Whereas rocky areas, i.e., boulder and cobble, are mainly populated by the macroalgae *Laminaria* sp., sandy-gravelly zones, predominantly host the two polychaetes spionidae *Prionospio steenstrupi* and *Spiophanes bombyx*, the bivalve *Spisula* sp., the crustacean *Corophium bonelli*, and finally the echinoderm *Echinarachnius parma* (Long and Desrosiers 2006).

The SHOALS

The SHOALS system is an active laser-based pulsed (3000 Hz) sensor which emits the 532 nm and 1064 nm wavelengths. The first radiation (green) is typically used for the seabed detection because of its high water penetration, while the second wavelength (near infrared) allows measuring the water surface because of its high water absorption. Hence, depth and elevation can be estimated from the distance from time-of-flight data of the sea bottom and topographic feature optical echoes, respectively. SHOALS depth measurements are accurate to IHO Order 1 standards, i.e., ± 0.15 m in the vertical and ± 1 m in the horizontal (Irish et al. 2000). Roll, pitch, and yaw of the aircraft were also

measured 200 times per second by an Inertial Measurement Unit (IMU) in order to correct for changes in capture angle. The SHOALS is a monostatic system, i.e., the transmitter and the receiver are collocated and share the same Field Of View (FOV) with a fixed nadir angle of 20°. In this paper, the high sounding density was used, i.e., a shot every 2 meters. In addition, the transceiver records laser energy return time series, i.e., waveforms, around which the statistical analysis revolve (Collin et al. 2008 a).

The underwater ground-truthing

Of direct relevance to this manuscript is a paper (Collin et al. 2008 b) that fully describes the ground-truth measurements as well as their statistical processing. The cluster analysis applied to the dissimilarity matrix (339 stations by 16 variables) computed from the combination of sediments and epi-macrofauna aerial percentages identified four groups from the photographs analysis, namely: G1 can be related to *Laminaria* sp. on pebble habitat, G2 to *Zostera marina* on fine sand and pebble habitat, G3 to cobble-pebble with *Laminaria* sp. habitat and G4 to fine sand habitat.

Signal processing

The integration of the environmental parameters acting underwater and the variability of the electronic instruments within the SHOALS backscatter imposed a denoising method. By suppressing the high frequency components using low-pass filtering, the Fast Fourier Transform algorithm allowed to achieve a denoising effect.

Since SHOALS data were acquired at different depths and since the laser beam footprint is nonlinearly linked to the surveyed depth, a nonlinear regression on depth was applied to statistical parameters derived from waveforms and the residuals constituted the only variance analyzed (Collin et al. 2008 a). The regression was based on a non-linear least-squares fit, that is to say a linear combination of a Gaussian and a quadratic functions.

LiDAR data, in the LAS file format, representing the geographic coordinates (x, y, z) were integrated with the waveform data stored in .INW files using a "timestamp" bridge (Cottin, 2008). Then, the signal processing consisted of extracting the portion of the "benthic waveform" (Fig. 2), which comprised the relevant benthic information. Of special interest, a series of descriptive statistical variables were computed - namely mean, variance, skewness, kurtosis, median, mean absolute deviation, area under curve, minimum, maximum, bins and values at which 0%, 25%, 50%, 75%, 100% of the waveform energy occur, as well as the range between 0% and 100%. This yielded a data table of 21 extracted variables (columns) and 2548536 backscatters (rows). Every variable of this matrix was first nonlinearly regressed on depth and the residuals were then converted into 21 Principal Components (PC's) using a Principal Component Analysis (PCA), producing uncorrelated output bands, segregating noise components, and reducing the dimensionality of the dataset. The scores on the 21 PCA components were submitted to a supervised classifier.

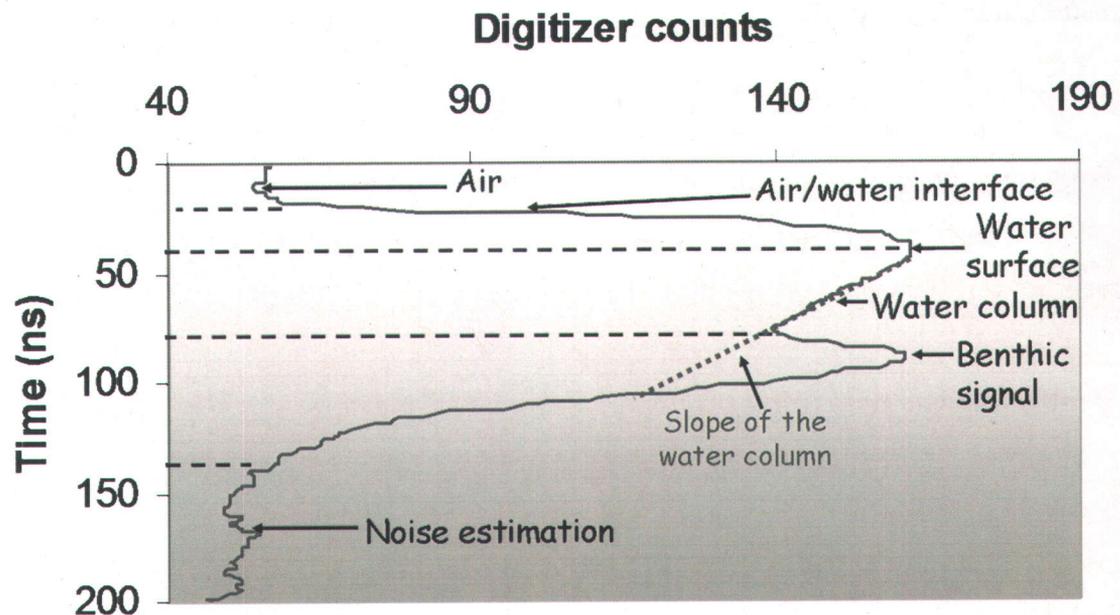


Figure 2. Segmentation of a typical bathymetric LiDAR backscatter over deep water (green channel). This one was acquired at 4.50 m depth. The oblique dashed line is a linear fit of the water column return.

Benthic waveform classifications

The Support Vector Machine (SVM) constituted the algorithm of the supervised classification. In essence, the SVM classification is based on the notion of fitting an optimal separating hyperplane between classes by focusing on the training samples that lie at the edge of the class distributions, the support vectors. All of the other training samples are effectively discarded, as they do not contribute to the estimation of hyperplane location. Thus, a small number of judiciously selected training samples may be used to classify a data set as accurately as a larger training set derived in a conventional manner.

The overall Accuracy, A , defined as the ratio of the number of validation pixels that are classified correctly to the total number of validation pixels irrespective of the class, and the Kappa coefficient, K , which describes the proportion of correctly classified validation sites after random agreements are removed, both constituted the confusion matrix statistics.

For testing the effects of changing spatial resolution (from 1 m to 10 m with 1 m step), the SVM classifier was applied to each rasterization. There were 10 classifications derived from 21 images each one, thus 210 generated images.

Benthoscape metrics calculations

Twenty-one landscape metrics at the class level were calculated in this study using Fragstats v. 3.3 (McGarigal and Marks 1994) in raster images. This is a spatial pattern analysis program for categorical maps, which quantifies the areal extent and spatial configuration of patches within a landscape. Chosen class indices thus provide a means to quantify the extent and fragmentation of each habitat in the landscape. For detailed information about the 21 indices (definition, formulas and examples) see McGarigal and Marks (1994).

A fitting model, based on a quadratic polynomial, was applied to describe the behaviour of the surveyed habitats and their overall mean within each metrics in respect to spatial aggregation. Using JMP v. 7.0, the R^2 was computed in order to reveal the degree of consistency of the predictability. This coefficient measures the proportion of the variation around the mean explained by the polynomial model. The remaining variation is attributed to random error. R^2 is comprised between 0 and 1, and equals to 1 if the model fits perfectly.

RESULTS AND DISCUSSION

Benthic waveform classifications

Ten image classifications were produced at successively coarser resolutions of 1 m from 1 m up to a final resolution of 10 m (Fig. 3). The 2 m level of aggregation corresponded herein with the SHOALS survey optimal resolution.

These 10 resulting maps were derived from 3 PCA bands, themselves derived from 21 bands, thus a total of 240 images ($10 \times 3 + 10 \times 21$) were generated. Landscape metrics were calculated on each aggregated image to determine the effects of varying spatial resolution. The evolution of the rasterizations is obvious when increasing grain-size. Even though the natural looking benthoscape is maintained at 10 m and, thus the overall benthoscape pattern, coarser the resolution is, more fragmented the scene appears. The visual inspection enables to distinguish three tendencies:

- Area and position of *Z. marina* on fine sand and pebble seem to remain constant.
- Areas of *Laminaria* sp. on pebble and cobble-pebble with *Laminaria* sp. are drastically reduced.
- Area of fine sand spreads over both previous habitats.

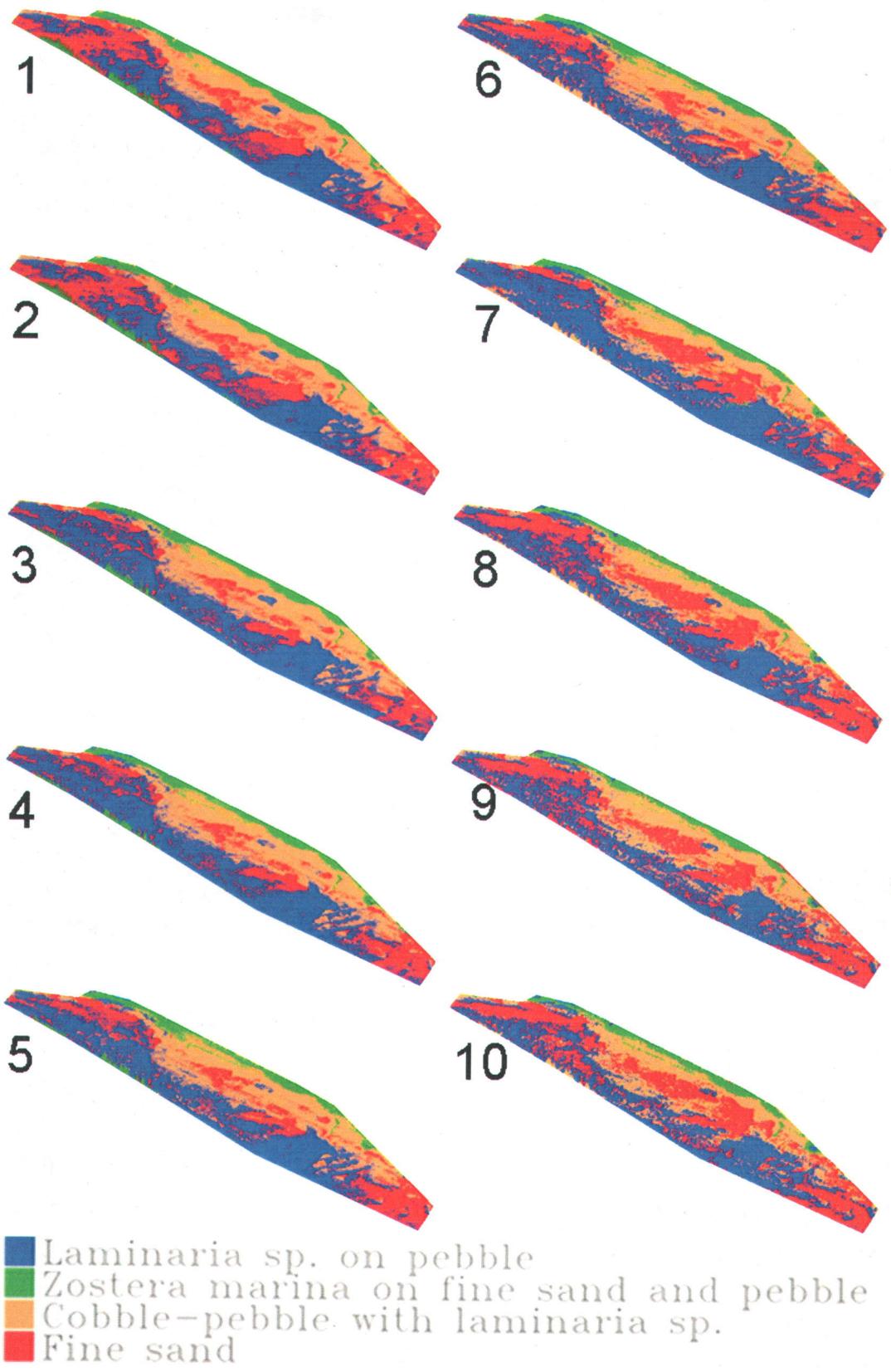


Figure 3. SVM Classifications of varying rasterization resolution within the study site: the underlying number of the subfigure indicates its resolution in meter.

Benthoscape metrics

Twenty-one landscape metrics at the class level were computed and analyzed with respect to the effects of grain-size changing by rasterization. The metrics were grouped into six categories:

1. Class metrics: *Class area (CA)* is a measure of landscape composition; specifically, how much of the landscape is comprised of a habitat type.
2. Patch metrics: *Patch density (PD)* expresses number of patches on a per unit area basis. *Largest patch index (LPI)* at the class level quantifies the percentage of total landscape area comprised by the largest patch.
3. Edge metrics: *Edge density (ED)* reports edge length per unit area.
4. Shape metrics: *Landscape shape index (LSI)* provides a measure of class aggregation via class edge (or perimeter) surfaces. The normalization of *Normalized Landscape shape index (NLSI)* essentially rescales *LSI* to the minimum and maximum values possible for any class area. *Perimeter-area ratio mean (PARA_MN)* is a measure of shape complexity (ratio of the patch perimeter to area). *Shape index mean (Shape_MN)* adjusts for a square standard and, as a result, is the simplest and perhaps most straightforward measure of overall shape complexity. *Fractal dimension index mean (Frac_MN)* and *Perimeter-area fractal dimension (PARAFRAC)* reflect shape complexity across a range of spatial scales. *Related circumscribing circle distribution (CIRCLE_MN)* uses the smallest circumscribing circle, not the smallest circumscribing square (as in *Shape_MN*). *Contiguity index distribution (CONTIG_MN)* assesses the spatial connectedness of cells within a grid-cell patch to provide an index of patch boundary configuration and thus patch shape.
5. Connectivity metrics: *Patch cohesion index (COHESION)* measures the physical connectedness of the corresponding patch type. *Connectance (CONNECT)* is defined

on the number of functional joinings between patches of the corresponding habitat type, where each pair of patches is either connected or not based on a 25 m.

6. Contagion-interspersion metrics: *Percentage of like adjacencies (PLADJ)* measures the degree of aggregation of the focal habitat type. *Clumpiness index (CLUMPY)* is scaled to account for the fact that the proportion of like adjacencies (G_i) will equal P_i for a completely random distribution. *Aggregation index (AI)* takes into account only the like adjacencies involving the focal class. *Interspersion and juxtaposition index (IJI)* is based on *patch* adjacencies, not *cell* adjacencies (as in *CONTIG_MN*). *Landscape Division index (Division)* is based on the cumulative patch area distribution and is interpreted as the probability that two randomly chosen pixels in the landscape are not situated in the same patch of the corresponding patch type. *Splitting index (Split)* is based on the cumulative patch area distribution and is interpreted as the effective mesh number, i.e., number of patches with a constant patch size when the corresponding patch type is subdivided into S patches (S is the splitting index). *Effective Mesh Size (Mesh)* is based on the cumulative patch area distribution and is interpreted as the size of the patches when the corresponding patch type is subdivided into S patches (S is the splitting index).

When evaluating the effects of spatial resolution changes, a special attention is focused on whether a metric has either a predictable change or exhibits erratic behavior. A metric should be insensitive or predictably sensitive to changing spatial resolution, and most sensitive to the benthoscape component that it was designed to measure. If a metric is insensitive or predictably sensitive to spatial resolution then measurements across scales and across studies can be made without compromising the benthoscape element that is being measured. If a metric is not predictably sensitive to sampling habitats (i.e., classes), an uncertainty of the cause of the measured change over time will occur: effective change in the benthoscape, measuring changes or both. The effects of varying the grain size in rasterizing on the class, patch and shape metrics are shown in Fig. 4 and inherent R^2 in Table 1.

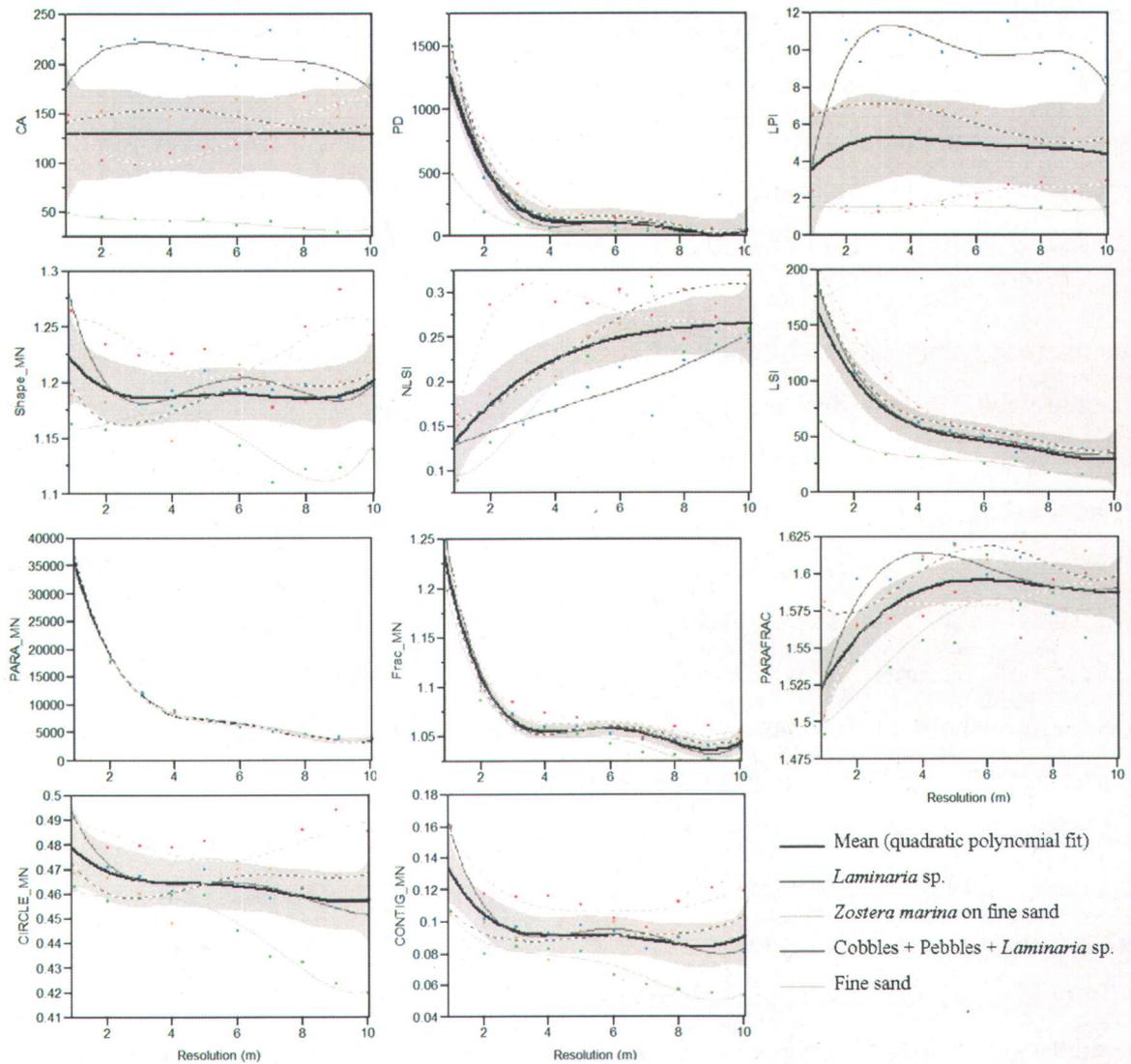


Figure 4. Responses of class, patch and shape metrics to varying resolution (from 1 m up to 10 m, with a 1 m step) in rasterization. The shaded area represents 95% confidence limits of the polynomial fit.

Grain-size increasing has an overall stable effect on the class metrics, CA , as the R^2 confirms it. Increasing the resolution size does not change the whole area of the benthoscape but results in aggregating fine sand areas, eliminating smaller *Laminaria* sp. on pebble, cobble-pebble with *Laminaria* sp. and *Z. marina* on fine sand and pebble areas. The habitat-scaled result is basically in concordance with the visual observations of the Fig. 3. Although the overall R^2 underlines independence between seabed-cover proportion and spatial aggregation, results at class scale point out that a calibration method considering linear relationships would not be applicable in this benthoscape.

Within patch metrics, one, *PD*, behaved as predicted with respect to the effects of increasing grain size, and the other one, *LPI*, displayed an overall erratic behavior. As the benthoscape habitats become more aggregated due to grain-size increasing, *PD*, measuring the density of patches on the landscape per a specified unit area, exponentially decreases with an overall high R^2 , strongly followed by these ones of the 4 habitats. To the opposite, the very low overall R^2 of *LPI* proves independence, which is not the same template at habitat scale: increasing fine sand areas, dwindling *Laminaria* sp. on pebble, cobble-pebble with *Laminaria* sp. and maintaining *Z. marina* on fine sand and pebble areas. Saura and Martines-Millan (2001) also found *PD* to be insensitive to changes in spatial extent.

The effect of grain-size increasing is to generalize the overall shapes of patches on the landscape. The larger the window size, the greater the generalization. Thus, a predictable decrease in the value of shape complexity metrics with each increase in window size is expected. Nonetheless, the shape metrics were affected differently with respect to resolution rasterization. *PARA_MN*, *Frac_MN* and *LSI* showed a strong logarithmic decrease, and high R^2 , as predicted with each increase in the size of the grain resolution. These three metrics also showed the same trend and results for each habitat. Wu et al. (2002) found similar results in evaluating *PARA_MN* and *LSI* and described them as Type I metrics (predictable responses with simple scaling relations). The shape metrics *Shape_MN*, *CIRCLE_MN* and *CONTIG_MN* showed an overall decrease in shape complexity, with low R^2 . Although these metrics seemed to show a predictable trend for this decrease for each habitat analyzed, a close examination of the results distinguished an increase of fine sand areas, a decrease of *Laminaria* sp. on pebble, cobble-pebble with *Laminaria* sp. and *Z. marina* on fine sand and pebble areas. Frohn and Hao (2006) have recommended that *Shape_MN* not be used in landscape studies if land-cover data have different spatial resolutions or patch size frequencies. *NLSI* and *PARAFRAC* behaved counterintuitively and showed a strong logarithmic increase and consistent R^2 , increase with each increase in the grain size. Both metrics showed similar results for each habitat analyzed. The behavior of *NLSI* and *PARAFRAC* in this study is in agreement with results reported by Wu et al. (2002). *PARA_MN*, *Frac_MN* and *LSI* appear to be the most

predictable of the shape complexity metrics to the effects of spatial aggregation by rasterization.

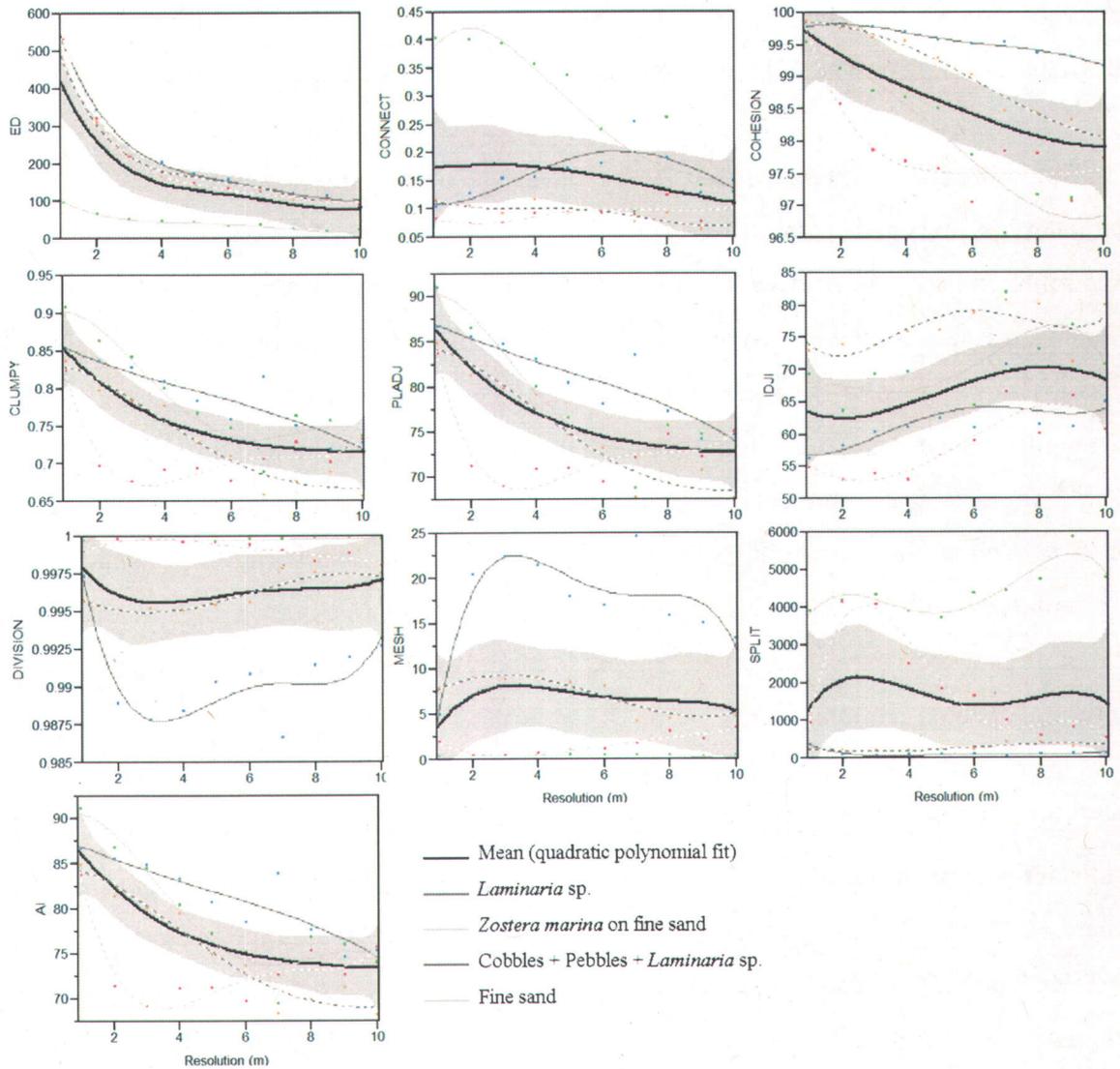


Figure 5. Responses of edge, connectivity and contagion-interspersion metrics to varying resolution (from 1 m up to 10 m, with a 1 m step) in rasterization. The shaded area represents 95% confidence limits of the polynomial fit.

The effects of varying the grain size in rasterizing on the edge, connectivity and contagion metrics are shown in Fig. 5 and their R^2 in Table 1.

ED measures the density of edges on the landscape. As the grain-size increasing effect increases there is a lower aggregation of edge. Since *ED* shows strong logarithmic decrease with increase in resolution, and robust R^2 , it appears to quantify this decrease in edge well. Saura and Martines-Millan (2001) also found *ED* to be insensitive to changes in spatial extent. Besides, *ED* has very similar results for each habitat analyzed.

The connectivity metrics measure the physical connectedness of the corresponding habitat type, hence increasing resolution of rasterization entails a decrease in joining. According to their respective R^2 , COHESION is more consistent than CONNECT to demonstrate the predicted overall decrease. Notwithstanding, whereas the four habitats tend to logarithmically decrease in respect of COHESION values, these classes behave differently within the CONNECT chart: stability of fine sand areas and cobble-pebble with *Laminaria* sp., erratic curve of *Laminaria* sp. on pebble, and an exponential decrease of *Z. marina* on fine sand and pebble areas. The grain-size increasing effect appears as more marked with this latter habitat because all patches of this class are gathered along the shore and the connectedness of this pixel concentration is therefore more vulnerable to the spatial aggregation.

Contagion metrics refers to the tendency of a habitat type to be spatially aggregated while interspersions metrics calculates the intermixing of units of different seabed-cover types. More the spatial aggregation is high, less the patch is clumped. Since *PLADJ*, *CLUMPY* and *AI* display a logarithmic decrease, and show consistent R^2 , they appear as relevant surrogates for contagion assessment. Also, each habitat analyzed has same results as overall ones. These results indicate that seabed-cover area categories tend to be unevenly distributed with resolution increasing (McGarigal and Marks 1994). On the other hand, *IJI*, *Division*, *Split* and *Mesh* behave unpredictably across grain-size increasing. Although the fit corresponds to a quadratic polynomial, their R^2 are lower and no trend can be drawn.

Table I. R^2 of the 4 habitats for area, patch, edge, shape, connectivity and contagion-interspersion metrics.

	Mean	G1	G2	G3	G4
<i>CA</i>	1.647x10 ⁻⁶	0.6517	0.9139	0.3979	0.8515
<i>PD</i>	0.8244	0.9855	0.9948	0.991	0.9996
<i>LPI</i>	0.0175	0.855	0.8378	0.7884	0.8973
<i>PARA_MN</i>	0.994	0.9967	0.9959	0.9943	0.9966
<i>Frac_MN</i>	0.9433	0.9802	0.979	0.9894	0.9677
<i>LSI</i>	0.7061	0.9922	0.9869	0.9988	0.9986
<i>Shape_MN</i>	0.0678	0.924	0.8001	0.585	0.4909
<i>CIRCLE_MN</i>	0.1236	0.9298	0.9698	0.3576	0.4242
<i>CONTIG_MN</i>	0.3177	0.9437	0.9356	0.5285	0.8328
<i>NLSI</i>	0.4623	0.8225	0.9233	0.9426	0.8928
<i>PARAFRAC</i>	0.4602	0.8248	0.7604	0.705	0.8074
<i>ED</i>	0.5873	0.9969	0.9854	0.9957	0.9956
<i>COHESION</i>	0.3397	0.9851	0.913	0.9425	0.8928
<i>CONNECT</i>	0.0621	0.6577	0.834	0.6968	0.9375
<i>PLADJ</i>	0.4878	0.8338	0.9333	0.9456	0.8941
<i>CLUMPY</i>	0.4777	0.8336	0.9211	0.9471	0.8976
<i>AI</i>	0.4623	0.8222	0.9234	0.9425	0.8928
<i>IJI</i>	0.1217	0.516	0.4725	0.4835	0.8175
<i>Divison</i>	0.0256	0.7655	0.5008	0.7998	0.8884
<i>Mesh</i>	0.0262	0.7641	0.8549	0.8121	0.8985
<i>Split</i>	0.0189	0.9142	0.8344	0.6968	0.9375

SUMMARY AND CONCLUSION

This study evaluated the behavior of twenty-one metrics with respect to spatial aggregation by resolution rasterization increasing. This analysis indicates that if different data with spatial resolutions are used, such as benthic classifications with SHOALS, then the effect on metrics such as *PARA_MN*, *Frac_MN*, *LSI*, *NLSI*, *PARAFRAC*, *PD*, *ED*, *COHESION*, *PLADJ*, *CLUMPY* and *AI* can be predicted directly and measures across scales can be made.

It should be emphasized that these spatial patterns are specific to the nearshore of Chaleurs' Bay and that metrics may behave differently to aggregation in areas with different spatial patterns. This bathymetric gradient pattern of colonization may exhibit scale dependent relationships not found in other littorals. With these caveats in mind, the following conclusions derived from these results are:

- *PARA_MN*, *Frac_MN*, *LSI*, *NLSI*, *PARAFRAC*, *PD*, *ED*, *COHESION*, *PLADJ*, *CLUMPY* and *AI* showed consistent and predictable behaviour with respect to spatial aggregation.
- *CA*, *LPI*, *Shape_MN*, *CIRCLE_MN*, *CONTIG_MN*, *CONNECT*, *IJI*, *Division*, *Split* and *Mesh* gave unpredictable and inconsistent results with respect to spatial aggregation.
- The type of habitat may have an effect on the metrics response with respect to changing spatial aggregation.
- A landscape metrics response to spatial aggregation should be one factor considered when using the metrics to quantify spatial patterns.

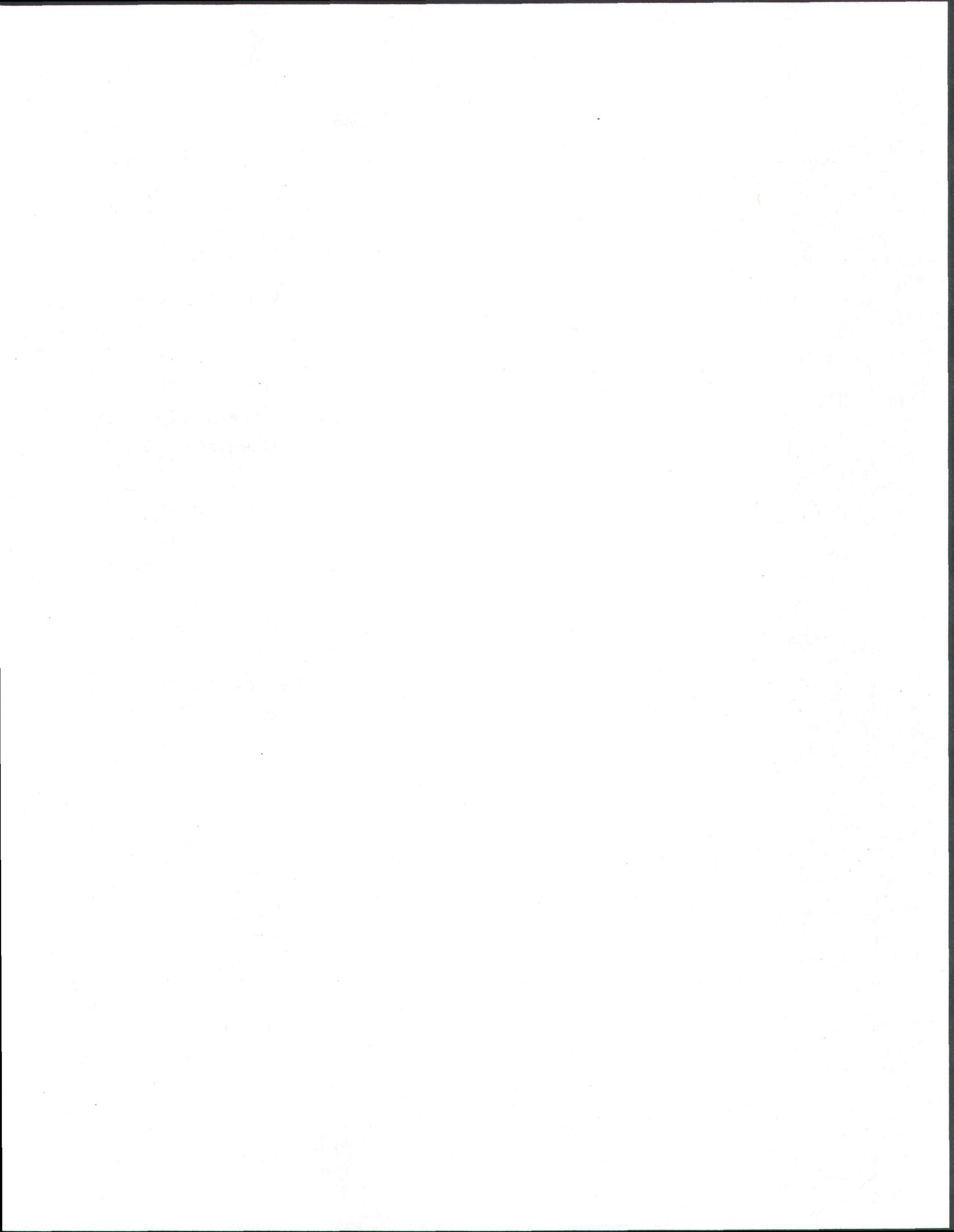
Acknowledgments

Collin wishes to thank GEOIDE networks of Excellence for the support, A. Cottin, D. Streutker and K. Lausten for their IDL-LiDAR modules.

References

- Collin, A., P. Archambault and B. Long. 2008 a. Mapping the shallow water seabed habitat with the SHOALS, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 46(10): 2947 – 2955.
- Collin, A., P. Archambault and B. Long. 2008 b. Integration of local spatial statistics and texture features for benthic classification of bathymetric LiDAR images, *J. of Coastal Research*, submitted.

- Cottin, A. 2008. *Adaptation du SHOALS-3000T à la cartographie sédimentaire des zones peu profondes de la côte nord de la Baie des Chaleurs, Golfe du Saint-Laurent, Canada*, PhD thesis, INRS-ETE.
- Frohn, R.C. and Y. Hao. 2006. Landscape metric performance in analyzing two decades of deforestation in the Amazon Basin of Rondonia, Brazil, *Remote Sensing of Environment*, 100, 237–251.
- Garrabou, J., J. Riera and M. Zabala. 1998. Landscape pattern indices applied to Mediterranean subtidal rocky benthic communities, *Landscape Ecology*, 13, 225–247.
- Irish, J. L., J. K. McClung and W.J. Lillycrop. 2000. Airborne lidar bathymetry: the SHOALS system, *PIANC Bulletin*, 103: 43-53.
- Long, B. and G. Desrosiers. 2006. *Étude hydrodynamique, sédimentologique et biologique dans la baie des Chaleurs, Québec, Canada*, Ministère des Transports du Québec. Contrat 3100-00-QH02. 121 p. + 4 annexes.
- McGarigal, K. and B.J. Marks. 1994. *Fragstats, spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*, Program documentation.
- Saura, S. 2004. Effects of remote sensor spatial resolution and data aggregation on selected fragmentation indices, *Landscape Ecology*, 19, 197–209.
- Saura, S. and J. Martines-Millan. 2001. Sensitivity of landscape pattern metrics to map spatial extent, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 67(9), 1027–1036.
- Turner, M.G., R.H. Gardner and R.V. O'Neill. 2001. *Landscape Ecology in theory and practice: pattern and process*, Springer Science + Business Media, LLC, 233 Spring Street, New York, 401 pp.
- Wu, J., Shen, W., Sun, W. and P.T. Tueller. 2002. Empirical patterns of the effects of changing scale on landscape metrics, *Landscape Ecology*, 17: 761–782.



Chapitre 2. Étage Intertidal

2.1 Article 1 : Salt-marsh characterization, zonation assessment and mapping through a dual-wavelength LiDAR

Antoine Collin^{a,*}, Bernard Long^a & Phillippe Archambault^b

^a*INRS-ETE, Université du Québec, Québec, Canada*

^b*Institut des Sciences de la Mer, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Canada*

* *Corresponding author : antoine.collin@ete.inrs.ca*

Soumis le 1^{er} mars 2009 dans *Remote Sensing of Environment*

Résumé— Relier les processus intertidaux à leurs organisations spatiales naturelles dans un cadre d'érosion côtière nécessite des techniques d'enregistrement fournissant des données spatio-temporelles à haute résolution, de l'échelle des processus à celle des organisations spatiales. Le *Scanning Hydrographic Operational Airborne LiDAR Survey (SHOALS)* est un système *LiDAR (Light Detection And Ranging)* ubiquiste, topographique et bathymétrique, qui est devenu une technologie importante pour générer des Modèles Numériques de Terrain (MNT) et des Modèles Numériques de Surface (MNS) à haute résolution, au dessus des paysages intertidaux. Les objectifs de cet article visent à mettre en lumière la capacité des données *SHOALS*, topographiques et d'intensité (Rouge et Proche Infra-Rouge), i) à détecter la végétation intertidale, ii) à évaluer la zonation de marais salé, et iii) à cartographier les habitats intertidaux et les zones côtières adjacentes (golfe du Saint-Laurent, Canada). Le site d'étude a été choisi sur la base du spectre des types de couverts, comprenant plage, marais salé, environnements côtiers agricoles et urbains. Les surfaces construites à partir du relevé *LiDAR* ont été MNT, MNS, Modèle de Surface Normalisée (MSN), Modèle Numérique d'Intensité Infra-Rouge (MNII), Modèle Numérique d'Intensité Rouge (MNIR), et Modèle d'Indice Végétal *LiDAR* de Différence Normalisée (MIVLDN), basé sur les deux précédents. La corrélation entre l'IVLDN et l'indice de vérité-terrain de la végétation du marais salé a atteint 0.87 ($p < 0.01$). Aussi, la succession écologique du marais salé dérivée du *LiDAR* a permis de trouver des relations intermédiaires et fortes entre l'IVLDN et la topographie ($R^2 = 0.558$, $p < 0.01$), et l'hétérogénéité topographique ($R^2 = 0.815$, $p < 0.01$), respectivement. Finalement, les surfaces IVLDN et topographique ont été classifiées en utilisant un algorithme de maximum de vraisemblance en dix-sept classes, dont la précision globale et le coefficient kappa ont été 91.89% et 0.9088, respectivement. Ces résultats prouvent que (1) la végétation intertidale peut être discriminée par l'IVLDN, (2) l'organisation spatiale de la succession écologique du marais salé, et (3) les cartes précises des couverts côtiers peuvent être générés, de manière satisfaisante, à partir d'un unique relevé *LiDAR* en utilisant l'approche de MIVLDN et MNT.

Mots-clés— *LiDAR*; Télédétection; Habitat; Marais salé; Indice de végétation; Succession; Classification

Abstract— Linking intertidal processes to their natural patterns within a framework of coastal erosion requires monitoring techniques providing high resolution spatio-temporal data from the scale of processes to this of patterns. The Scanning Hydrographic Operational Airborne LiDAR Survey (SHOALS) consists of an ubiquitous topographic and bathymetric LiDAR (Light Detection And Ranging) system that has become an important technology for generating high resolution Digital Terrain Models (DTM) and Digital Surface Models (DSM) over intertidal landscapes. The objectives of this project are i) to highlight the capacity of SHOALS topography and intensity data (Red and Near-InfraRed) to detect intertidal vegetation, ii) to assess the salt-marsh zonation, and iii) to map intertidal habitats and its adjacent coastal areas (Gulf of Saint-Lawrence, Canada). The study area was selected based on the spectrum of land cover types, encompassing beach, salt-marsh, arable farm and urban coastal environments. Surfaces constructed from the LiDAR survey included DSM, DTM, Normalized Surface Model (NSM), Digital Intensity Model for InfraRed (DIMI), Digital Intensity Model for Red (DIMR), and Normalized Difference LiDAR Vegetation Index Model (NDLVIM), based on the two previous ones. The correlation between the so-called NDLVI with field-based salt-marsh index yielded 0.87 ($p < 0.01$). Then, LiDAR-assessed salt-marsh ecological succession allowed finding out intermediate and strong relationships between NDLVI and topography ($R^2 = 0.558$, $p < 0.01$) and topographic heterogeneity ($R^2 = 0.815$, $p < 0.01$), respectively. Finally, NDLVI and topography surfaces were classified using maximum likelihood algorithm into 17 classes, whose overall accuracy and kappa coefficient were 91.89% and 0.9088, respectively. These results support that (1) intertidal vegetation can be discriminated by NDLVI, (2) salt-marsh ecological succession pattern, and (3) accurate coastal land cover maps can be satisfactorily generated from a single LiDAR survey using the NDLVIM and DTM approach.

Keywords— LiDAR; Remote sensing; Habitat; Salt-marsh; Vegetation index; Succession; Classification

INTRODUCTION

Intertidal areas are ecoclines between terrestrial and salty or brackish water ecosystems that shelter a myriad of ecological niches, positively correlated with biodiversity, which provide considerable ecological services: disturbance regulation, waste treatment, refugia, food production and recreation (Costanza et al., 1997). Many decades of anthropogenic drying out and poldering turned these natural ecosystems into agrosystems and urban areas. Their spatial and temporal patterns are the consequence of the dynamical equilibrium between hydrological, geomorphic, sediment transport processes, hydrodynamic and biotic components (Bertness et al., 2001). Salt-marsh vegetation communities, i.e., halophytic plants (salt tolerant), play a fundamental role in the topography and stability of coastal wetlands throughout a soil accretion by incoming flux of organic matter and sediment trapping (Cowles, 1911). Within a context of sea-level rising entailing high rates of erosion, chiefly due to growing power of waves, and artificial fixed shoreline, it is crucial to foster conserve, rebuild and manage intertidal habitats. On the other hand, inherent feedbacks mechanisms, i.e., hydrodynamics and topography, force typical spatial patterns of vegetal settlement, i.e., zonation, according to the plants' individual tolerance of salinity and water table levels. A transect crossing these patches allows to highlight an ecological succession, from the pioneer species to the most demanding ones (Clements, 1936), which might be called a salt-marsh hydrosere. From mudflat colonized by low vegetation, i.e., glassworts (*Salicornia* spp.) and cord-grasses (*Spartina* spp.), to high-marsh settled by higher vegetation, e.g., poplars (*Populus* spp.), edaphic processes occur in complexifying soil structure, and increasing topographic variability accordingly. Topographic heterogeneity, or rugosity, is an element of habitat complexity, and is a basic ecological factor on intertidal species diversity and richness (Archambault & Bourget, 1996; Morzaria et al., 2004; Larkin et al., 2008).

Encouraged by a high level of protection as the Clean Water Act (USA), the Habitats Directive (Europe) and the advent of the spaceborne and airborne photogrammetry, many ecologists have therefore monitored, accurately and iteratively over large-scale areas, these intertidal communities (Shuman & Ambrose, 2003; Marani et al., 2003; Thomson et al., 2004; Belluco et al., 2006). However, the elevation measurement, a major salt-marsh

environmental component, was not associated to these previous studies. The technique of airborne laser altimetry, LiDAR (Light Detection and Ranging), can provide Digital Terrain Models (DTM), which highlights the required forcing factor. Contrary to spaceborne platforms, airborne campaigns have the capabilities to survey during optimal time period windows (e.g., weather and tide) and to create high-resolution dataset (Collin et al., 2009a). In the last decade, the LiDAR-derived DTM has been successfully used for coastal investigations: lowland floodplain surveying (Straatsma & Middelkoop, 2006); spatial patterns of a species invasion within salt-marshes (Rosso et al., 2006); change detection in northern wetlands (Töyrä & Pietroniro, 2005); mapping of littoral habitats of interests (Chust et al., 2008); side channel mapping and fish habitat suitability (Jones, 2006); and classification of deciduous and coniferous trees, urban infrastructures and intertidal ecosystems (Brennan & Webster, 2006). This last work is the only one, to our knowledge, which has used a unique LiDAR survey (thus, time- and cost-efficient) for mapping coastal areas, in examining the coalescence of the elevation, DTM-derived features, and the intensity information. The main drawback of LiDAR systems resides in the unique, very narrow wavelength, namely the near-infrared, allowing solely topographic survey. However, relatively recent advances in Airborne LiDAR Bathymetric (ALB) have begun to address this lack of information in sounding synoptically shore and shoreface, throughout dual laser beams, green (532 nm) and near-infrared (1064 nm) (Collin et al., 2008). Added to those wavelengths, another one, i.e., red (645 nm), is also recorded, which offers the possibility to carry out a vegetation index, i.e., ratio of the difference between red and near-infrared, conspicuously related to the presence of photosynthesizing vegetation (Jensen, 1996).

The first objective of this study is to assess the contribution of active high-resolution dual-wavelength LiDAR to map coastal areas, both salt-marsh and urban areas, using a new LiDAR-derived vegetation index. Considering the essential contribution of combined tide and elevation factors in the specific physiological and ecological preferences of intertidal communities, it might be expected that this new approach could robustly discriminate these coastal habitats and features. A second objective is to identify the relationships between topographic heterogeneity and intertidal vegetation spatial patterns.

Likewise, LiDAR capabilities might reveal that salt-marsh phytocenotic succession is highly correlated to topographic features. These investigations are assessed by the dataset collected along the south shore of the Gaspesia Peninsula, Gulf of Saint-Lawrence, Canada.

METHODOLOGY

Study site

LiDAR data for this analysis were acquired on July 2nd, 2006 (diurnal phase) over the coast of Saint-Siméon - Bonaventure, southern Gulf of Saint-Lawrence, Québec, Canada (Fig. 1). This locality is hydrodynamically characterized by medium energy (Long and Desrosiers, 2006). Geomorphologically, beaches are nourished by quaternary fluvio-glacial deposits (gravel and sand) and the dominant W-SW swell draws a marine marsh with a pseudo-lagoon, filling twice a day, due to tidal fluctuations that can reach 2 m. Despite anthropogenic presence such as secondary houses and inherent infrastructure (roads, electric poles and lawn-grass), Saint-Siméon-east's marsh preserves several of the original ecosystems components: eelgrass (*Zostera marina*) meadow, sand and gravel beaches, sand spits with a population of common terns (*Sterna hirundo*), low-marsh, high-marsh punctuated by marsh ponds and sheltering a population of a very endangered butterfly species, the fawn satyr from Maritimes (*Coenonympha nipisiquit*) (Tremblay, 2002). Since phenological stages of intertidal species are season-dependent, the season of the survey was a crucial point. It occurred during the summer, corresponding to the halophytic species bloom, at which spectral signatures are satisfactorily discriminated. This area of interest was surveyed at low tide to capture the whole intertidal zone. A salt marsh zonation appears with: (i) a high marsh covered by (1) an arborescent stratum, with the most abundant species *Populus balsamifera*, (2) an arbustive stratum, dominated by *Myrica gale*, (3) herbaceous strata, as rushes (e.g., *Juncus* spp., *Schoenoplectus* spp., *Carex paleacea*), or sea lavenders (*Limonium* spp.), cordgrasses (*Spartina* spp.), plantains (*Plantago* spp.) and *Triglochin* spp.; and (ii) a low marsh, either bare or populated by *Spartina alterniflora* clumps, glassworts (*Salicornia europea*) and an eelgrass meadow

(*Zostera marina*) (Tremblay, 2002).

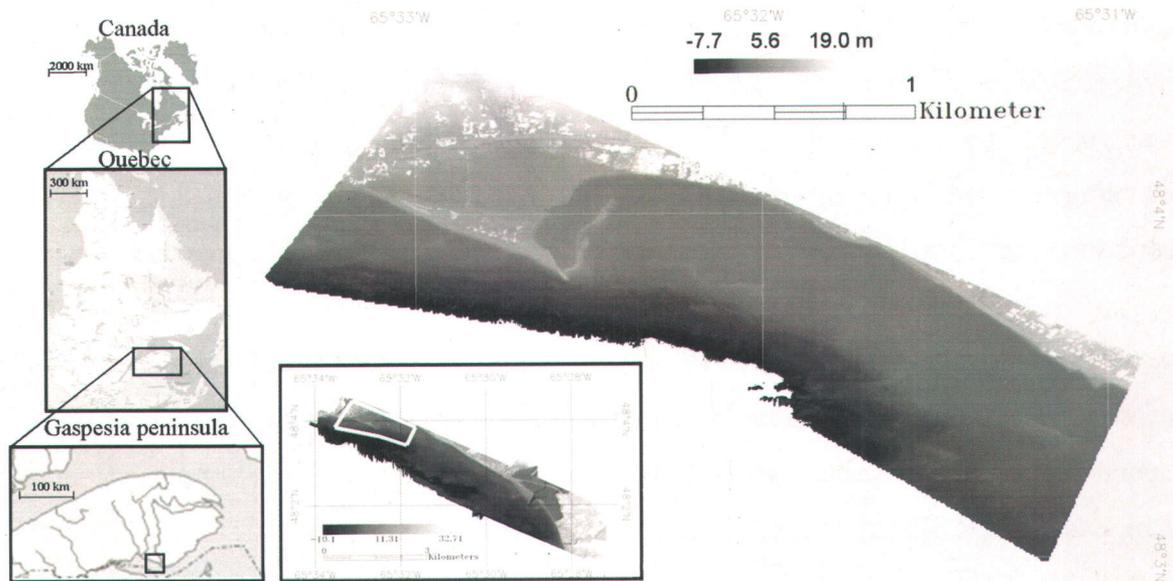


Figure 1. Location maps of the study area at Bonaventure, Gulf of Saint-Lawrence, in the south of Gaspesia Peninsula, Québec, Canada. The study area (white polygon) is represented by the rasterization of maximum elevation derived from LiDAR topographic and bathymetric soundings (2 m resolution).

LiDAR data

The LiDAR sensor is known as the Scanning Hydrographic Operational Airborne LiDAR Survey (SHOALS), manufactured by Optech©. This is a laser altimeter that measures the range, from an aircraft equipped with an inertial measurement unit (IMU) at a rate of 200 Hz and high-precision global positioning system (GPS) used to locate and orient the laser returns in 3-D space. SHOALS elevation measurements are accurate to IHO Order 1 standards, i.e., ± 0.15 m in the vertical and ± 1 m in the horizontal (Irish et al. 2000). In hydrographic mode, the SHOALS emits the 532 nm and 1064 nm wavelengths from a Nd-YAG laser with a beam divergence of 0.45 mrad. The first radiation (green) is typically used for the seabed detection because of its high water penetration, while the second wavelength (near infrared) allows measuring the water surface because of its water reflection and the topography. Another receiver records Raman energy, at 645 nm (red), which results from excitation of water molecules at the water surface by the green laser energy (Raman, 1928). Hence, Raman energy also indicates the interface air/water (Guenther, 1985). Then, distances to the sea surface,

seabed and land can be calculated by measuring the times of flight of the pulses to those locations in taking into account the speed of light in air and water. The SHOALS hydrographic scanning reaches 3000 Hz with a fixed nadir angle of 20°. The analysis area was covered by a series of 4 NW-SE overlapping flight lines at 273 ± 13 m altitude enabling a swath width of 186 ± 8.88 m and a sample spacing of 2 m, i.e., 1383164 soundings covering 3.231 km².

In topographic mode, the SHOALS collects with the infrared wavelength at pulse rate of 20 KHz, which provides a high-resolution rendering, namely 1 m x 1 m. The sensor operated at 839 ± 22 m above ground level sweeping 571 ± 15 m and a sample spacing of 1 m, namely, 3767111 soundings covering 1.809 km².

LiDAR reflectance intensity is the ratio of the strength of received energy to that of transmitted energy. Reflectance varies with reflecting surface characteristics, environmental parameters integrated during the beam path, as well as the wavelength at stake. While the topographic infrared measurement was delivered as one intensity value, Raman channel monitored 81 red intensity values across time (waveform) (Fig. 2). The peak of this last time series constituted the Raman (or red) intensity value.

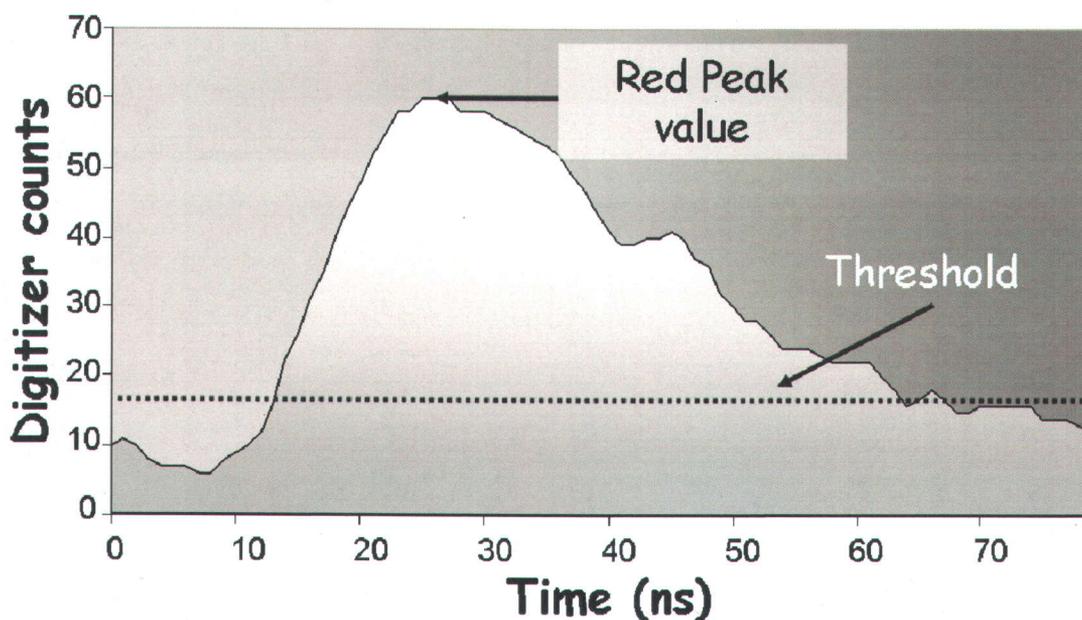


Figure 2. Charting of a Raman LiDAR signal. The threshold aims at isolating the part of the waveform which will be analyzed and the peak value constitutes the red value analyzed.

Salt-marsh ground-truthing

For this experiment, 12 intertidal sites allowed to characterize salt-marsh habitats according to their bio-sediment variables. For each intertidal site, 10 georeferenced “from above” photographs - each one representing 0.56 m² of the substratum, except for *tree* site, which were “from below” - were shot with a digital high-resolution (5 megapixels) camcorder.

During the LiDAR survey, 30 cm resolution colour photographs were acquired for the study area and were used as a visual reference for examining the high-marsh ecological succession (transect), whose spatial patterns are sharply undergone to physical forcing factors, i.e., topography related to time and frequency of immersion.

Data analysis

SHOALS-derived indices

Topographic LiDAR point contained the following attributes: easting, northing, ellipsoidal height, Intensity, GPS time, flight line number and date. Hydrographic LiDAR point did not offer the Intensity variable, but by means of the GPS time, Raman waveform could have been found out in special Optech's waveform files (Cottin, 2008). The data were processed into IDL-ENVI 4.2 (Research Systems, 2005) point coverages, and different surfaces were constructed. The LiDAR ground and non-ground points were used to construct Triangular Irregular Networks (TIN's) based on the ellipsoid-corrected height that was linearly interpolated to a 1 m resolution Digital Surface Model (DSM) (Fig. 3a). Likewise, a Digital Elevation Model (DEM) (Fig. 3b), representing the bare earth and a Normalized Surface Model (NSM) were produced by using the ground points and subtracting DSM from DEM, respectively (Fig. 3c). The infrared and red intensity values were used to construct two other grids using the same method that represented Digital Intensity Models (DIM's) (Fig. 3d and 3e).

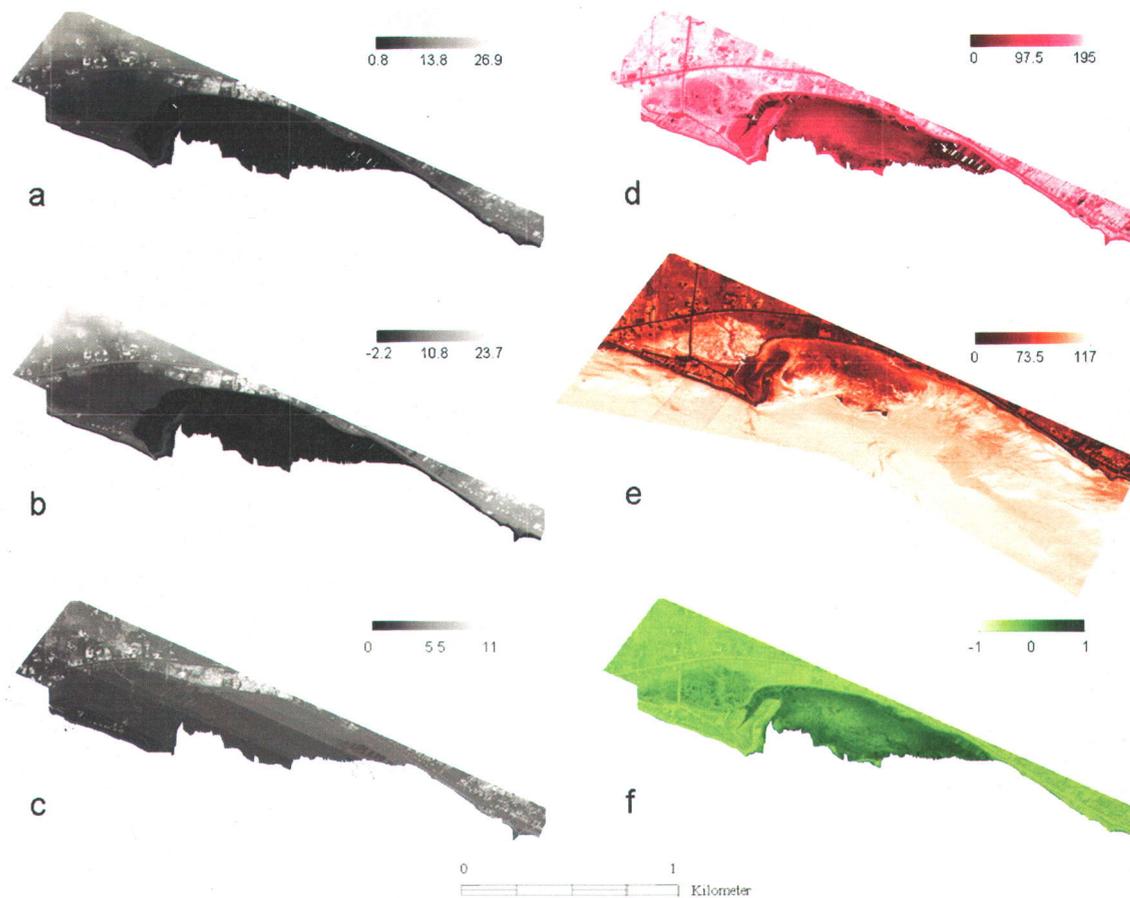


Figure 3. LiDAR surfaces for the study area: a) Digital Surface Model (DSM), b) Digital Elevation Model (DEM), c) Normalized Surface Model (NSM), d) Digital Intensity Model for InfraRed (DIMI), e) Digital Intensity Model for Red (DIMR), and f) Normalized Difference LiDAR Vegetation Index Model (NDLVIM).

Photosynthetic plants are known to reflect infrared wavelengths and to absorb the red ones (Jensen, 1996). A vegetation index is a quantitative measure used to measure vegetative vigor, usually formed from combinations of several spectral bands (range of wavelength). The most commonly used vegetation index, NDVI, provides a standardized method of comparing vegetation greenness between satellite images, using red and near-infrared wavelengths in a unitless index (Turner et al., 2001). Similarly, a Normalized Difference LiDAR Vegetation Index (NDLVI) aimed at enhancing vegetation coverage has been computed:

$$NDLVI = \left(\frac{R_{\max} - IR_{\max}}{R_{\max} + IR_{\max}} \right) \quad (1)$$

R_{\max} : Intensity value of the “Raman” peak,

IR_{\max} : Intensity value of the “InfraRed” peak,

whose visual rendering was obtained in applying the equation (1) to a new grid, representing the NDVI Model (NDVIM) (Fig. 3f).

The combination of the NDVIM and the DEM may give rise to significant clusters, keystones of an efficient classification of salt-marsh habitats along the vertical axis. The underlying principle of the formula is that radiation from visible red light is considerably absorbed (or poorly reflected) by chlorophyll in green plants, while radiation from near infrared light is strongly reflected by the spongy mesophyll leaf structure (Tucker et al., 1991). NDVI values can range from -1.0 to 1.0, but vegetation values typically range between -0.4 and -0.1. While higher index values are associated with higher levels of healthy vegetation cover, bare sediment will cause index values near -0.5.

Salt-marsh habitats characteristics

The robustness of the NDVI has been evaluated with the coincident ground-truth vegetation index. Hence, an analysis of the bio-sediment features was meticulously carried out. To quantify the surface covered by the sediment and the intertidal epimacrofauna, a grid of 100 uniformly distributed points was superimposed on each of the 120 emerged photographs, and what was under each point was identified among 14 variables (mudflat, sand, gravel, bare soil, *Carex* spp., *Elyma arenaria*, *Galux maritima*, *Limonium nashii*, *Plantago maritima*, *Salicornia europea*, *Spartina alterniflora*, *Spartina patens*, *Myrica gale* and *Populus balsamifera*) to give an estimate of the percentages of the surface covered by each component (method used by Archambault et al., 2001). Then, the aerial percentages of the photosynthetic components were summed aimed at establishing a ground-truth vegetation index for each photograph. Finally, 10 vegetation indices were averaged for the 12 sites, and 12 solid polygons were drawn in order to subset the coincident averaged NDVI per site.

In order to determine how topographic variability affects spatial patterns of salt-marsh vegetation, a transect starting from the lower high-marsh, namely a mouth of a marsh stream (where vegetation communities appear), to the upper high-marsh (where the

arborescent stratum occurs), was designed over NDLVIM and DEM bands (Fig. 4). Along this transect, rectangular Regions of Interest (ROI), whose axial symmetry was centered on this transect, allowed to divide and analyze nine significant areas. Their size varied between 144 and 425 pixels (legend of Fig. 4) and they were constituted in examining their seeming homogeneity on 30 cm resolution colour photographs. Then, means and standard deviations of these high-marsh communities derived from both bands were computed in order to highlight vegetation patterns and topographic heterogeneity.

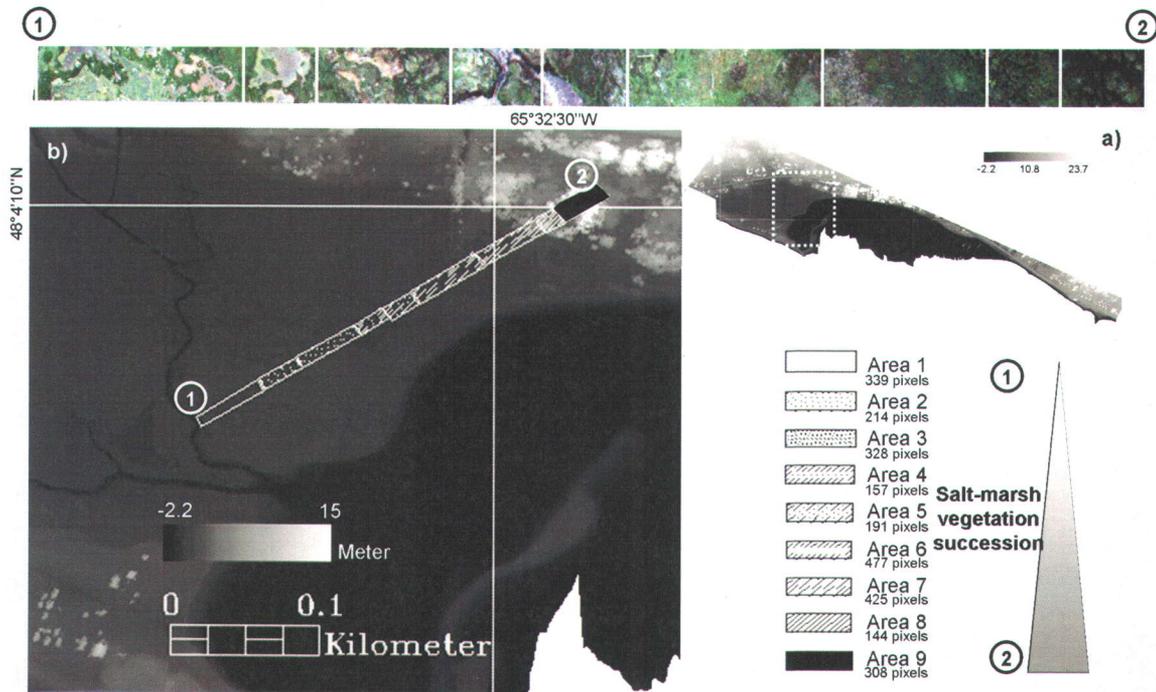


Figure 4. Raster maps (1 m resolution) of the DEM band of a) the whole study site and b) the salt-marsh magnification. The transect is composed of nine rectangles (Areas 1 to 9 with their inherent pixel number) spreading from the lower high-marsh (1) to the upper high-marsh (2).

Statistical methods for SHOALS-derived indices robustness

To assess relationships between SHOALS-derived variables and field-based vegetation index, scatterplots between a single explanatory variable and a single response variable were used for the visual framework while Pearson's product moment correlation coefficient was used to examine the nature (positive or negative) and significance of relationships. Pearson's correlation coefficients are provided in text and figures and correlations with p -values <0.01 were considered significant. When linear and polynomial (2nd degree) models were used to depict statistical relationships, the R^2 and the Root Mean

Square Error (RMSE) allowed to measure the proportion of the variation explained by the model and to estimate the standard deviation of the random error, respectively, with p -values <0.01 . JMP® version 7.0 was used for statistical analysis (SAS Institute Inc.).

Classification of salt-marsh habitats and accuracy assessment

The salt-marsh mapping component focused on evaluating the use of the SHOALS multispectral images for mapping general salt-marsh types in the Gulf of Saint-Lawrence. A major concern for salt-marsh has been whether or not a potential sea-level rising due to climate change will modify salt-marsh communities, that is to say, would extend halophytic species areas landward at the expense of shrubland and woodland species areas. Accordingly, the salt-marsh mapping in the current investigation focused on outlining ecological succession steps. Seventeen classes (+ 1 for unclassified pixels) were defined according to tidal zonation, vegetation cover, substratum and anthropogenic structures (Table I).

Above-mentioned fieldwork was carried out to perform a supervised classification of the coastal zone. Ground-truth measurements were divided into two independent datasets: one, training dataset, allowing to calculate statistics of classes needed for the classification and, the other one, validation dataset, enabling to assess the reliability of the computation. For this purpose, a per-pixel Maximum Likelihood (ML) classifier was used, implemented in IDL-ENVI 4.2 (Research Systems, 2005). As a consequence, a statistical signature for each class is portrayed based upon spectral (NDLVI) and topographical (DEM) data of the training sites. The statistical signature is used then to extrapolate the classification across the whole map, following the ML strategy.

Table I. Description of salt-marsh habitats of Saint-Siméon's marsh and its adjacent areas.

Tidal zonation	Habitat	Description
Water surface	Sea water	Sea water surfaces sheltering near-shore habitats
Intertidal (between 0 and 2.2 m)	Eelgrass meadow	<i>Zostera marina</i> meadow on mud habitat
Low-marsh	Low marsh sediment	Soft sediment (mud, sand and pebble) on lower intertidal shores
	Glassworts + Sea lettuce	<i>Salicornia europea</i> + <i>Ulva lactuca</i> on lower intertidal shores
Interface low / high marsh	Interface low / high marsh	Interface low / high marsh = Mean Water Level
High-marsh	Wet marsh pond	Pond on upper intertidal shores sheltering <i>Ruppia maritima</i> on muddy substratum
	Dried marsh pond	Pond on upper intertidal shores sheltering on dried muddy substratum with polygonal desiccation crevices
	Herbaceous stratum #1	<i>Spartina alterniflora</i> on upper intertidal shores
	Herbaceous stratum #2	<i>Spartina patens</i> on upper intertidal shores
	Herbaceous stratum #3	<i>Juncus</i> ssp., <i>Schoenoplectus</i> ssp., <i>Carex</i> ssp. on upper intertidal shores
	Psammophile meadow	<i>Elyma arenaria</i> community on a gravel-sand spit
	Herbaceous and arbustive mixture	Mixture of lawn-grass, grassland and shrubland issued from anthropogenic activities
Supratidal (between 2.2 and 19 m)	Arbustive stratum	Shrubland dominated by <i>Myrica gale</i>
	Young arborescent stratum	Deciduous young woodland dominated by <i>Populus balsamifera</i>
	Arborescent stratum	Woodland dominated by <i>Populus balsamifera</i>
Terrestrial	Bare soil + Anthropogenic structure	Anthropogenic structures and bared substrata
	Cultivated and fallow fields	Arable land

The accuracy of the classification results was assessed using the second dataset of ground-truth data. The validation polygons were compared with the final classification, and statistics were summarized in the form of a confusion matrix, the overall Accuracy (A) defined as the ratio of the number of validation pixels that are classified correctly to the total number of validation pixels irrespective of the class and the Kappa coefficient of agreement (K), which describes the proportion of correctly classified validation sites after random agreements are removed, taking into account that classes may differ in size (Rosenfield & Fitzpatrick-Lins, 1986).

RESULTS

Degree of robustness of the NDLVI

While muddy flat and bare sediment sites displayed NDVLI close to -0.4, vegetated stations showed NDLVI between -0.25 and -0.15 (Fig. 5). The Pearson's coefficient of correlation between the chlorophyll percentage cover issued from the 12 intertidal sites and the NDLVI were not significant ($r=0.27$, $p<0.01$, $n=12$; Fig. 5a). (1) Linear and (2) quadratic fitting models were also poorly consistent (1 : Field-based chlorophyll index = $1.1018 + 0.77\text{NDLVI}$, $R^2=0.076$, $\text{RMSE}=0.331$, $p<0.01$, $n=12$; 2 : Field-based chlorophyll index = $1.166 + 1.83\text{NDLVI} + 14.76(\text{NDLVI}-0.31)^2$, $p<0.01$, $n=12$; Fig 5a). However, the retrieval of *shrub* and *tree* sites from the ground-truth dataset entailed very higher performances ($r= 0.87$, $p<0.01$, $n=10$, Fig. 5b). Likewise, a very large proportion of chlorophyll variability among (1) linear and (2) quadratic fitting models was explained by NDLVI (1 : Field-based chlorophyll index = $1.829 + 3.971\text{NDLVI}$, $R^2=0.753$, $\text{RMSE}=0.184$, $p<0.01$, $n=10$; 2 : Field-based chlorophyll index = $1.857 + 3.686\text{NDLVI} - 20.24(\text{NDLVI}-0.275)^2$, $p<0.01$, $n=10$; Fig 5b).

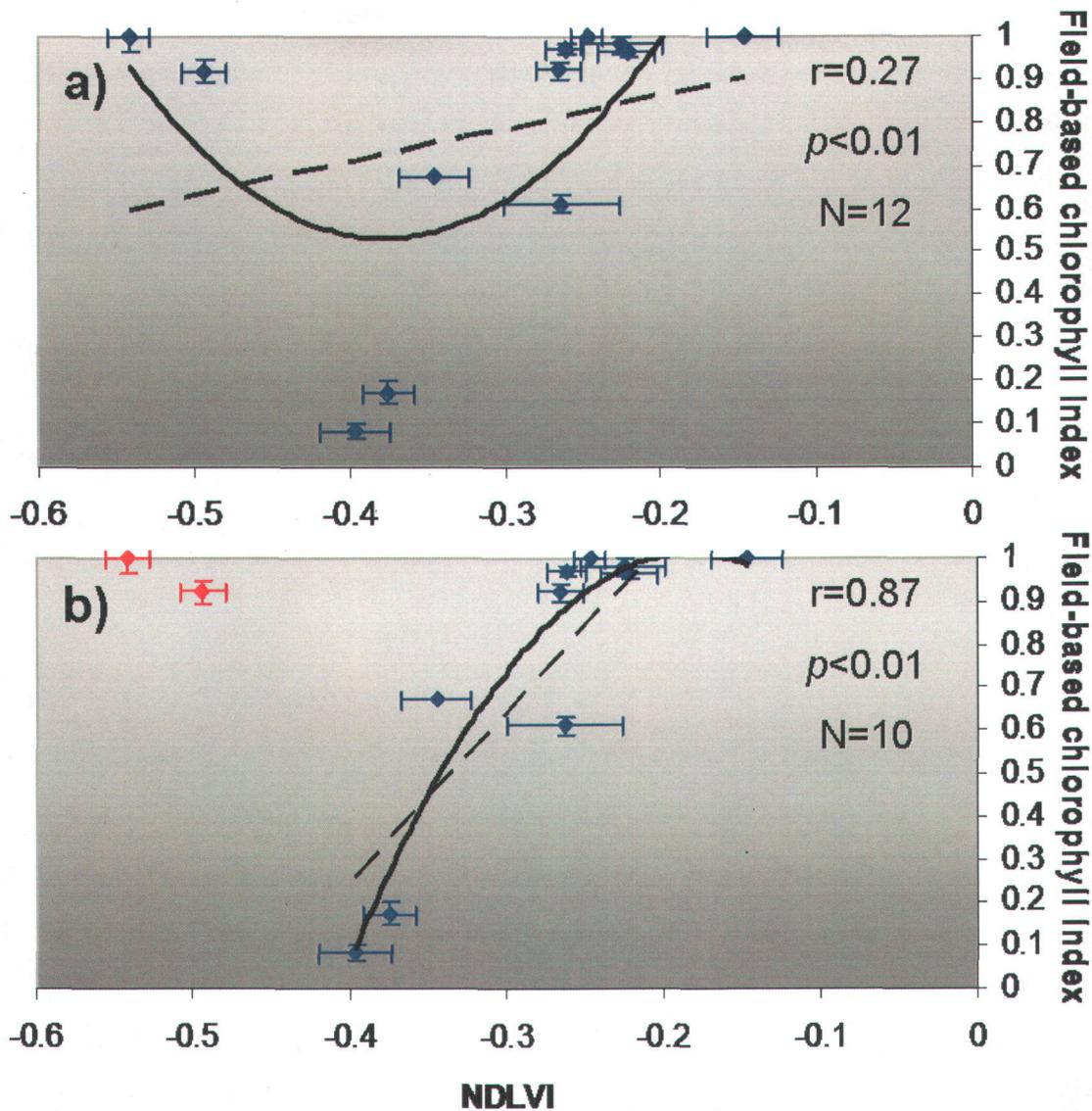


Figure 5. Relationships between NDLVI, the SHOALS-derived vegetation index (based upon red and infrared wavelengths), and field-based vegetation index for the (a) 12 sites and (b) 10 sites without shrub and tree. Each point stands for the mean \pm standard-errors along both vertical and horizontal scales. Dotted curves represent the linear fitting model, while continuous curves portray the quadratic fitting model. The coefficient of correlation is the Pearson's one.

NDLVI in assessment for salt-marsh ecological succession

Most areas, along the high-marsh transect, were shown to be different from their respective NDLVI (superior triangular matrix of Table II) and Elevation (inferior triangular matrix of Table II). Nevertheless, NDLVI values, on the one hand, Area 1 showed a significant difference with Areas 3 and 4 at $p<0.01$, and with Area 2 only at

$p < 0.05$. On the other hand, pairs Area 2-Area 3, Area 2-Area 4 and Area 3-Area 4 did not display any significant differences ($p > 0.05$). About Elevation comparisons, Areas 3 and 4 became different at $p < 0.01$, Areas 2 and 4 were discriminated with $p < 0.05$, and Area 1 was homogeneous with Areas 2, 3 and 4 ($p > 0.05$). The topographic and the chlorophyll intensity variables significantly increased across the salt-marsh hydrosere from the middle of the transect (Area 4 to Area 8).

NDLVI variability among nine areas was well explained both by Elevation ($r = 0.759$, $p < 0.01$, $n = 9$) and Elevation Roughness ($r = 0.766$, $p < 0.01$, $n = 9$) (Fig. 6). Those relationships were robustly described by natural logarithmic functions: (1) $\text{NDLVI} = -0.0257 \ln(\text{Elevation}_{\text{normalized}}) - 0.3505$, $R^2 = 0.558$, $\text{RMSE} = 0.115$, $p < 0.01$, $n = 9$, and (2) $\text{NDLVI} = -0.0933 \ln(\text{Elevation Roughness}) - 0.411$, $R^2 = 0.815$, $\text{RMSE} = 0.074$, $p < 0.01$, $n = 9$. Within this hydrosere, topography and, above all, topographic heterogeneity were highly bound to the density of chlorophyll vegetation, highlighting the spatial structure of this ecosystem: higher the elevation was, higher the topographic variability appeared and lower the chlorophyll coverage occurred.

Table II. Z-tests between nine areas and (1) NDVI (Superior triangular matrix), and (2) Elevation (Inferior triangular Matrix). areas are significantly different, in very light grey ($p < 1 \times 10^{-9}$), in light grey ($p < 0.0001$), in medium grey ($p < 0.01$) and in dark grey ($p < 0.05$). Areas are not significantly in very dark grey ($p > 0.05$).

Z		NDVI								
		Area 1	Area 2	Area 3	Area 4	Area 5	Area 6	Area 7	Area 8	Area 9
Elevation	Area 1		1.974	3.001	3.540	7.853	13.841	23.295	23.529	29.177
	Area 2	1.416		0.373	1.210	10.555	17.201	27.075	26.913	33.032
	Area 3	1.634	5.523		1.560	18.982	47.115	74.052	51.514	75.218
	Area 4	0.061	2.245	3.569		16.074	29.226	44.843	39.783	51.573
	Area 5	6.773	12.120	10.068	11.270		8.0437	23.188	22.168	31.531
	Area 6	34.490	55.510	69.124	60.662	42.323		26.199	21.004	36.629
	Area 7	22.745	23.720	23.039	23.407	21.259	13.311		4.098	15.488
	Area 8	26.513	26.762	26.467	26.625	25.843	22.870	16.817		7.4509
	Area 9	36.255	36.367	36.213	36.295	35.902	34.398	31.357	20.389	

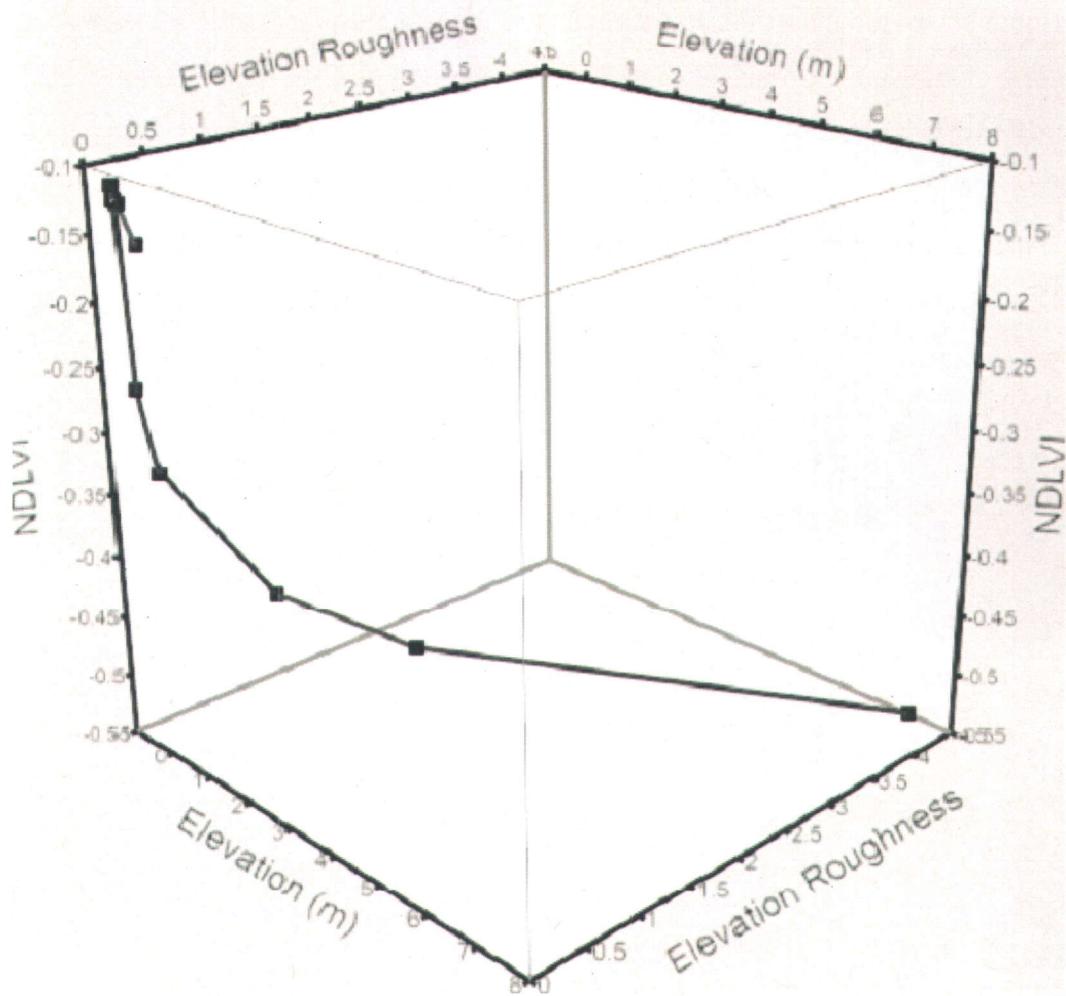


Figure 6. Three-dimensional scatterplot of the relationships between Elevation, Elevation Roughness and NDVI. The nine areas, along the high-marsh transect, are represented by their means. Descriptions of both natural logarithmic models fitted between NDVI and (1) Elevation, and (2) Roughness Elevation are: (1) $NDVI = -0.0257\text{Ln}(\text{Elevation}_{\text{normalized}}) - 0.3505$, $R^2=0.558$, and (2) $NDVI = -0.0933\text{Ln}(\text{Elevation Roughness}) - 0.411$, $R^2=0.815$.

Salt-marsh habitat mapping

The resulting salt-marsh habitat map is shown in Figure 7 and the confusion matrix, containing the classification statistics, is presented in Table III. The accuracy assessment produced an Overall Accuracy of 91.89% and a Kappa Coefficient of 0.9088 based on our independent ground-truth data (17 classes + 1 unclassified). These results strongly confirmed that the combination of the NDVI and topographic bands appeared as

synergistic in this salt-marsh classification. Actually, all classes were thoroughly discriminated by the classifier, exceeding 90%, except the *Bare soils + Anthropogenic structure* class whose producer accuracy was close to 60%. For this last class, user accuracy was lower (72.6%) and other misclassifications occurred essentially in *Glassworts + Sea Lettuce* (66.89%) and *Young arborescent stratum* (75.86%) in favor of *Low-marsh sediment* and *Bare soils + Anthropogenic structure* classes, respectively.

Table III. The Confusion matrix for classification of SHOALS images into Salt-marsh habitat types using supervised maximum likelihood algorithm.

Classified data	Ground truth data																	User accuracy (%)	
	SW	EM	LMS	G + SL	IL/HM	WMP	DMP	HS #1	HS #2	HS #3	ArbuS	Y ArboS	ArboS	PM	HAM	BS + AntS	CFF		
SW	10242	152	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	98.53
EM	486	9061	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	94.89
LMS	0	375	1639	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	81.21
G + SL	0	0	87	194	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	66.89
IL/HM	0	1	17	2	447	0	2	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	94.30
WMP	0	1	0	0	0	297	44	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	82.96
DMP	0	0	0	1	2	0	979	0	0	0	0	0	197	0	0	1	0	0	82.96
HS #1	0	0	0	0	0	0	0	685	0	8	0	0	14	3	0	0	0	0	96.47
HS #2	0	0	0	0	0	0	0	0	1586	0	0	40	0	0	0	2	40	0	95.08
HS #3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3011	0	0	49	0	82	341	0	0	86.42
ArbuS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4701	0	0	0	13	162	11	0	96.19
YArboS	0	0	0	0	0	0	0	0	68	0	0	1386	0	0	0	298	75	0	75.86
ArboS	0	0	0	0	0	0	1	0	0	115	0	0	4954	0	0	21	0	0	97.31
PM	0	0	0	0	12	0	0	15	0	53	0	0	0	431	0	4	0	0	83.69
HAM	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	23	0	13	0	3297	531	0	0	84.23
BS + AntS	0	4	8	0	1	0	0	4	7	101	271	37	23	7	164	2266	228	0	72.60
CFF	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	144	7	0	0	0	112	6756	0	96.01
Producer Accuracy (%)	95.46	94.44	93.55	98.47	94.10	100	95.41	97.16	94.46	90.20	91.47	94.28	94.07	96.63	92.71	60.62	95.02		91.89

Note: SW, Sea Water; EM, Eelgrass meadow; LMS, Low-marsh sediment; G+SL, Glassworts + Sea Lettuce; IL/HM, Interface Low/High marsh; WMP, Wet marsh pond; DMP, Dried marsh pond; HS #1, Herbaceous stratum #1; HS #2, Herbaceous stratum #2; HS #3, Herbaceous stratum #3; ArbuS, Arbustive stratum; YArboS, Young arborescent stratum; ArboS, Arborescent stratum; PM, Psammophile meadow; HAM, Herbaceous and Arbustive mixture; BS + AntS, Bare soils + Anthropogenic structure; CFF, Cultivated and fallow fields.

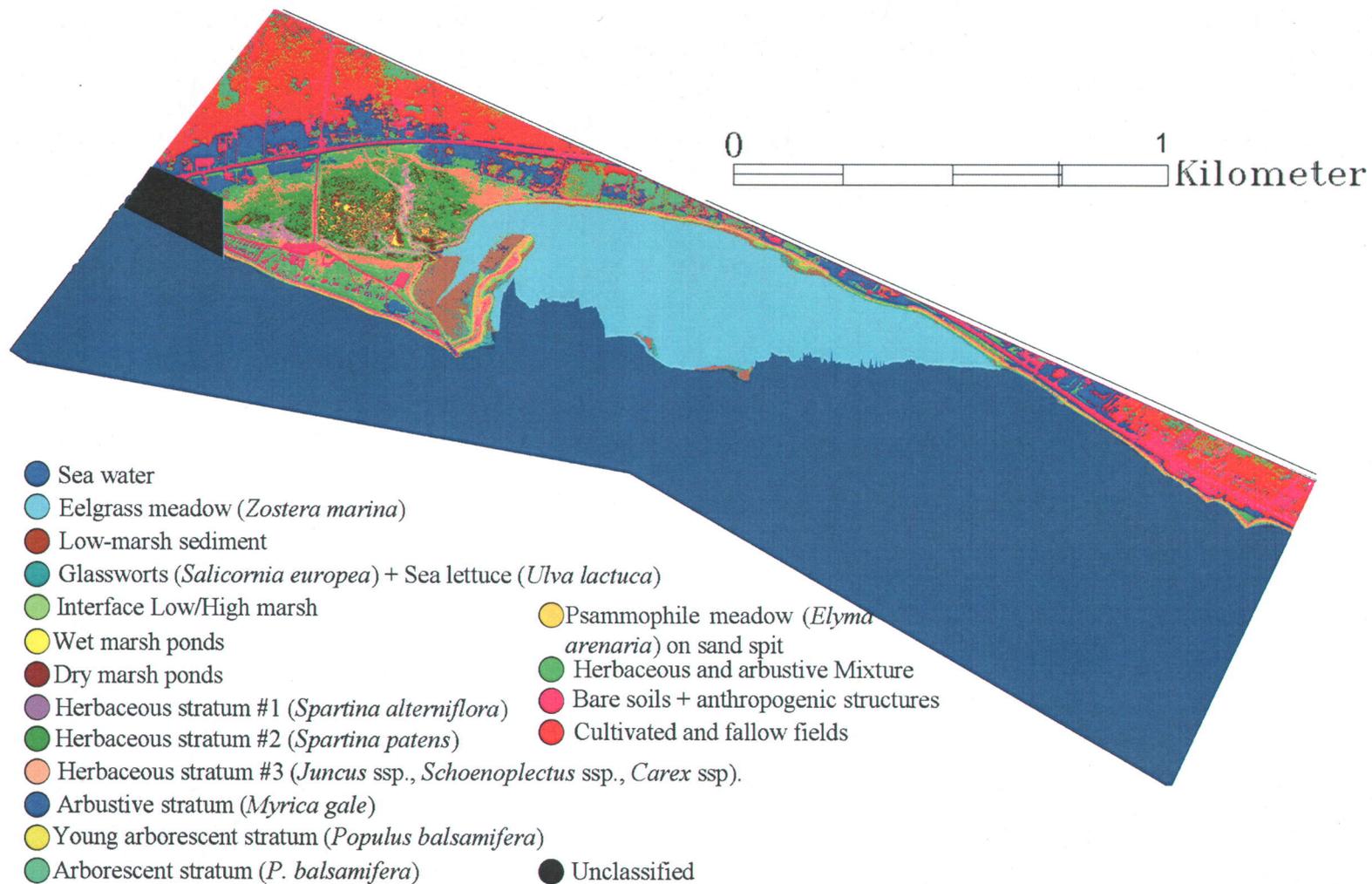


Figure 7. Map of the salt-marsh classification issued from the SHOALS-derived NDVI and Topographic data using the supervised maximum likelihood classifier. There are 18 classes (17 + 1 unclassified).

DISCUSSION

LiDAR data can provide intertidal vegetation index

A vegetation index (NDLVI) estimated from LiDAR data was significantly correlated with field-based marsh vegetation index. Notwithstanding, adding the *shrub* and *tree* ground-truth indices entailed a dwindling of the correlation from 0.87 to 0.27. Chlorophyll vegetation is composed of two distinct chlorophyll pigments: chlorophyll *a* and chlorophyll *b*. Both molecules display two typical spectral signatures: in diethyl ether, chlorophyll *a* has approximate absorbance maxima of 430 nm and 662 nm, while chlorophyll *b* has approximate maxima of 453 nm and 642 nm (Gross, 1991). According to these results, the red LiDAR channel, monitoring at 645 nm corresponds to the second absorption peak of chlorophyll *b*, while the second absorption peak of chlorophyll *a* is not at all measured (Fig. 8). This description is contrary to satellite acquisition data, whose red bands range from 600 to 700 nm (Table IV). As a result, the developed NDLVI, a traditional NDVI inverted in respect to the wavelengths, is a vegetation index highlighting the greenness plant communities without chlorophyll *b*. From our results it can be inferred that intertidal grasslands were void of chlorophyll *b* for this period, while shrublands and woodlands included it increasingly. Furthermore, as grasslands visually appeared green, it might be asserted that chlorophyll *a* was the active photosynthetic pigment at this acquisition time.

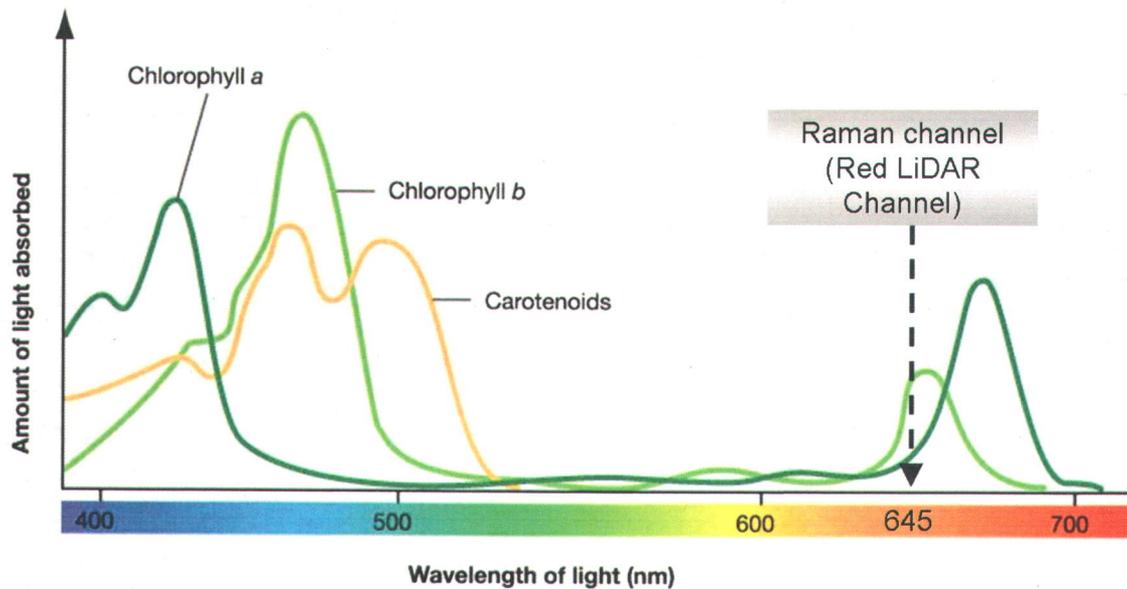


Figure 8. Absorbance spectra of free chlorophyll a and b in a solvent. The red LiDAR wavelength is located at 645 nm. (Adapted from www.faculty.uca.edu). The spectra of chlorophyll molecules are slightly modified in vivo depending on specific pigment-protein interactions.

Table IV. Array of red bands with their range used in traditional spaceborne-derived NDVI by common sensors.

Satellite sensor	Band number	Range (nm)
Landsat MSS 4	5	600-700
Landsat MSS 5	2	600-700
Landsat TM	3	630-690
Landsat ETM	3	630-690
NOAA AVHRR	1	580-680
Terra MODIS	1	620-670

Salt-marsh hydrosere and topography assessed by LiDAR

The LiDAR-derived evaluation of the salt-marsh ecological succession along a high-marsh transect revealed that higher the elevation was, higher the topographic variability appeared and lower the chlorophyll coverage occurred. Taking into account the above-mentioned NDVI property, it is permitted to add that the chlorophyll coverage is restrained to the absence of pigment *b*. But this limit can be considered as an advantage in an intertidal mapping since herbaceous (grasslands) and deciduous (shrublands and

woodlands) can be acutely discriminated based on the narrow red LiDAR wavelength, corresponding to the second absorption peak of chlorophyll *b*.

Topography and topographic complexity are recognized as major factors explaining spatial structure in intertidal ecosystems (Guichard et al., 2000; Morzaria et al., 2004; Larkin et al., 2008). DEM are commonly used to explain ecological spatial patterns from remotely sensed data but are usually derived from field surveys using local measures of topographic complexity indices, hence generating DEM too coarse for monitoring evolution of salt-marsh community areas, coped with local processes over broad extents. Time and cost-efficient LiDAR samplings can extensively describe fine-grained topography and topographic heterogeneity over wide areas, in addition to reconstitute spatial patterns of chlorophyll *b* free communities. Linking the influence of topographic heterogeneity (\approx meter scale) with the structure of intertidal chlorophyll *b* free phytocenoses is accordingly comprised into SHOALS capabilities.

The development of a salt-marsh sequence (salt-marsh hydrosere) of plant communities lies on processes resulting from multi-scale interactions between allogenic and autogenic variables. A salt-marsh succession begins in siltation-derived mudflat where no soil is initially present, which refers to a primary succession. Propagules (microorganisms and pioneer plants) deposit where topographic complexity is sufficient to let microsuccessions (serule) and microhabitats flourish. Then, pedogenesis and nutrient cycles (accumulation of humic layer, alteration of soil nutrients, change in pH) are both influenced by community properties and, eventually, influence the community development (Glenn-Lewin et al., 1992). As a result, trends in salt-marsh ecosystem and community properties in succession have been drawn: (1) topographic complexity increases, and (2) phytocenoses shift from herbaceous to deciduous communities along the salt-marsh vertical gradient. As the SHOALS experimentally confirmed theoretical relationships between topographic heterogeneity and salt-marsh ecological succession, the use of this low-cost per square unit tool to bound experimental and theoretical intertidal ecology issues is undoubtedly relevant.

Salt-marsh mapping enhanced by the combination of LiDAR-derived vegetation index and topography

As phytocenoses within salt marshes are evolved various adaptations to cope with forcing abiotic factors as temperature, salinity and desiccation, a vertical zonation allows to visually detect vertical bands of specific communities going up to the shore, characterized by their ecological tolerance. Basically, phytocenoses ability to face desiccation determines their upper limits, while competition with other species sets their lower limits (Bertness et al., 2001). Mapping intertidal environments based on accurate DEM combined with NDLVIM allowed to produce a high performance of classification. The benefit for integrating LiDAR altimetry for enhanced intertidal vegetation classification has been confirmed by precedent authors (Brennan & Webster, 2006; Chust et al., 2008). Contrary to traditional LiDAR technology restricted to emerged land cover, due to the very low penetration of the water surface by the near-infrared wavelength used, the SHOALS green wavelength enables to characterize near-shore benthic communities. Thus, to definitely reconcile intertidal and subtidal habitats in a single SHOALS survey, a development of a decision tree based on the three wavelengths (green, red and infrared) will be the cornerstone to seamlessly mapping and classifying coastal habitats (Collin et al., 2009b).

Remotely sensed mapping of habitats close to the shoreline may have been quite problematic. This can be inferred by considering that habitat structures such *Glassworts + Sea Lettuce*, *Low-marsh sediment* and *Bare soils + Anthropogenic structure* encompassing a consequent amount of “foreign” habitats, due to their interspersed spatial patterns. Spectral signatures derived from these three habitats were thus combined among themselves with varying proportions. In addition, the vicinity of the water, as indicated by their physiographical position, may have caused their misclassifications due to the Raman effect (Raman, 1928). The excitation of hydrogen bonds, within water molecules, by 532 nm wavelength, entails an added amount of photons at 645 nm. This overestimation may as a result has misclassified immersed *Bare soils (+ Anthropogenic structure)* or *Low-marsh sediment* with *Spartina alterniflora* or *Glassworts + Sea Lettuce*. However, the

Raman wavelength monitoring may bring out some other ecology-interested spectral signatures from the water surface. Phycocyanin, which has an absorbance maximum between 615 and 620 nm and a fluorescence emission maximum at around 640 nm, is a water-soluble photosynthetic pigment that is only found in the cytoplasm of Cyanophyta (formerly termed blue-green algae) and chloroplasts of Rhodophyta (red algae) (MacColl and Guard-Friar, 1987). Blue and red tides, resulting from the eutrophication-derived bloom of both previous alga taxa, can therefore be monitored iteratively by such a multispectral LiDAR during critical periods.

According to intertidal species' sensitivity to factors related to immersion, the effects of global climate change could modify spatial patterning and numbers of species depending on their capacities to adapt to these new abiotic conditions. The greenhouse effect, promoting temperature increase is likely to entail drastic allogenic changes in the 21st century such floods, and, in turn, promote important modification in salt-marsh communities. Due to human's high dependency on intertidal ecological services (Costanza et al., 1997), stakeholders and specialists require high-resolution spatio-temporal maps in order to understand and predict various *scenarii* to these ecosystems of interests. Likewise, conservation and restoration topics such invasive species (e.g., *Spartina* ssp.) and coastal protected areas, needed exhaustive spatio-temporal data, might now be fostered by using the dual-wavelength LiDAR.

CONCLUSION

A new vegetation index, NDLVI, based on recent LiDAR technology (red and near-infrared wavelengths) was developed and applied to an intertidal ecosystem. The correlation between the so-called NDLVI with field-based salt-marsh vegetation index yielded 0.87. Then, LiDAR-assessed salt-marsh ecological succession allowed finding out intermediate and strong relationships between NDLVI and topography ($R^2 = 0.558$) and topographic heterogeneity ($R^2 = 0.815$), respectively. Finally, NDLVI and topography surfaces were classified using maximum likelihood algorithm into 17 classes, whose overall accuracy and kappa coefficient were 91.89% and 0.9088, respectively. Thus, the results of this study showed that LiDAR information could provide rapid quantification of

high-resolution intertidal topography as well as ecological properties specific to a meso- and macrotidal regime. The valuable calibration of the vegetation index and high classification accuracy reinforce the performance of a single survey LiDAR for habitat mapping in intertidal ecosystems, such as salt-marsh. This technology shows therefore great promise for temporally monitoring spatial patterns that could be coupled to spatially explicit models of intertidal population dynamics in stochastic environments, especially when habitat management is required.

Acknowledgments

Collin gratefully acknowledges support from the Geoide project, the Institut National de la Recherche Scientifique – Eau Terre et Environnement, Fisheries and Oceans Canada and Naval Oceanographic Office.

References

- Archambault, P & Bourget, E (1996) Scales of coastal heterogeneity and benthic intertidal species richness, diversity and abundance. *Marine Ecology Progress Series*, 136, 111-121.
- Archambault, P., Banwell, K., & Underwood, A.J. (2001). Temporal variation in the structure of intertidal assemblages following the removal of sewage. *Marine Ecology Progress Series*, 222, 51-62.
- Belluco, E., Camuffo, M., Ferrari, S., Modenese, L., Silvestri, S., Marani, A., & Marani, M. (2006). Mapping salt-marsh vegetation by multispectral and hyperspectral remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 105, 54-67.
- Bertness, M.D., Gaines, S.D. & Hay, M.E. (2001). *Marine community ecology*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts, USA.
- Brennan, R., & Webster, T.L. (2006). Object-oriented land cover classification of LIDAR-derived surfaces. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 32, 162-172.
- Chust, G., Galparsoro, I., Borja, A., Franco, J., & Uriarte, A. (2008). Coastal and estuarine habitat mapping, using LIDAR height and intensity and multi-spectral imagery. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 78, 633-643.
- Clements, F.E. (1936). Nature and Structure of the Climax. *The Journal of Ecology*, 24(1), 252-284.

- Collin, A., Archambault, P., & Long, B. (2008). Mapping the shallow water seabed habitat with the SHOALS. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 46(10), 2947–2955.
- Collin, A., Archambault, P., & Long, B. (2009a). Integration of local spatial statistics and textural features for benthic classification of bathymetric LiDAR images. *Journal of Coastal Research*, submitted.
- Collin, A., Archambault, P., & Long, B. (2009b). Patching the coastal “white zone” ecocline at speed of light: Structural complexity assessment and accurate mapping of seamless coastal habitats using a multispectral LiDAR. *Ecological Applications*, in prep.
- Costanza, R., d’Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Naeem, S., Limburg, K., Paruelo, J., O’Neill, R.V., Raskin, R., Sutton, P. & Van den Belt, M. (1997). The value of the world’s ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.
- Cottin, A. (2008). Adaptation du SHOALS-3000T à la cartographie sédimentaire des zones peu profondes de la côte nord de la Baie des Chaleurs, Golfe du Saint-Laurent, Canada. PhD thesis, INRS - Eau Terre Environnement, Université du Québec.
- Cowles, H.C. (1911). The causes of vegetational cycles. *Annals of the Association of American Geographers*, 1(1), 3-20.
- Glenn-Lewin, D.C. Peet, R.K. & Veblen, T.T. (1992). *Plant Succession: Theory and Prediction*. Springer Science, 352 p.
- Gross, J. (1991). *Pigments in vegetables: chlorophylls and carotenoids*. Van Nostrand Reinhold, New York (USA), 351 p.
- Guenther, G.C. (1985). *Airborne laser hydrography: System design and performance factors*. NOAA Professional Paper Series, National Ocean Service 1, National Oceanic and Atmospheric Administration, Rockville, MD, 385 pp.
- Guichard, F., Bourget, E., and Agnard, J.-P. (2000). High resolution remote sensing of intertidal ecosystems: a low-cost technique to link scale-dependent patterns and processes. *Limnology & Oceanography*. 45(2), 328-338.
- Irish J. L., McClung, J.K., and W. J. Lillycrop, W.J. (2000). Airborne lidar bathymetry: the SHOALS system. *PIANC Bulletin*, 103, 43-53.
- Jensen, J.R. (1996). *Introductory Digital Image Processing: a remote sensing perspective*. 2nd edn (Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall).
- Jones, J.L. (2006). Side Channel mapping and fish habitat suitability analysis using LiDAR topography and orthophotography. *Photogram. Engin. and Rem. Sen.*, 71(11): 1202-1206.

- Larkin, D.J., Madon, S.P., West, J.M., & Zedler, J.B. (2008). Topographic heterogeneity influences fish use of an experimentally restored tidal marsh. *Ecological applications*, 18(2), 483-496.
- MacColl, R., & Guard-Friar, A. (1987). *Phycobiliproteins*. CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida.
- Marani, M., Silvestri, S., Belluco, E., Camuffo, M., Dalpaos, A., Defina, A., et al. (2003). Patterns in tidal environments: Salt-marsh channel networks and vegetation. Proceedings of the IEEE - IGARSS, Toulouse, France, 21-25 July 2003.
- Morzaria-Luna, H., Callaway, J.C., Sullivan, G., & Zedler, J.B. (2004). Relationship between topographic heterogeneity and vegetation patterns in a Californian salt marsh. *Journal of Vegetal Science*, 15(4), 523-530.
- Raman, C.V. (1928). A New Radiation. *Indian Journal of Physics*, 2, 387.
- Research Systems (2005). *ENVI User's Guide, ENVI Version 4.2*. Research Systems, Inc., Boulder, CO 80301.
- Rosenfield, G.H. & Fitzpatrick-Lins, K. (1986). A coefficient of agreement as a measure of thematic classification accuracy. *Photogram. Engine.and Rem. Sens.*, 52, 223-227.
- Rosso, P.H., Ustin, S.L., & Hastings, A. (2006). Use of lidar to study changes associated with *Spartina* invasion in San Francisco Bay marshes. *Remote Sensing of Environment*, 100, 295-306.
- Shuman, C.S., & Ambrose, R.F. (2003). A comparison of remote sensing and ground-based methods for monitoring wetland restoration success. *Restoration Ecology*, 11(3), 325-333.
- Straatsma, M.W., & Middelkoop, H. (2006). Airborne laser scanning as a tool for lowland floodplain vegetation monitoring. *Hydrobiologia*, 565, 87-103.
- Thomson, A.G., Huiskes, A., Cox, R., Wadsworth, R.A., & Boorman, L.A. (2004). Short-term vegetation succession and erosion identified by airborne remote sensing of Westerschelde salt marshes, The Netherlands. *International Journal of Remote Sensing*, 25(20), 4151-4176.
- Töyrä, J., & Pietroniro, A. (2005). Towards operational monitoring of a northern wetland using geomatics-based techniques. *Remote Sensing of Environment*, 97, 174-191.
- Tremblay, B. (2002). *Les milieux humides côtiers du sud de la Gaspésie*. Comité ZIP Baie des Chaleurs, 218 p.
- Tucker, C.J., Newcomb, W.W., Los, S.O. & Prince, S.D. (1991). Mean and inter-year variation of growing-season normalized difference vegetation index for the Sahel 1981-1989. *International Journal of Remote Sensing*, 12, 1113-1115.
- Turner, M.G., Gardner, R.H., & O'Neill, R.V. (2001). *Landscape ecology in theory and practice: pattern and process*. Springer Science+Business Media, LLC, 404 p.

Chapitre 3. Littoral, jonction des étages infralittoral et intertidal

3.1 Article 1 : Patching the coastal “white zone” ecocline at speed of light: Structural complexity assessment and accurate mapping of seamless coastal habitats using a multispectral LiDAR

Antoine Collin^{a,*}, Bernard Long^a & Phillippe Archambault^b

^a*INRS-ETE, Université du Québec, Québec, Canada*

^b*Institut des Sciences de la Mer, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Canada*

* *Corresponding author : antoine.collin@ete.inrs.ca*

À soumettre dans *Ecological Applications*

Résumé— Un manque de données spatialement, structurellement et thématiquement précises des habitats complique la conservation et la planification de la gestion, aussi bien que la recherche écologique, au sein des environnements littoraux, caractérisés par des organisations structurales complexes. Le système *Scanning Hydrographic Operational Airborne LiDAR Survey (SHOALS)* possède un potentiel considérable pour fournir de telles données, par le biais de son aptitude à générer des mesures d'élévations émergées et immergées, et à créer des cartes thématiques. Les signaux retours, *i.e.*, formes d'onde, contiennent des signatures et informations structurales des couverts de marais salé et benthiques. Ce projet est axé sur la capacité du *SHOALS* à évaluer la complexité structurale des habitats littoraux émergés et immergés (golfe du Saint-Laurent, Canada), et à définir la contribution des données *SHOALS*, à la fois d'élévation et d'intensité, pour cartographier de manière continue, ces habitats de l'étage supratidal à l'infralittoral. Le site d'étude a été sélectionné sur la base de la variété des types de couverts, comprenant des champs de laminaires, prairie de zostères, plage, marais salé, environnements littoraux agricoles et urbains. Premièrement, la forme d'onde verte, dérivée du *LiDAR*, a retranscrit de manière satisfaisante la complexité structurale des habitats littoraux ($r=0.75$, $p<0.01$), en utilisant un arbre de décision approprié. Deuxièmement, la synergie entre l'IVLDN (données rouge et infra-rouge tirées du *LiDAR*) et les surfaces topographiques / bathymétriques (données infra-rouge et vert dérivées du *LiDAR*, respectivement) a permis de cartographier précisément dix-neuf habitats littoraux (précision globale et coefficient kappa égaux à 90.09% et 0.8883, respectivement). Par conséquent, un unique relevé du *LiDAR* ubiquiste et multispectral recèle un potentiel significatif pour le suivi, à haute résolution, de la complexité structurale, de l'organisation spatiale et de l'évolution temporelle des habitats littoraux, sans discontinuités.

Mots-clés— Cartographie; complexité structurale; forme d'onde; habitat; *LiDAR* topographique et bathymétrique; littoral; télédétection.

Abstract— A lack of spatially, structurally and thematically accurate habitats data complicates conservation and management planning, as well as ecological research, within littoral environments, characterized by complex structural patterns. The Scanning Hydrographic Operational Airborne LiDAR Survey (SHOALS) has considerable potential to provide such data, by means of its ability to generate high resolution measurements of emerged and immersed elevations and to create thematic maps. Return signals, i.e., waveforms, contain signatures and structural information from salt-marsh and benthic covers. This paper focuses on the capability of the SHOALS to assess the structural complexity of emerged and immersed coastal habitats (Gulf of Saint-Lawrence, Canada), and to define the contribution of SHOALS data, both elevation and intensity, in order to accurately and seamlessly map these habitats from supratidal level to near-shore's. The study area was selected based on the variety of littoral cover types, encompassing kelp fields, eelgrass meadow, beach, salt-marsh, farm and urban coastal environments. Firstly, the LiDAR-derived green waveform, through an ad hoc decision-tree, have satisfactorily assessed the structural complexity of littoral habitats ($r=0.75$, $p<0.01$). Secondly, synergistic combination between NDLVI (LiDAR-derived red and near-infrared data) and topographic / bathymetric surfaces (LiDAR-derived near-infrared and green, respectively) allowed to accurately map 19 littoral habitats (overall accuracy and kappa coefficient equaled to 90.09% and 0.8883, respectively). Accordingly, a single survey multispectral and ubiquitous LiDAR holds significant potential for small-scale monitoring the structural complexity, the spatial patterns and the temporal evolution of the seamless coastal habitats.

Keywords— Habitat; mapping; littoral; remote sensing; structural complexity; topographic and bathymetric LiDAR; waveform.

INTRODUCTION

Estuarine and near-shore benthic habitats support a wide diversity of marine life by providing spawning, nursery, refuge, and foraging grounds for, among others, avian and fisheries species (Hanson & Kerekes 2006, Blaber et al. 2000). The current economic value of these littoral ecosystems, all over the world, was estimated around 12 568 billion U.S. \$ per year comprising the ecological services and the natural capital stocks (Costanza et al. 1997). However, alteration, fragmentation and destruction has been demonstrated to drastically reduce available intertidal and subtidal habitat structures and associated benthic communities with an unprecedented and increasing rate (Beauchamp et al. 1994; Jennings et al. 1999; Bilkovic et al. 2005), chiefly corroborated with the concentration of coastal population and its inherent shoreline armoring (EEA 2006). Moreover, these acute pressures will be exacerbated from now on by the sea-level rise, accordingly to the global climate change (IPCC 2007). Taking into account the predominance of tidal parameters within coastal ecosystems (e.g., restricted to salt-marsh and near-shore biotopes), an elevation of a handful of centimeters (issued from the least change models) will deeply overwhelm structures and dynamics of coastal spatial patterns and ecological processes during the next century (IPCC 2007).

Habitat ecologists have long recognized the importance of structural variability in the assessment of habitat quality (Mac Arthur & Mac Arthur 1961, Hewitt et al. 2005). Tree height and the full three-dimensional structure of the forest are important parameters for habitat modeling: on the one hand, bird species diversity and height foliage diversity (MacArthur & Mac-Arthur 1961), and on the other hand, habitat complexity and forest beetle diversity (Lassau et al. 2005), are both positively correlated. Topographic complexity, or rugosity, is also a fundamental ecological factor on tidal wetland vegetation that reinforces species diversity and richness (Morzaria et al. 2004, Larkin et al. 2008, Collin et al. 2009). Bathymetric variability influences benthic community structure and settlement (Palmer & Poff 1997, Jacobi and Langevin 1996), by maintaining species beta diversity (Guichard & Bourget 1998, Hewitt et al. 2005). Benthic habitats such as eelgrass beds (*Zostera marina*) and kelp forests (*Laminaria* spp.) have three-

dimensional structure that serve as shelter for invertebrates (Norkko et al. 2000). They play also a fundamental role in maintaining populations of epifauna and fish by providing one, or more, of the following: a permanent habitat, allowing completion of the full life cycle, a temporary nursery area for the successful development of the juvenile stages, and/or a feeding area for various life stages, and a refuge from predation (Jackson et al. 2001, Heck et al. 2003) and provide storm protection by buffering wave action along coastlines (Straatsma & Middelkoop 2006).

However, abiotic and biotic structure indices developed and used by habitat ecologists are necessarily based upon human-based field surveys: intrusive, highly time consuming, costly, difficult or dangerous to carry through in shallow water and muddy wetlands. Therefore, remote sensing is an attractive alternative to traditional methods used for detection features of interest in coastscape ecology, either to formulate or test hypotheses, or to aid in estimates of ecological processes on regional scales (Roughgarden et al. 1991).

The characterization and the quantification of littoral habitats were therefore improved within the last two decades in starting with human surveys (either coarse-grained spatio-temporal resolution or small spatio-temporal extent) to nowadays using synergistic remote sensing techniques (e.g., LiDAR, multi-spectral airborne photographs), which deliver high-resolution spatio-temporal by-products. Despite the stereo-analysis, enabling assessment of emerged intertidal population dynamics (local disturbance and recolonization) (Guichard & Bourget 2000), a blimp-based methodology remains lowly valuable for immersed intertidal and subtidal habitats. Notwithstanding, small-footprint LiDAR is attractive for coastscape ecologists because it is an active remote sensing technology producing fine scale seamless littoral Digital Terrain Models (DTM), with a 15 cm height precision, while broad-extent coverage is acquired (Irish et al. 2000). Airborne LiDAR instruments directly measure (1) the topography and (2) the bathymetry by measuring the distance between the sensor and (1) the land, (2) the sea-surface and the seabed target through the precise measurement of the time elapsed between the emission of a pulse of laser light from the sensor and the detection of the reflection of that light

pulse from (1) the land, (2) the sea-surface and the bottom target. In addition, waveform-recording LiDAR systems, such as the Scanning Hydrographic Operational Airborne LiDAR Survey (SHOALS) by Optech©, monitor the time-resolved quantity of laser energy reflected from targets upon three wavelengths: green (532 nm), red (645 nm) and near-infrared (1064 nm) (Guenther et al. 2000). LiDAR-derived topographic and peak-intensity features have been successfully used for evaluating the lowland floodplain vegetation (Straatsma & Middelkoop 2006), studying spatial patterns of a species invasion within salt-marshes (Rosso et al. 2005), mapping littoral habitats of interests (Chust et al. 2008), and classification of deciduous and coniferous trees, urban infrastructures and intertidal ecosystems (Brennan and Webster 2006). From the temporal distribution of the return energy, bottom type variation has been derived (Wang and Philpot 2007) and benthic habitat have been mapped and classified in shallow water (Collin et al. 2008) across broad benthoscapes. A Normalized Difference LiDAR Vegetation Index (NDLVI), i.e., ratio of the difference between LiDAR-derived red and near-infrared data, has proven to discriminate emerged areas according to their amount of chlorophyll *b* free vegetation, to monitor salt-marsh ecological succession pattern, and to accurately map coastal land cover when combined with LiDAR-derived DTM (Collin et al. 2009). Nevertheless, assessments of ubiquitous LiDAR data (topographic and bathymetric), for seamless littoral habitat delineating and mapping, have never been carried out, to our knowledge. In analyzing the informational part of the waveforms, issued from the three wavelengths, seamless coastal habitat maps, identifying thematic features from the upper-marsh to the near-shore, might be generated.

In addition, the LiDAR-determined evaluation of the three-dimensional structure of the canopy and the vertical conformation of trees was prolific and ecologically-relevant within the last decade (Lefsky et al. 2005). Within emergent and immersed coastal habitats such structural indices remains to find out. In examining the correlation between a series of SHOALS-derived indices and a relevant ground-truth index describing the geometric complexities of coastal habitats, intimately corroborated with ecological structures and processes, as previously indicated, will address this paucity.

The goals of this work are to:

1. evaluate the capability of the SHOALS to highlight the structural complexity of emerged and immersed coastal habitats, and
2. assess the contribution of SHOALS data, both elevation and intensity, to accurately and seamlessly map these habitats.

These investigations are evaluated by the dataset collected along the south shore of the Gaspesia Peninsula, Gulf of Saint-Lawrence, Canada (Fig. 1). The novelty of the approach lies on the ubiquity of a single survey emphasizing habitat mapping and complexity, thus reconciling the emerged and immersed coastscape.

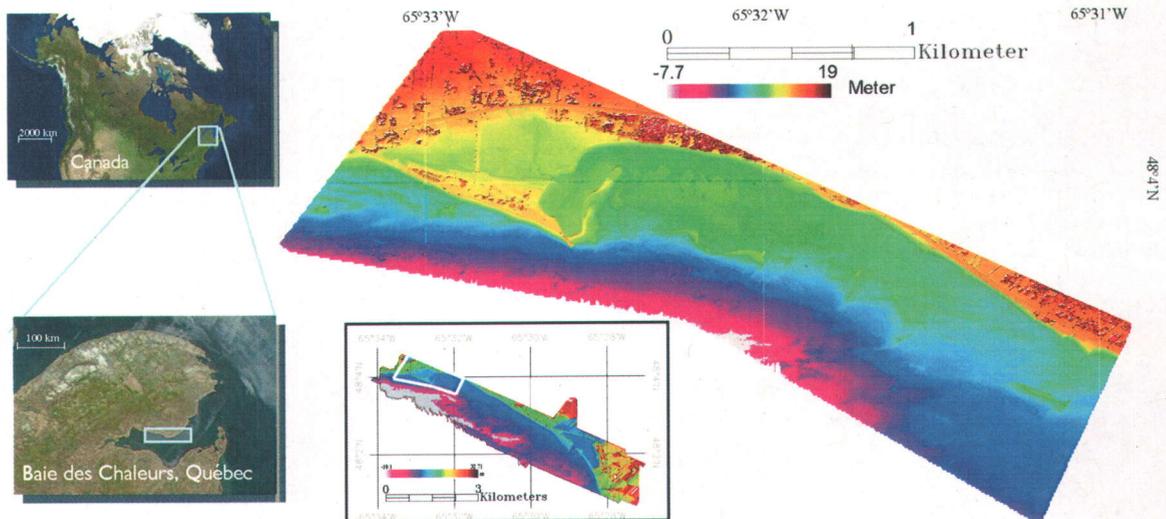


Figure 1. Location maps of the study area at Bonaventure, Gulf of Saint-Lawrence, in the south of Gaspesia Peninsula, Québec, Canada. The study area is represented by the rasterization of maximum elevation derived from SHOALS - topographic and bathymetric - soundings (2 m resolution).

MATERIALS AND METHODS

Study site and ecosystems description

LiDAR data for this analysis were acquired on July 2nd, 2006 (diurnal phase) covering 3.231 km² over the coast of Saint-Siméon - Bonaventure, southern Gulf of Saint-Lawrence, Québec, Canada (Fig. 1). This locality is hydrodynamically characterized by medium energy (Long & Desrosiers 2006). Geomorphologically,

beaches are nourished by quaternary fluvio-glacial bluffs (gravel and sand) and the dominant W-SW swell is drawing a marine marsh with a pseudo-lagoon, filling twice a day, due to the semidiurnal and mesotidal fluctuations (reaching 2 m). Though anthropogenic structures such as houses, roads and encroachments, Saint-Siméon's littoral encompasses a wide spectrum of natural habitats. Within intertidal area, A salt marsh zonation appears with: (i) a high marsh covered by (1) an arborescent stratum, whose the master species is *Populus balsamifera*, (2) an arbustive stratum, dominated by *Myrica gale*, (3) herbaceous strata, as rushes (e.g. *Juncus* spp., *Schoenoplectus* spp., *Carex paleacea*), or sea lavenders (*Limonium* spp.), cordgrasses (*Spartina* spp.), plantains (*Plantago* spp.) and *Triglochin* spp.; and (ii) a low marsh, either bare or populated by *Spartina alterniflora* clumps, glassworts (*Salicornia europea*) and an eelgrass meadow (*Zostera marina*) (Tremblay 2002). Thereafter in immersed nearshore, cobble and pebble are mainly populated by the macroalgae *Laminaria* spp., and sandy-gravelly zones, predominantly host the two polychaetes spionidae *Prionospio steenstrupi* and *Spiophanes bombyx*, the bivalve *Spisula* sp., the crustacean *Corophium bonelli*, and finally the echinoderm *Echinarachnius parma*, ("Sand Dollar") (Long & Desrosiers 2006).

Remotely sensed data

The SHOALS is an active laser-based pulsed altimeter that measures the range, from an aircraft equipped with an inertial measurement unit (IMU) at a rate of 200 Hz and high-precision global positioning system (GPS) used to locate and orient the laser returns in three-dimensional space. SHOALS elevation measurements are accurate to IHO Order 1 standards, i.e., ± 0.15 m in the vertical and ± 1 m in the horizontal (Irish et al. 2000). It is a monostatic system, i.e., the transmitter and the receiver are collocated and share the same Field Of View (FOV) with a fixed nadir angle of 20° .

In hydrographic mode, which can also be used over emerged zones, the SHOALS system emits the 532 nm and 1064 nm wavelengths from Nd-YAG laser with a beam divergence of 0.45 mrad. The first radiation (green) is typically used for the seabed detection because of its high water penetration, while the second wavelength (near-

infrared) allows measuring the water surface because of its high water absorption and the topography. The transmitted green laser pulses are partially reflected from the water surface and from the sea bottom back to the airborne receiver. Another receiver records a red wavelength, at 645 nm, the Raman energy in water domain, which results from excitation of water molecules at the water surface by the green laser energy (Raman 1928). Hence, Raman energy also indicates the interface air/water (Guenther et al 2000). Afterwards, this channel, in emerged context, monitors the red emission, particularly related to chlorophyll *b* free photosynthesizing plant (Collin et al. 2009). Then, distances to the sea surface and bottom can be calculated by measuring the times of flight of the pulses to those locations in reckoning with the speed of light in air and water. The SHOALS hydrographic scanning reaches 3 KHz, and the analysis area was covered by a series of 4 NW-SE overlapping flight lines at 273 ± 13 m altitude enabling a swath width of 186 ± 8.88 m and a sample spacing of 2 m, i.e., 1383164 soundings covering 3.231 km².

In topographic mode, the SHOALS system collects with the infrared wavelength at pulse rate of 20 KHz, which provides a high-resolution rendering, namely 1 m x 1 m. The sensor operated at 839 ± 22 m above ground level sweeping 571 ± 15 m and a sample spacing of 1 m, namely, 3767111 soundings covering 1.809 km². The same area was covered by both modes, what has prompted the exploitation of the 3 wavelengths within this study.

LiDAR reflectance intensity is the ratio of the strength of received energy to transmitted energy. Its physical meaning is linked with optical parameter measurements integrated during the beam round-trip path. While immersed SHOALS return, i.e., green waveform, may be divided into three main parts: the water surface, the water column, and the benthic (bottom) return (Fig. 2a), SHOALS returns over emerged areas, i.e., red and infrared, are delivered as one Gaussian distribution of the energy (Fig. 2b and 2c). In addition, in topographic mode, one (or two, depending upon the tree canopy penetration) intensity value(s) is (are) recorded, which is insightful, taking into account the systematic saturation of the hydrographic infrared waveform over emerged zones.

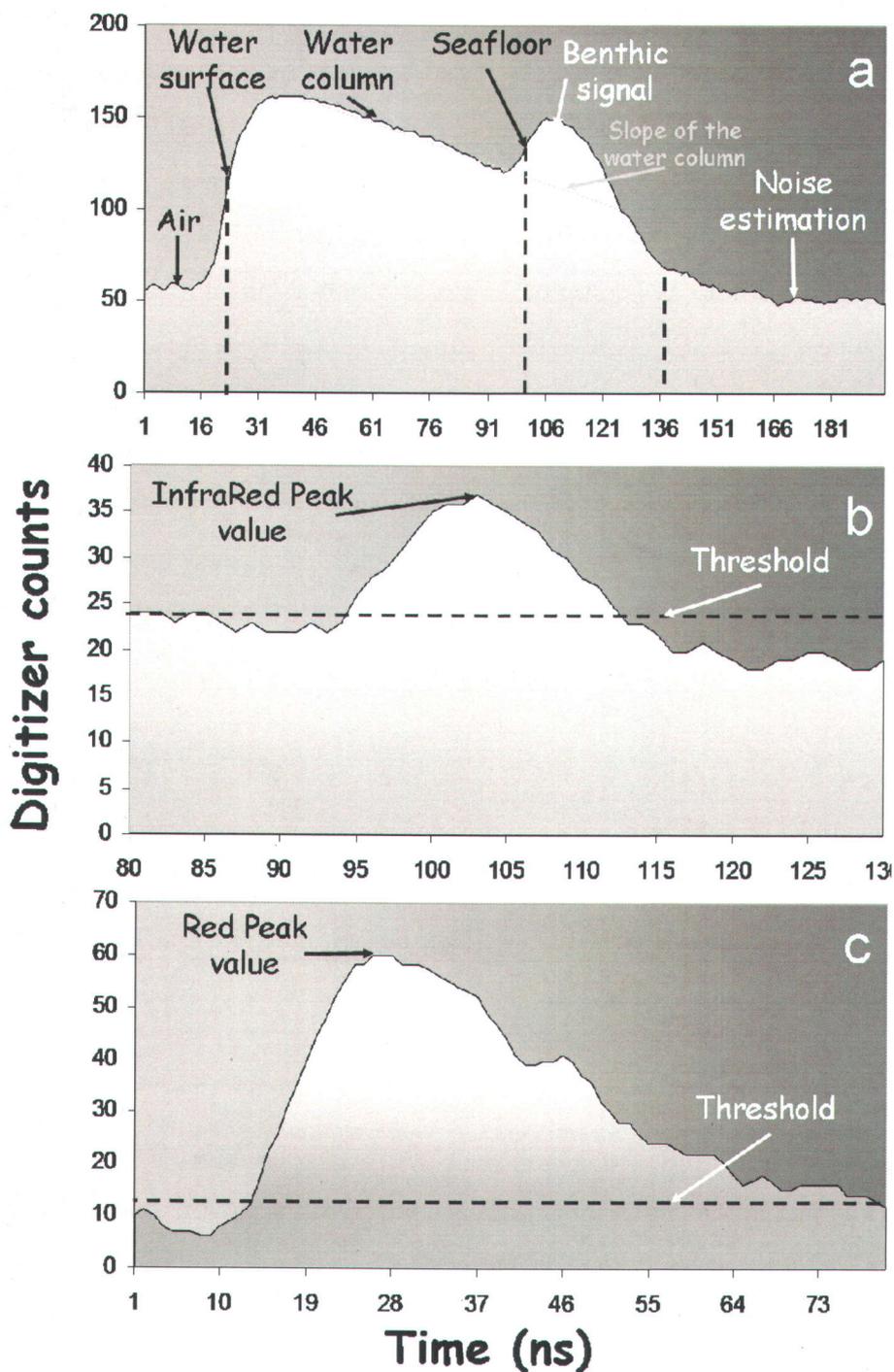


Figure 2. Charting of bathymetric LiDAR backscatter monitored by (a) Green, (b) Near-InfraRed and (c) Red channels, in hydrographic mode. (a) indicates that the signal was acquired at 4.50 m depth and the oblique dashed line is a linear fit of the water column return. In both last cases – (b) and (c) - thresholds (dashed lines) aim at isolating the part of the waveform which will be analyzed, i.e., on every side of the peak down to the threshold. The InfraRed waveform is used here for detecting water surface.

Emerged and immersed habitat ground-truthing

Seafloor photographs were extracted with a digital high-resolution (5 megapixels) camcorder fitted with a wide-angle lens and placed in a waterproof case. Two 250 W light sources allowed adjustment of the illumination according to the water turbidity and the position of the camcorder to the bottom. The system was mounted on a tetrapod frame that included a reference ruler to evaluate the size of material of the seafloor. Throughout this study area, 144 GPS-based images – each one monitoring 0.16 m² of the seafloor - were collected when the camcorder reached the bottom.

Land data were also constituted by photographed quadrats provided by a digital high-resolution (5 megapixels) camcorder. 120 georeferenced images “from above”- each one representing 0.56 m² of the substratum, except for *tree* site which were “from below”- made the dataset, allowing to analyze tidal wetland habitats, from the lower-marsh to the higher-marsh.

Data Analysis

SHOALS-derived indices

The combination of the environmental parameters acting in optical realm and the variability of the electronic measurements within the SHOALS backscatter required a denoising method. The Fast Fourier Transform (FFT) algorithm decomposes the one dimensional time series into its frequency components. By suppressing the high frequency components, i.e., low-pass filtering, this method allowed to achieve a denoising effect, and therefore, the by-product was amenable to study the behavior of the first derivative.

An algorithm was devised for discriminating land (with or without tree) from water (deep or shallow) which was based on the waveform observations related to the hydrographic mode. This was carried out using a set of decision rules. The first decision rule separated immersed SHOALS measurements from emerged soundings. According to

Guenther (2000), the assumption of surveying land is that peak values observed within the InfraRed channel equal to the saturation level, i.e., 256. Empirical observations lead onto the waveforms of this channel support this choice. Therefore, the first step of the flowchart (Fig. 3) allowed to separate saturated InfraRed peak value, i.e., “land”, and non-saturated InfraRed peak value, i.e., “water”. After that, both main classes were themselves divided into two sub-classes. On the one hand, the first step of the second decision rule split the “land without tree” and the “land with tree”. Thorough inspection of emerged areas suggested that the deep-green channel can conspicuously discriminate land covered by a tree by means of at least 4 sign changes (between 1 and 80 ns) of the first derivative waveform, revealing the structural complexity inherent to the arborescent vegetation (Lefsky 2005). The remaining soundings were labeled as “land without tree”. On the other hand, the second step of the second decision rule allowed to separate deep water (> 2.1125 m) from shallow water within immersed zones. The deep-green channel was the cornerstone of the water dichotomy through the study of the first derivative waveform (more detailed in Collin et al 2008). Indeed, if the value of the peak between 30 and 80 bins was strictly superior to 1, the sounding was considered as “deep water”, else the waveform was stored as a “shallow water” signature.

Afterwards, for “land without tree”, the *ad hoc* portion of the deep-green waveform, i.e., the first Gaussian distribution before the plateau (bound by the maximum of the first derivative and the first triplet of same values within the 51-81 ns signal-pruned portion), was decomposed into 21 quantitative variables: mean, variance, skewness, kurtosis, median, mean absolute deviation, area under curve, maximum, minimum, bins and values at which 0%, 25%, 50%, 75%, 100% of the waveform energy occur, as well as the range between 0% and 100%. These waveform-derived descriptive statistics set themselves up as proxies for characterizing biophysical structure of habitats. In the same way, for “land with tree”, the same quantitative statistics were extracted from the curve delimited by the start and the end of the canopy signal, i.e., maximum and minimum of the first derivative curve. No elevation correction was brought because of the insignificance of the air within this context.

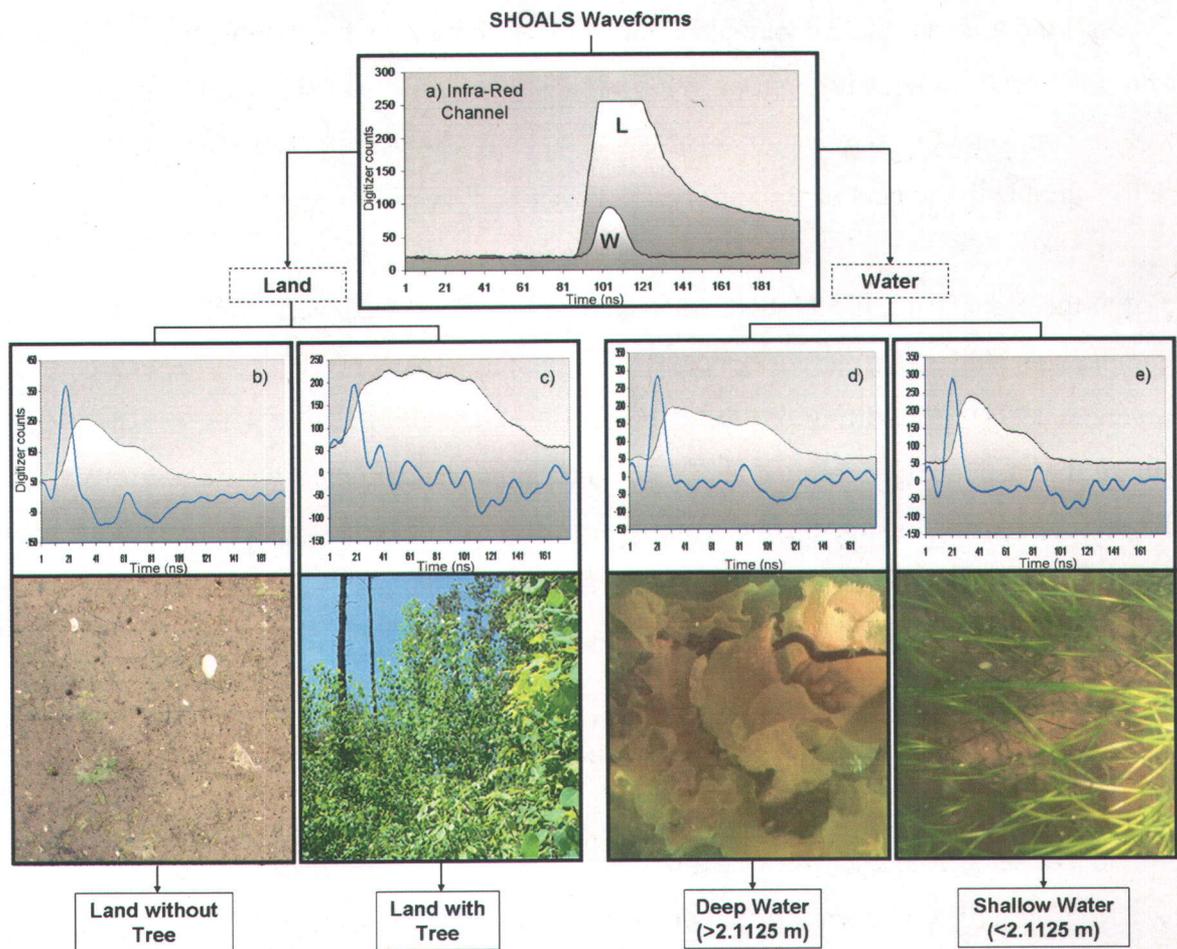


Figure 3. Algorithm flowchart for discriminating (a) land/water using the InfraRed channel, (b and c) land without tree from land with tree and finally (d and e) deep water from shallow water using the deep-green channel. Grey gradient areas are the smoothed (FFT) waveforms and blue curves stand for the first derivative of the smoothed signal. Ordinate: digitizer counts; abscissa: time (nanosecond).

For water domain, the “benthic” curve (Collin et al. 2008), inherent to “deep water” (Fig. 2a) was retrieved from the deep-green waveform and was split into the same dataset of variables. For “shallow water”, the previous 21 statistical parameters, derived from the interface-removed Gaussian distribution before the plateau (bound by the maximum of the first derivative and the first triplet of same values within the 51-81 ns signal-pruned portion), constituted the dataset of information. Furthermore, the bathymetry and the slope of the water column waveform, intimately linked with the optical clarity, were focused and stored. Since immersed SHOALS data were acquired at different depths, and transmitted energy exponentially decreased with depth, a non-linear depth-regression allowed to compare laser echoes with one another (Collin et al. 2008).

On the one hand, the 21 variables, uniformly acquired for the 4 sub-classes (Fig. 3), were the kernel to constitute an array of explanatory variables (SHOALS table), which will be confronted to the designed habitat complexity index, the response variable (see “HR” variable in the next paragraph).

On the other hand, the 21 SHOALS-derived bands were converted into 21 Principal Components (PC's) using a Principal Component Analysis (PCA) (Legendre and Legendre 1998). For sorting out the SHOALS backscatters, the first 4 PC's, whose the sum of their eigenvalues reached 96.75% of the total initial variance, were chosen. Within the remote sensing realm, the PCA has been used to reduce the dimensionality of the dataset while segregating noise components (in minimizing the mean square errors), and is also intended for identifying uncorrelated dominant clusters (Holden and le Drew 1998, Collin et al. 2008). The scores on the 4 PC's components were processed into IDL-ENVI 4.2 (Research Systems 2005) point coverages, and 4 1-m resolution Digital Intensity Models (DIM's) were constructed using linearly interpolation. In addition, SHOALS ground and seafloor points were used to construct Triangular Irregular Networks (TIN's) based on the ellipsoid-corrected height (DTM). Likewise, the topographic infrared and hydrographic red intensity values were used to generate a NDLVI Model (NDLVIM), stressing chlorophyll *b* free vegetation. The correlation between the field-based salt-marsh vegetation index and this NDLVI has proven to be robust ($r= 0.87$, $p<0.01$, see Collin et al. 2009). This vegetation index equals to:

$$\text{NDLVI} = \left(\frac{R_{\max} - \text{IR}_{\max}}{R_{\max} + \text{IR}_{\max}} \right) \quad (1)$$

R_{\max} : Value of the “Raman” peak,

IR_{\max} : Value of the “InfraRed” peak.

Within intertidal areas, given the specific ecophysiological preferences of each community for tidal regime, it might be expected that the coalescence of DTM and NDLVIM data will satisfactorily discriminate salt-marsh habitats.

Photograph processing and habitat structural index

In order to characterize littoral habitats, an analysis of the bio-sediment features was meticulously carried out. For both emerged and immersed zones, to quantify the surface covered by the sediment and the epi-macrofauna, a grid of 100 uniformly distributed points was superimposed on the photographs, and what was under each point was identified among benthic variables to give an estimate of the percentages of the surface covered by each component (Archambault et al. 2001). Then a divergence of the analysis raised in respect to their tidal levels. On the one hand, the aerial percentages of the 120 emerged photographs were established as a function of 17 variables: Mud, sand, pebble, bare soil, *Ulva lactuca*, *Salicornia europaea*, *Spartina alterniflora*, *Limonium nashii*, *Plantago maritima*, *Galax maritima*, *Spartina patens*, *Juncus* spp., *Schoenoplectus* spp., *Carex paleacea*, *Elyma arenaria*, *Myrica gale* and *Populus balsamifera*. On the other hand, the aerial percentages of the 144 immersed stations were submitted to multivariate statistical analyses to classify the stations by their dissimilarity. The matrix of 144 stations by 16 variables, corresponding to the species- and sediment-type aerial components (Crustacea, Echinoidea, Annelida, Gastropoda, Asteroidea, Dead shells, *Fucus* spp., *Zostera marina*, *Chondrus crispus*, *Laminaria* spp., *Chorda tomentosa*, *Polysiphonia* spp., Boulders > 256 mm with encrusting algae, Cobbles > 64 mm, Pebbles > 4 mm, Fine-sand > 0.06 mm), was used to compute dissimilarity matrices based on the Bray-Curtis index, using PRIMER 5 version 5.2 (Clarke and Warwick 1994). The dissimilarity matrices were then submitted to average linkage hierarchical clustering to classify the stations (Legendre and Legendre 1998). For each resulting classification, the percentage of contribution to within group dissimilarity was computed for the main components of the group, using the SIMPER routine (Clarke and Warwick 1994). Furthermore, for each variable occurring within a photograph, either emerged or immersed, 50 height data were stored to compute a standard-deviation of the height of this variable. As a result, a measurement of the habitat structural complexity - or "Habitat Rugosity" ("HR") - was devised:

$$\text{Habitat Rugosity} = \sum_i \frac{\text{Area}_i}{\sum_n \text{Area}_n} \times \sqrt{\sum_m (x_{im} - \bar{x}_i)^2} \quad (2)$$

Area_i : Area of the i^{th} component in the j^{th} image,

Area_n : Sum of the areas in the j^{th} image,

x_{im} : Height of the m^{th} bio-sediment structure of the i^{th} component,

\bar{x}_i : Mean of the heights of the i^{th} component,

which efficiently corresponds to the sum of the standard-deviation of the height of each bio-sediment component balanced by its aerial percentage covering the photograph. For each station / image (out of 264), this index was computed and stored in the “HR table”, standing for the response variable.

Seamless classification of coastal habitats

From the woodland upper marsh to *Laminaria* spp. fields, 19 classes (+1 unclassified) were defined according to artificial infrastructures, supratidal and intertidal phytocenoses, substratum types and algae cover (Table 1). They were specifically chosen to be representative of the various habitat types that would be encountered throughout the remainder of the Gaspesia Peninsula. The statistical methodology applied to immersed stations identified four distinct habitats owning significant sediment and biological composition: *Fine sand* habitat, *Pebble* habitat, *Laminaria* spp. habitat and *Zostera marina on fine sand* habitat.

Table I. Description of salt-marsh and nearshore habitats of Saint-Siméon's marsh and its adjacent areas.

Tidal zonation	Habitat	Description
Subtidal	Fine sand	Fine sand ripple habitat (98.62%)
	Pebbles	Pebble habitat (77.39%)
	<i>Laminaria</i> spp.	<i>Laminaria</i> spp. fields (90.21%) on cobble-pebble habitat
	Eelgrass meadow	<i>Zostera marina</i> (67.53%) on fine sand habitat
Intertidal (between 0 and 2.2 m)		
Low-marsh	Low marsh sediment	Soft sediment (mud, sand and pebble) on lower intertidal shores
	Glassworts + Sea lettuce	<i>Salicornia europea</i> + <i>Ulva lactuca</i> on lower intertidal shores
Interface low / high marsh	Interface low / high marsh	Interface low / high marsh = Mean Water Level
High-marsh	Wet marsh pond	Pond on upper intertidal shores sheltering <i>Ruppia maritima</i> on muddy substratum
	Dried marsh pond	Pond on upper intertidal shores sheltering on dried muddy substratum with polygonal dessication crevices
	Herbaceous stratum #1	<i>Spartina alterniflora</i> on upper intertidal shores
	Herbaceous stratum #2	<i>Spartina patens</i> on upper intertidal shores
	Herbaceous stratum #3	<i>Juncus</i> spp., <i>Schoenoplectus</i> spp., <i>Carex</i> spp. on upper intertidal shores
	Psammophile meadow	<i>Elyma arenaria</i> community on a gravel-sand spit
	Herbaceous and arbustive mixture	Mixture of lawn-grass, grassland and shrubland issued from anthropogenic activities
Supratidal (between 2.2 and 19 m)		
	Arbustive stratum	Shrubland dominated by <i>Myrica gale</i>
	Young arborescent stratum	Deciduous young woodland dominated by <i>Populus balsamifera</i>
	Arborescent stratum	Woodland dominated by <i>Populus balsamifera</i>
Terrestrial	Bare soils + Anthropogenic structure	Anthropogenic structures and bared substrata
	Cultivated and fallow fields	Arable land

N.B : The percentage of the contribution of the main component to within immersed group similarity is indicated in Description column.

Based upon the geographic location of the field samples, a supervised classification of the coastal zone has been performed. Ground-truth measurements were divided into two independent datasets: the training dataset, allowing to compute statistics of classes needed for the classification, and the validation dataset, enabling to assess the reliability of the classification. Each sample area contained at least 40 pixels, ensuring that sufficient variation was acquired to fully characterize the class population. A pixel-based Maximum Likelihood (ML) classifier was used, implemented in IDL-ENVI 4.2 (Research Systems 2005). As a consequence, a statistical signature, for each class, was highlighted based upon spectral (4 PC's and NDLVI) and topographical (DEM) data of the training sites. The statistical signature was then used to extrapolate the classification across the whole map, following the ML strategy.

The second dataset of ground-truth data was used for accuracy assessments based on a confusion matrix. Accordingly, the validation polygons were compared with the resulting classification, and analyses included producer's and user's map accuracy, overall map Accuracy (A), and the Kappa coefficient of agreement (K). The producer's accuracy is a measurement of how well a photointerpreter can classify a given habitat type. The user's accuracy is a measurement of how often map polygons of a certain habitat type are classified correctly. A is determined by dividing the total correctly classified field samples in the error matrix by the total number of field samples (i.e., diagonal of the confusion matrix), and K gives a single proportion of accuracy agreement above that of a random assignment of classes (i.e., off-diagonal of the confusion matrix).

Statistical methods

To assess relationships between SHOALS-derived variables and "HR" measurements, either emerged or immersed, scatterplots between a single explanatory variable and a single response variable were used for the visual framework while Pearson's product moment correlation coefficient was used to examine the nature (positive or negative) and significance of relationships. Pearson's correlation coefficients are provided in text and figures and correlations with p -values <0.01 were considered significant. When linear and

polynomial (2nd degree) models were used to depict statistical relationships, the R^2_{adj} and the Root Mean Square Error (RMSE) allowed to measure the proportion of the variation explained by the model and to estimate the standard deviation of the random error, respectively, with p -values <0.0001 . JMP® version 7.0 was used for statistical analysis (SAS Institute Inc.).

RESULTS

Comparison of habitat structural index and SHOALS-derived indices

Patterns of correlations computed between “HR” and SHOALS indices were linked with the set of stations (Table 2). For emerged stations, all correlations were positive, except for the “skewness” variable, and they were highly significant – at least 0.76 for “Area” up to 0.87 for “DE100”, except for “DE0” (close to zero). Likewise, “DE0” was close to zero for immersed and whole stations. However, most correlations were negative for immersed stations, except for “Area”, “DE25”, “DE50”, “DE75”, “DE100” and “DErange” and “skewness”, that one also neighboring zero. The significance of these stations’ correlations were scattered with a best one equaled to 0.81 (“DE100”). When putting together all stations, all correlations were, on the one hand, positive, except for “skewness”, and on the other hand, evenly medium (close to 0.5), except for “DE100”, which showed a strong relation, i.e., 0.75.

Table II. Correlations between the Habitat Rugosity and 21 SHOALS-derived structure indices (detailed in Data analysis within MATERIALS AND METHODS), for emerged stations, immersed stations and whole stations.

	Emerged stations	Immersed stations	Whole stations
Moyenne	0.84892164	-0.5188314	0.54350735
Variance	0.84070004	-0.114227	0.52220037
Skewness	-0.8029507	-0.1667602	-0.5517198
Kurtosis	0.81090796	0.0021555	0.47185653
Median	0.85154694	-0.4663621	0.54634998
Mean absolute deviation	0.84792869	-0.0235476	0.55291557
Area	0.75921989	0.49185653	0.55429088
Minimum	0.85071851	-0.3510111	0.54802814
Maximum	0.84908337	-0.4286548	0.42210327
D0	0.84960259	-0.1142647	0.46412282
D25	0.84263625	-0.3065149	0.54818609
D50	0.84020543	-0.4669335	0.53760019
D75	0.84963765	-0.4767289	0.53903533
D100	0.8626971	-0.4816763	0.5266638
Drange	0.86778368	-0.3048106	0.45364948
DE0	4.15E-16	-3.70E-16	7.76E-18
DE25	0.85082027	0.27924392	0.60237053
DE50	0.85859283	0.45335706	0.62759113
DE75	0.84038121	0.54511776	0.63011026
DE100	0.87844082	0.8125915	0.7528041
DErange	0.80269006	0.63280589	0.63204992

“HR” as a function of the “DE100” variable was further examined by means of the R^2_{adj} and RMSE, derived from two fitting models: linear and quadratic (Fig. 4 a and b, respectively). With a R^2_{adj} equaled to 0.6041, the quadratic model explained slightly better the variance of the cloud than the linear one, ($R^2_{adj} = 0.5651$). At modality scale, i.e., immersed and emerged, the same pattern of performance was revealed but with a great increase of significance for emerged stations: $R^2_{adj \text{ immersed/linear}} = 0.5446$, $R^2_{adj \text{ immersed/quadratic}} = 0.6462$, $R^2_{adj \text{ emerged/linear}} = 0.8055$ and $R^2_{adj \text{ emerged/quadratic}} = 0.8662$.

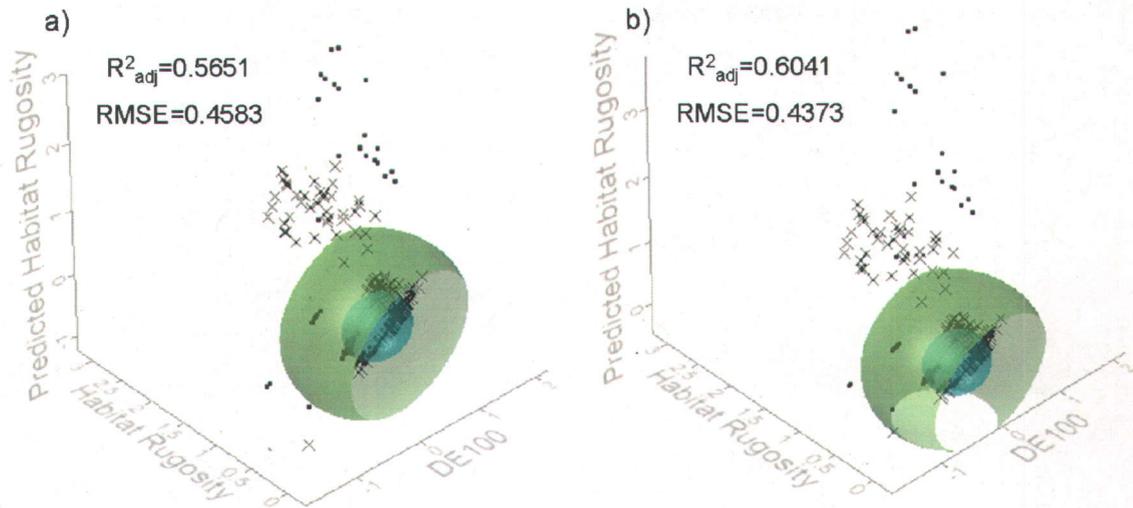


Figure 4. Surface plots of the “Habitat Rugosity”, SHOALS-derived “DE100” variable and Predicted “Habitat Rugosity” variable for a) linear and b) quadratic fitting models. Black crosses represent immersed stations, while black squares portray emerged stations. The small shell encompasses a dense cluster of points (density = 0.8), while the large shell encompasses a loose cluster (density = 0.2).

Seamless classification of emerged and immersed littoral habitats

The resulting littoral habitat map is shown in Figure 5 and the confusion matrix, containing the classification statistics, is presented in Table 3. The accuracy assessment produced an Overall Accuracy of 90.09% and a Kappa Coefficient of 0.8883 based on independent ground-truth data (19 classes + 1 unclassified). These results strongly reinforced that the synergy of the 4 PC’s derived from the 21 green waveform variables, the NDLVI and the elevation bands enabled to delineate fine-scale coastal habitats, either emerged or immersed. Actually, most classes were satisfactorily discriminated by the ML, exceeding 90%, except three of them: *Zostera marina on fine sand*, *Bare soils + Anthropogenic structure* and *Pebbles* class whose producer accuracies were close to 60%, for first both, and close to 80%, for the latter. Of particular concern to user accuracy, *Young arborescent stratum* (75.86%), *Bare soils + Anthropogenic structure* (72.53%) and *Glassworts + Sea Lettuce* (64.83%) were increasingly misclassified in favor of *Bare soils + Anthropogenic structure*, *Arbustive stratum* and *Low-marsh sediment* classes, respectively.

Table III. The confusion matrix for classification of SHOALS images into saltmarsh and nearshore habitat types using supervised maximum likelihood algorithm.

Classified data	Ground-truth data																			User accuracy %	
	FS	P	L	Z	LMS	G + SL	IL/HM	WMP	DMP	HS #1	HS #2	HS #3	ArbuS	Y ArboS	ArboS	PM	HAM	BS + AntS	CFF		
FS	42	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	91.3
P	0	47	6	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	79.7
L	0	5	38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	88.4
Z	0	7	0	41	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	83.7
LMS	0	0	0	0	1639	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	99.7
G + SL	0	0	0	8	85	192	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	64.8
IL/HM	0	0	0	0	17	2	447	0	2	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	94.5
WMP	0	0	0	0	0	0	0	297	44	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	83.2
DMP	0	0	0	0	0	1	2	0	979	0	0	0	0	0	197	0	0	1	0	0	83.0
HS #1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	685	0	8	0	0	14	3	0	0	0	0	96.5
HS #2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1586	0	0	40	0	0	0	2	40	0	95.1
HS #3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3011	0	0	49	0	82	341	0	0	86.4
ArbuS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4701	0	0	0	13	162	11	0	96.2
YArboS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	68	0	0	1386	0	0	0	298	75	0	75.9
ArboS	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	115	0	0	4954	0	0	21	0	0	97.3
PM	0	0	0	0	0	0	12	0	0	15	0	53	0	0	0	431	0	4	0	0	83.7
HAM	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	23	0	13	0	3297	531	0	0	84.2
BS + AntS	0	0	0	7	8	0	1	0	0	4	7	101	271	37	23	7	164	2266	228	0	72.5
CFF	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	144	7	0	0	0	112	6756	0	96.0
Producer Accuracy %	100	79.7	86.4	62.1	93.6	98.4	94.1	100	95.4	97.2	94.5	90.2	91.5	94.3	94.1	96.6	92.7	60.6	95.0	90.1	

Note: FS, Fine sand; P, Pebbles; L, *Laminaria* spp.; Z, *Zostera marina* on fine sand ; LMS, Low-marsh sediment; G+SL, Glassworts + Sea Lettuce; IL/HM, Interface Low/High marsh; WMP, Wet marsh pond; DMP, Dried marsh pond; HS #1, Herbaceous stratum #1; HS #2, Herbaceous stratum #2; HS #3, Herbaceous stratum #3; ArbuS, Arbustive stratum; YArboS, Young arborescent stratum; ArboS, Arborescent stratum; PM, Psammophile meadow; HAM, Herbaceous and Arbustive mixture; BS + AntS, Bare soils + Anthropogenic structure; CFF, Cultivated and fallow fields.

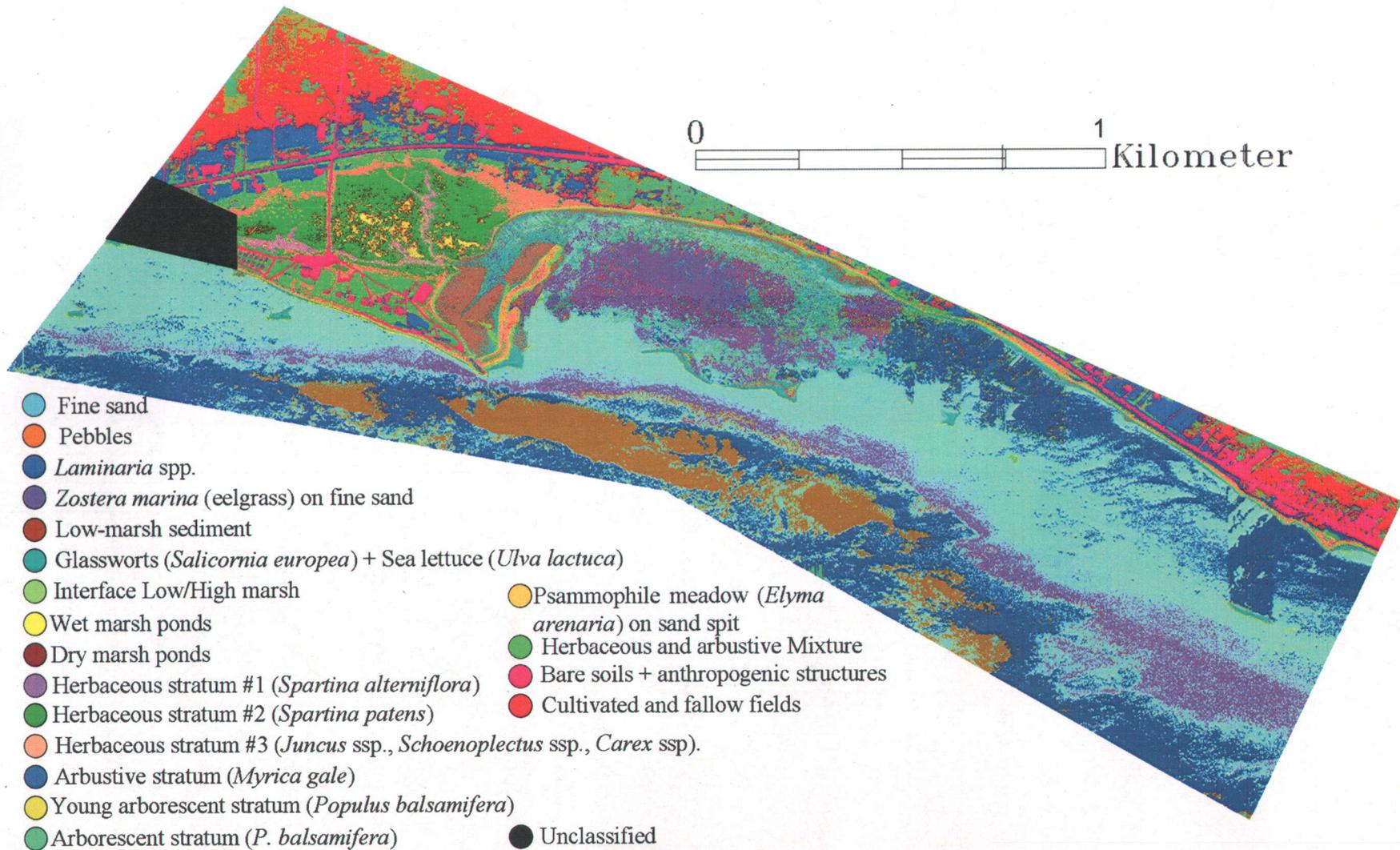


Figure 5. Map of the salt-marsh and near-shore classification issued from the SHOALS-derived 21 green variables, NDVI and Topographic data using the supervised maximum likelihood classifier. There are 20 classes (19 + 1 unclassified).

DISCUSSION

SHOALS data can assess the structural complexity of coastal habitats

An index of structural complexity of coastal habitats estimated from SHOALS data, the “DE100”, was significantly correlated with the “HR” field-based index. “DE100” corresponds to the entire duration, thus the whole height, of the habitat-target. This result indicates therefore that the ubiquitous LiDAR detects the structural complexity of the littoral habitat by its height. The three-dimensional heterogeneities, from trees, algae and substrata complexities, have been efficiently described by our algorithm applied to SHOALS green waveforms. However, “DE100” was more correlated with “emerged HR” than “immersed HR”; furthermore, the most of correlations of the emerged 21 SHOALS variables were highly significant with “HR”, compared to the immersed ones. Researchs using ubiquitous LiDAR data as proxies for field-collected data may be consistent in emerged context (Clawges et al. 2008, Lefsky et al. 2005), but need to consider two prominent factors in subtidal areas. First, the water influence has to be taken into account. Even with non-linearly depth-regression, ensuring that most of the depth-related variation is removed, one of the chief challenges in bathymetric LiDAR waveform analysis resides in a correct depth normalization procedure (Collin et al. 2008) in order to thoroughly explore the physical meanings of the fluctuations of the benthic waveform with depth. To rigorously perform corrections, the attenuation coefficient of water, encompassed in the slope value of the water column (Fig. 2a), the relative slope to LiDAR viewing angle increases and wavy conditions (Wang & Philpot 2007) have to be implemented in an improved bathymetric LiDAR transfer radiative model. Further laboratory experiments will allow to investigate how these environmental parameters affect the time and amplitude of benthic return signals. Second, though kelp volume and height can be successfully detected, strong current, promoting the oscillation of the thallus, and too dense canopy can impede the penetration of laser pulses, thus the monitoring of seabed depth. A recent study by Kobler et al. (2006) presented a new algorithm for LiDAR-derived DTM, called REpetitive INterpolation (REIN), especially applicable in steep, forested areas where other filtering algorithms typically have problems distinguishing between ground returns and off-ground points reflected in the vegetation. An enriched

characterization of kelp 3-D habitat may be possible by applying this algorithm, as well as the adjustment method of Markov Chain Monte Carlo with reversible jumps (Mallet et Bretar, 2009) to the benthic return.

With the increase of marine biodiversity losses (Worm et al. 2006), ecologists must point out prioritizing protect area that will contribute to conserve coastal biodiversity in the future. To achieve this goal, hotspots of biodiversity and area with threatened, rare or indicators species must be identified. Assuming the abilities of SHOALS data to evaluate complex-structured habitats for coastal biota (i.e., tree and algae canopy as well as topographic and bathymetric rugosities), it might be promising to add the equation linking “DE100” to “HR” to habitat suitability model (e.g., Generalized Linear Modeling, GLM), aimed at predicting the presence of macrobenthos based on the suitability of the physical habitat (Degraer et al. 2007).

Coastal habitats delineation are enhanced by ubiquitous LiDAR

The seamless habitat classification of the coast from supratidal environments to the near-shore can accurately be conducted by the multispectral SHOALS with a high level of confidence. Merging three active wavelengths combined with accurate DEM can satisfactorily reconcile the mapping of intertidal phytocenoses and subtidal habitats, as Collin et al. (2009) recommended it. Within emerged areas and peculiarly the salt-marsh, since communities are evolved various adaptations to cope with local forcing abiotic factors as temperature, salinity and desiccation, the slight differences in the ecological niche along the vertical zonation, such *Spartina alterniflora* and *Spartina patens*, had been captured by the high resolution DTM. The benefit for integrating LiDAR altimetry for enhanced intertidal vegetation classification has been confirmed by precedent authors (Brennan & Webster 2006, Chust et al. 2008, Collin et al. 2009).

The dynamics of the spatial structure of this littoral landscape can also be inferred. The meadow of *Zostera marina on fine sand* is located just behind two sand bars, which mitigate the velocity of waves and longshore currents. Within this hydrodynamics-

buffered environment, propagules can be deposited and settlement can occur. These favourable conditions also happen seaward, but only along an isobath (≈ 3 m depth), where the influence of average wave does not rework sediment too strongly and the interspecific competition allows to provide habitats for *Zostera marina*. Nonetheless, lower intertidal classes, such as *Bare soils + Anthropogenic structure*, *Glassworts + Sea Lettuce*, *Low-marsh sediment* and *Zostera marina on fine sand*, have been misclassified, as mentioned in Collin et al. (2009). It can be explained by their interspersed spatial patterns, prone to mix pixels from distinct habitats as a spectral signature, and their vicinity of water, bringing into play the Raman effect (Raman, 1928). The excitation of hydrogen bonds, within water molecules, by 532 nm wavelength, entails an added amount of photons at 645 nm. This overestimation may consequently have misled immersed *Bare soils (+ Anthropogenic structure)* or *Low-marsh sediment* into *Glassworts + Sea Lettuce* or *Zostera marina on fine sand*. Especially for the *Zostera marina on fine sand* and *Low-marsh sediment* habitats, covered by less than 1 m water, the integration of a penetrating blue band (e.g., 420-430 nm corresponding to the minimal absorption of water (Segelstein 1981) as well as the absorbance maximum of chlorophyll *a* (Gross 1991)) could enable the discrimination between the immersed sediment and photosynthesizing plants.

Regarding the four subtidal habitats in the study sites considered, classification results indicate that there were quite correctly and consistently identified. Nevertheless, patches of *Laminaria* spp. were classified along the shoreline, what seems to raise up an ecological singularity. The number of subtidal reference pixels was not very high, compared to those of emerged zones, which was due to the low ratio data/time of the subtidal sampling method. In addition, the current, even low, may have separated the GPS location of the boat from this of the actual station. Calibration and validation reference areas may thus inevitably have been composed of a large proportion of mixed pixels, whose spectra were not truly representative of the habitat of interest (Belluco et al. 2006). Combining these previous factors with the Raman effect, likely to act within eelgrass meadow, lead to a misclassification of *Zostera marina on fine sand*. Commission and omission errors were accordingly generated: either the reference signatures used for

training were not truly distinct and may have been similar to signatures from mixed habitats (which were thus erroneously classified as *Zostera marina on fine sand*); or pixels containing *Zostera marina on fine sand* rarely displayed a discriminating signature, due to in situ heterogeneity, and may thus have been mistakenly attributed to another class. A greater importance attached to the waterborne sampling time could be highly suited to address these methodological and spectral issues. Ecologically-relevant parameter, such as the bathymetry, will help to better classify algae communities, displaying obvious depth preferendums.

CONCLUSION

The results of this study have stressed, firstly, the capability of the LiDAR-derived green waveform, through an ad hoc decision-tree, to satisfactorily assess the structural complexity of coastal habitats, emerged and immersed ($r=0.75$, $p<0.01$). Secondly, synergistic coalescence between NDVI (LiDAR-derived red and near-infrared data) and topographic / bathymetric surfaces (LiDAR-derived near-infrared and green, respectively) should be considered the technique of choice for small-scale mapping emerged and immersed coastal habitats, as summarized by overall accuracy and kappa coefficient: 90.09% and 0.8883, respectively. 19 representative habitats were therefore efficiently classified according to their ecological properties intimately related to topographic / bathymetric features and roughness. The ability of a single survey multispectral and ubiquitous LiDAR to evaluate the structural complexity of coastal habitats and to classify with a high reliability the spatio-temporal distribution of these coastal habitats underpins the suitability of using such developments and tool for the accurate monitoring of coastal habitat change and to help developing guidelines for adequate conservation measures within the context of integrated littoral resource management.

Acknowledgments

Collin gratefully acknowledges support from the Geoide project, the Institut National de la Recherche Scientifique – Eau Terre et Environnement, Fisheries and Oceans Canada and Naval Oceanographic Office.

Literature cited

- Archambault, P., K. Banwell, & A. J. Underwood. 2001. Temporal variation in the structure of emerged assemblages following the removal of sewage. *Marine Ecology Progress Series*, **222**: 51-62.
- Beauchamp, D.A., E.R. Byron, and W.A. Wurtsbaugh. 1994. Summer habitat use by littoral-zone fishes in Lake Tahoe and the effects of shoreline structures. *N. Am. J. Fish. Manage.* **14**(2):385- 394.
- Belluco, E., M. Camuffo, S. Ferrari, L. Modenese, S. Silvestri, A. Marani, & M. Marani. 2006. Mapping salt-marsh vegetation by multispectral and hyperspectral remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, **105**: 54-67.
- Bilkovic, D.M., C.H. Hershner, M.R. Berman, K.J. Havens and D.M. Stanhope. 2005. Evaluating Nearshore Communities as Indicators of Ecosystem Health, In *Estuarine Indicators*, Stephen Bortone, ed., CRC Press, Inc., p. 365-379.
- Blaber, S. J. M., D. P. Cyrus, J.-J. Albaret, Chong Ving Ching, J. W. Day, M. Elliott, M. S. Fonseca, D. E. Hoss, J. Orensanz, I. C. Potter, & W. Silvert. 2000. Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, **57**: 590–602.
- Brennan, R., & T.L. Webster. 2006. Object-oriented land cover classification of LIDAR-derived surfaces. *Canadian Journal of Remote Sensing*, **32**:162-172.
- Chust, G., I. Galparsoro, A. Borja, J. Franco, & A. Uriarte. 2008. Coastal and estuarine habitat mapping, using LIDAR height and intensity and multi-spectral imagery. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **78**: 633-643.
- Clarke, K. R., & R. M. Warwick. 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environment Research Council, UK. 144 pp.
- Clawges, R., K. Vierling, L. Vierling, & E. Rowell. 2008. The use of airborne lidar to assess avian species diversity, density, and occurrence in a pine/aspen forest. *Remote Sensing of Environment*, **112**: 2064-2073.
- Collin, A., P. Archambault, and B. Long. 2008. Mapping the shallow water seabed habitat with the SHOALS. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, **46**(10): 2947 – 2955.
- Collin, A., B. Long, & P. Archambault. 2009. Salt-marsh characterization, zonation assessment and mapping through a dual-wavelength LiDAR. *Remote Sensing of Environment*, submitted.

- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Naeem, S., Limburg, K., Paruelo, J., O'Neill, R.V., Raskin, R., Sutton, P., & M. Van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* **387**: 253-260.
- Degraer, S., Verfaillie, E., Willems, W., Adriaens, E., Vincx, M., and V. V. Lancker. 2007. Habitat suitability modelling as a mapping tool for macrobenthic communities: An example from the Belgian part of the North Sea. *Continental Shelf Research*. **28**: 369-379.
- EEA (European Environment Agency). 2006. The Changing Faces of Europe's Coastal Areas. EEA Report No 6/2006. European Environment Agency, Copenhagen, 112 pp.
- Gross, J. 1991. Pigments in vegetables: chlorophylls and carotenoids. Van Nostrand Reinhold, New York (USA), 351 p.
- Guenther, G.C., A.G. Cunningham, P.E. LaRocque, & D.J. Reid. 2000. Meeting the Accuracy Challenge in Airborne LiDAR Bathymetry. Presented at EARSel, Dresden.
- Guichard, F., & E. Bourget. 2000. High-resolution remote sensing of of intertidal ecosystems: A low-cost technique to link scale-dependent patterns and processes. *Limnol. Oceanogr.*, **45**(2): 328-338.
- Guichard, F., & E. Bourget. 1998. Topographic heterogeneity, hydrodynamics, and benthic community structure: a scale-dependent cascade. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **171**: 5-70.
- Hanson, A.R., & J.J. Kerekes. 2006. Limnology and aquatic birds: proceedings of the Fourth Conference, Working Group on Aquatic Birds of Societas Internationalis Limnologiae (SIL). Springer, 349 pp.
- Heck, K.L., G. Hays, & R.J. Orth. 2003. Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. *Marine Ecology. Progress Series*, **253**: 123-136.
- Hewitt, J.E, S.F. Thrush, J. Halliday, & C. Duffy. 2005. The importance of small-scale habitat structure fro maintaining beta diversity. *Ecology*: **86**(6): 1619-1626.
- Holden, H. & E. LeDrew. 1998. Spectral Discrimination of Healthy and Non-Healthy Corals Based on Cluster Analysis, Principal Components Analysis, and Derivative Spectroscopy. *Remote Sensing of Environment*, **65**:217-224.
- IPCC. 2007. Climate Change 2007. The Physical Science Basis. Summary for Policymakers. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: Alley, R., Berntsen, T., Bindoff, N.L., et al. (Eds.).
- Irish J. L., J.K. McClung, and W. J. Lillycrop. 2000. Airborne lidar bathymetry: the SHOALS system. *PIANC Bulletin.*, **103**: 43-53.

- Jackson, E.L., A.A. Rowden M.J. Attrill, S.J. Bossey, & M.B. Jones. 2001. The importance of seagrass beds as a habitat for fishery species. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, **39**: 269-303.
- Jacobi, C.M., & R. Langevin. 1996. Habitat geometry of benthic substrates : effects on arrival and settlement of mobile organisms. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **206**(1-2): 39-54.
- Jennings, M.J., M.A. Bozek, G.R. Hatzenbeler, E.E. Emmons, and M.D. Staggs. 1999. Cumulative effects of incremental shoreline habitat modification on fish assemblages in north temperate lakes. *N. Am. J. Fish. Manage.* **19**(1):18-27.
- Kobler, A., N. Pfeifer, P. Ogrinc, L. Todorovski, K. Oštir, & S. Džeroski. 2007. Repetitive interpolation: A robust algorithm for DTM generation from Aerial Laser Scanner Data in forested terrain. *Remote Sensing of Environment*, **108**(1): 9-23.
- Larkin, D.J., S.P. Madon, J.M. West, & J.B. Zedler. 2008. Topographic heterogeneity influences fish use of an experimentally restored tidal marsh. *Ecological applications*, **18**(2), 483-496.
- Lassau, S. A., Cassis, G., Flemons, P. K. J., Wilkie, L. and D.F. Hochuli. 2005. Using high-resolution multi-spectral imagery to estimate habitat complexity in open-canopy forests: can we predict ant community patterns? *Ecography* **28**: 495/504.
- Lefsky, M.A., A.T. Hudak, W.B. Cohen, & S.A. Acker. 2005. Patterns of covariance between forest stand and canopy structure in the Pacific Northwest. *Remote Sensing of Environment*, **95**: 517-531.
- Legendre, P. and L. Legendre. 1998. *Numerical Ecology*, 2nd English edn. Elsevier, Amsterdam. 853 pp.
- Long, B., & G. Desrosiers. 2006. Étude hydrodynamique, sédimentologique et biologique des sites de Maria, Saint-Siméon, Bonaventure, Newport et Cap-d'espérance dans la baie des Chaleurs, Québec, Canada. Ministère des Transports du Québec, contrat 3100-00-QH02. 121 pages + 4 annexes.
- MacArthur, R. H., & J.W. MacArthur. 1961. On bird species diversity. *Ecology*, **42**(3), 594-598.
- Mallet, C., & F. Bretar. 2009. Full waveform topographic LiDAR: State-of-the-art. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, **64**(1): 1-16.
- Morzaria-Luna, H., J.C. Callaway, G. Sullivan, & J.B. Zedler. 2004. Relationship between topographic heterogeneity and vegetation patterns in a Californian salt marsh. *Journal of Vegetal Science*, **15**(4), 523-530.

- Norkko, J., E. Bonsdorff, & A. Norkko. 2000. Drifting algal mats as an alternative habitat for benthic invertebrates: Species specific responses to a transient resource. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **248**(1): 79-104.
- Palmer, M.A., & N.L. Poff. 1997. Heterogeneity in streams: the influence of environmental heterogeneity on patterns and processes in streams. *J. N. Benthol. Soc.*, **16**: 169-173.
- Raman, C.V. 1928. A New Radiation. *Indian Journal of Physics*, **2**:387.
- Research Systems. 2005. ENVI User's Guide, ENVI Version 4.2. Research Systems, Inc., Boulder, CO 80301.
- Rosso, P.H., S.L. Ustin, & A. Hastings. 2006. Use of lidar to study changes associated with *Spartina* invasion in San Francisco Bay marshes. *Remote Sensing of Environment*, **100**: 295-306.
- Roughgarden, J., S.W. Running, & P.A. Matson. 1991. What does remote sensing do for ecology? *Ecology*, **72**: 1918-1922.
- Segelstein, D.J. 1981. The complex refractive index of water. University of Missouri-Kansas City.
- Straatsma, M.W., & H. Middelkoop. 2006. Airborne laser scanning as a tool for lowland floodplain vegetation monitoring. *Hydrobiologia*, **565**: 87-103.
- Tremblay, B. 2002. Les milieux humides côtiers du sud de la Gaspésie. Comité ZIP Baie des Chaleurs, 218 p.
- Wang, C., and W. Philpot. 2007. Using airborne bathymetric lidar to detect bottom type variation in shallow waters. *Remote Sensing of Environment*, **106**:123-135.
- Worm, B., Barbier, E.B., Beaumont, N., Duffy, J. E., Folke, C., Halpern, B. S., Jackson, J. B. C., Lotze, H. K., Micheli, F., Palumbi, S. R., Sala, E., Selkoe, K. A., Stachowicz, J. J., and R. Watson. 2006. Impact of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Sciences*. **314** (5800): 787-790.

Appendices

Appendice A : Phytocénoses des milieux humides littoraux de la Gaspésie méridionale

L'apanage des écosystèmes humides maritimes (dits aussi « côtiers ») diffère des autres groupes de terres humides sur deux points majeurs modelant leurs caractères biophysiques : ils sont soumis, d'une part, à l'influence tidale et, d'autre part, à la salinité de l'eau (salée ou saumâtre) et du sol. Cependant, dans le système écologique global des milieux humides, on trouve fréquemment des habitats non humides, voire xériques. Une étude de milieu humide en excluant ces composantes, éléments prépondérants de la dynamique biophysique et de la diversité spécifique, serait empreinte de négligence. Les associations végétales les plus répandues dans les milieux humides côtiers du sud de la Gaspésie sont présentés par composantes physiographiques.

➤ À travers leur composition sablo-graveleuse et leur élévation par rapport à la nappe phréatique, les cordons littoraux sont colonisés par une végétation psammophile et xérophytique. Les groupements herbacés sont largement dominés par deux espèces de la famille des Poacées, dont les rhizomes fixent efficacement les sédiments : l'élyme des sables (*Leymus mollis*) et l'ammophile à ligule courte (*Ammophila breviligulata*). La gesse maritime (*Lathyrus japonicus*), l'arroche prostrée (*Atriplex prostrata*), le caquiller édentulé (*Cakile edentula*) et le chénopode de Berlandier variété à grand calice (*Chenopodium berlandieri* var. *macrocalycium*) sont également des espèces indigènes très fréquentes, qui dominant ou sous-dominent occasionnellement les groupements.

➤ La zostère marine (*Zostera marina stenophylla*) est certainement la reine des slikkes et y forme parfois des herbiers aquatiques très étendus dans les lagunes des barachois ou sur les estrans sablo-limoneux le long de la côte. Halophyte stricte, elle est la seule plante vasculaire à coloniser ces habitats. La slikke abrite aussi assez souvent des groupements alguaux. Les algues les mieux représentées sont celles de la famille des Chlorophycées avec l'entéromorphe (*Enteromorpha* sp.) et la laitue de mer (*Ulva* sp.). En présence de substrats plus grossiers, des algues brunes (Phéophycées) font leur

apparition : fucus bifide (*Fucus distichus*) et vésiculeux (*F. vesiculosus*) ainsi qu'ascophylle noueux (*Ascophyllum nodosum*).

➤ La haute-slikke est le siège incontesté d'une autre halophyte vraie, la spatine alterniflore, qui couvre fréquemment de vastes étendues de ses tiges jaunâtres et luxuriantes. Elle est souvent accompagnée, ou remplacée, par de petites halophytes comme la spergulaire du Canada (*Spergularia canadensis*), la salicorne d'Europe (*Salicornia maritima/depressa*), le plaintain maritime (*Plantago maritima juncoïdes*), le suéda maritime (*Sueada maritima*) et même le troscart de Gaspésie (*Triglochin gaspensis*), une espèce susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable au Québec.

➤ Des sous-zones du schorre sont discernées grâce aux indicateurs botaniques, témoins de l'influence de la submersion tidale. Ainsi, la partie inférieure du schorre est dominée par une autre espèce du genre spartine, plus petite que la spartine alterniflore mais également halophyte vraie, la spartine étalée (*Spartina patens*), qui tolère 6% de son temps inondée (Fleurbec, 1985). Les espèces qui l'accompagnent le plus fréquemment sont la limonie de Caroline (*Limonium carolinianum*), le jonc de Gérard (*Juncus gerardii*), le glaux maritime (*Glaux maritima*) et la fétuque rouge (*Festuca rubra*). La zone en amont de cet étage est submergée encore plus rarement et constitue l'herbaçaie salée. Il s'agit de la strate de marais maritime la plus représentée dans les milieux humides du sud de la Gaspésie. Elle couvre dans certains milieux des dizaines voire des centaines d'hectares de sa végétation dense et luxuriante. Sept espèces, les deux premières le plus souvent dominantes ou sous-dominantes, composent l'essentiel des herbaçaies salées et y sont ubiquistes : jonc arctique (*Juncus arcticus balthicus*), fétuque rouge, hiérocloé odorante (*Hierochloa odorata*), verge d'or toujours verte (*Solidago sempervirens*), argentine ansérine (*Argentina anserina*), aster de Nouvelle-Belgique (*Symphotricum novi-belgii n.-b.*) et la sous-espèce des marécages du laitern des champs (*Sonchus arvensis uliginosus*). Les cariçaies sont aussi très répandues dans les herbaçaies salées et sont très largement dominées par le carex paléacé (*Carex paleacea*), qui est parfois remplacé par le carex dressé (*Carex recta*). Enfin, les enclaves de marelles constituent l'habitat de prédilection de la ruppie maritime (*Ruppia maritima*), une halophyte vraie. Le pourtour des marelles rayonne en bandes convexes de spartine alterniflore, de scirpe maritime (*Bolboschoenus maritimus paludosus*), de renoncule

cymbalaire (*Ranunculus cymbalaria*) et d'éléocharides aciculaire et uniglume (*Eleocharis acicularis* et *E. uniglumis*).

➤ Les marécages arbustifs des milieux humides côtiers du sud de la péninsule possèdent aussi leur représentant vedette : le myrique baumier (*Myrica gale*). Une plante herbacée, le sangisorbe du Canada, l'accompagne presque toujours. Les deux autres espèces arbustives sont principalement l'aulne rugueux (*Alnus incana rugosa*), le saule de Bebb (*Salix bebbiana*) et le saule à tête laineuse (*Salix eriocephala*).

➤ Le peuplier baumier (*populus balsamifera*) est l'espèce maîtresse des marécages boisés, tant en termes de recouvrement que d'occurrence. Elle est la plupart du temps accompagnée de frêne noir (*Fraxinus nigra*) et d'orme d'Amérique (*Ulmus americana*). L'épinette blanche, le mélèze larcin et occasionnellement le thuya occidental (*Thuja occidentalis*) représentent les principales espèces résineuses des marécages boisés. Quant à la strate arbustive, le frêne noir sera surtout observé, le cerisier de Virginie (*Prunus virginiana*) et diverses espèces de gadelliers et de groseilliers (genre *Ribes*). La strate herbacée est généralement très diversifiée mais la matteuccie fougère-à-l'autruche (*Matteuccia struthiopteris pensylvanica*), l'onoclée sensible (*Onoclea sensibilis*), la ronce pubescente (*Rubus pubescens*), le prêle des champs (*Equisetum arvense*), le maïanthème étoilé (*Maianthemum stellatum*) et le pigamont pubescent (*Thalictrum pubescens*) sont certainement les espèces les plus fréquentes et les plus abondantes.

Appendice B : Principales faunes aviaires, ichthyennes, mammifères, benthiques et pélagiques de la Gaspésie méridionale

1. Faune aviaire :

De part leur diversité d'habitats, les milieux humides côtiers sont très favorables pour un grand nombre d'oiseaux. En rassemblant diverses sources, 240 espèces observées dans les marais maritimes ou les territoires environnants peuvent être inventoriés. Parmi ces dernières, le grand héron (*Ardea herodias*) est certainement le symbole par excellence des milieux lagunaires de la péninsule. À cet oiseau symbolique, se rajoute le martin-pêcheur d'Amérique (*Ceryle alcyon*) et la sterne pierregarin (*Sterna hirundo*), omniprésents et parfois abondants dans les milieux humides côtiers. Deux importants groupes d'oiseaux sont également étroitement associés à ces types d'écosystèmes : les oies et les canards (Anatidés) ainsi que les oiseaux limicoles (bécasseaux, pluviers, etc.).

Pour les Anatidés, ces milieux se démarquent particulièrement quant à leur importance comme sites de halte migratoire. Ils s'y arrêtent au printemps et à l'automne pour se reposer et s'alimenter avant de cheminer vers leurs quartiers de nidification ou d'hiver.

Les vastes estrans vaseux émergeant au jusant, inhérents des milieux humides côtiers, constituent des sites privilégiés pour l'alimentation des oiseaux limicoles, à travers l'abondance de petits invertébrés benthiques qu'ils abritent.

La densité de la végétation et la diversité de l'étagement végétal rendent ces lieux fort propices à la nidification et à l'alimentation des passereaux. Par ailleurs, la grande production d'insectes et d'arachnides dans ces écosystèmes en font des garde-manger assurés.

Les rapaces sont également bien représentés dans ces endroits de chasse. Le faucon émerillon (*Falco columbarius*) et le busard Saint-Martin (*Circus cyaneus*) ont été observés à chasser en rase-mottes dans les herbaçaiés salées.

Les Laridés, très abondants, ne doivent pas être négligés et ils sont essentiellement représentés par le goéland argenté (*Larus argentatus*), marin (*L. marinus*) et, dans une moindre mesure, le goéland à bec cerclé (*L. delawarensis*) et la mouette de Bonaparte (*L. philadelphia*).

2. L'ichthyofaune :

Comme c'est le cas pour la végétation, ce n'est pas la diversité spécifique en poissons fréquentant les marais maritimes qui rend ces écosystèmes remarquables, mais bien plutôt l'abondance des individus qui s'y retrouvent. Toutes sources colligées, un total de 38 espèces ont été répertoriées dans les milieux humides côtiers du sud de la Gaspésie. L'émissaire ichtyen par excellence est sans équivoque le choquemort, (*Fundulus heteroclitus*). Cette espèce fourragère est suivie, en terme d'abondance d'individus, par les épinoches (genres *Pungitius*, *Gasterosteus* et *Apeltes*). Le choquemort affiche une amplitude écologique impressionnante; il s'accommode dans des habitats aux conditions physico-chimiques extrêmes. Il est retrouvé dans des marelles et chenaux secondaires où l'évaporation concentre le sel et où l'exposition solaire hausse drastiquement la température, et ce pour tous ses stades ontogénétiques.

3. La faune mammifère :

Le mammifère le plus fréquent est le rat-musqué commun (*Ondatra zibethicus*). Via ses pistes, le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) a été aussi rapporté à plusieurs reprises. Bien que la littérature ne foisonne pas d'occurrences des micromammifères, ces écosystèmes semblent être d'un grand intérêt pour ce groupe d'animaux. Les parties supérieures des schorres (herbaciaies salées) où la végétation est haute et dense leur offre un bon couvert de protection. L'abondante végétation et la productivité en insectes en font des garde-manger bien fournis tant pour les espèces insectivores, omnivores qu'herbivores. La présence des micromammifères est d'ailleurs attestée par l'observation répétée du busard Saint-Martin en chasse dans ces schorres.

4. La faune invertébrée benthique et pélagique :

Parmi les nombreuses espèces composant la faune invertébrée macrobenthique et zooplanctonique du sud de la Gaspésie, les plus connues sont certainement deux mollusques bivalves : la mye commune (*Mya arenaria*) et la moule bleue (*Mytilus edulis/trossulus*). En terme d'abondance, la faune benthique des slikkes est surtout dominée par les vers polychètes, principalement *Nereis diversicolor*. Toutefois, les spionidae *Prionospio steenstrupi* et *Spiophanes bombyx*, ainsi que le polynoidae

Harmathoe imbricata peuvent être dominants. Aussi, la macoma baltique (*Macoma balthica*), mollusque bivalve, est aussi très fréquente et parfois abondante au sein des estrans vaseux. Elle peut être accompagnée par une autre espèce de bivalve *Spisula* spp. et un petit mollusque gastéropode, l'hydrobie minuscule (*Hydrobia minuta*). Plus en aval, l'espèce majoritaire des gastéropodes est *Nassarius trivittatus*. Les échinodermes, *Echinarachnius parma* ou Dollars des sables et l'étoile de mer *Henricia sanguinolea* sont aussi présents. Un représentant des crustacés décapodes mérite une vive attention : la crevette grise (*Crangon septemspinosus*). Les crustacés copépodes dominent systématiquement les communautés zooplanctoniques. Les autres groupes de crustacés (amphipodes, décapodes, mysidacés, isopodes, cladocères, cirripèdes), les vers polychètes ainsi que les larves de poissons sont aussi bien représentés au sein de la colonne d'eau.

Appendice D : Fiche technique du SHOALS-3000

SHOALS-3000 Specifications/Deliverables

Hydrographic Mode

Measurement rate	3,000 Hz
Operating altitude	300 – 400 m (for maximum depth)
Depth measurement accuracy	HO Order 1 (2.5 cm, 1 σ)
Horizontal accuracy	HO Order 1 (2.5 m, 1 σ)
Minimum depth	0.2 m
Maximum depth	50 m
Soundings density	2x2, 3x3, 4x4, 5x5 m
Swath width	Variable, up to 0.75 x altitude
Typical swath width	300 m [@ 4x4 m]
Typical aircraft speed	125 – 260 knots
Eyesafe altitude	150 m
Power requirements	70 A @ 28 VDC
Operating temperature	5 – 40°C
Storage temperature	-20 – 60°C
Humidity	0 – 95% non-condensing
Laser classification	Class IV laser product (US FDA 21 CFR 1040) (IEC 60825-1 Ed. 1,2)
Compliance	Airworthiness certified to RTCA DO-160D standard

Optional Topographic Mode

Measurement rate	20 kHz
Operating altitude	300 – 1000 m
Horizontal accuracy	2.0 m, 1 σ , DGPS
Vertical accuracy	2/1,000 x altitude, KGPS 25 cm, 1 σ

Airborne System Dimensions and Weights

Sensor	70 W x 60 D x 60 H cm; 77 kg
Operator rack	53 W x 73 D x 62 H cm; 55 kg
Chiller rack**	53 W x 65 D x 44 H cm; 40 kg
Laser rack**	53 W x 60 D x 49 H cm; 45 kg

* For use for specific
and certain other use
with caution at a limited
speed and altitude



SHOALS-3000 System Hardware

- Sensor sub-system
- Operator rack
- Spare laser head
- Transport cases
- GPS and DGPS aircraft antennas
- Laser racks
- All interconnect cables
- Spare sensor computer
- Planning and diagnostic laptop

SHOALS-3000 System Software

Ground Control System (GCS) data processing software
(two permanent security keys or licenses) including:

MAPS - Management and Planning Software: GCS module for creating flightlines, establishing data collection attributes for these lines and allocating flightlines to a SHOALS-3000 lidar mission.

DAVIS - Downloading - Autoprocessing - Visualization Software: GCS module for downloading, processing, viewing, cleaning, and editing data collected by SHOALS-3000.

• **Fledermaus®** Embedded 3D, area-based data visualization and editing system

• **POS Post-Processing Package (POSPac)** including:
POS Proc
POS GPS

STARS - Statistical Tracking and Reporting Software: GCS module that generates project, mission, and flightline reports to track survey progress and system maintenance.

Specifications subject to
change without notice.

** Chiller and laser racks
can be stacked.



Leader In Bathymetric Lidar Solutions for Shoreline Mapping

300 Interchange Way • Vaughan, ON • Canada L4K 5Z8

Web: www.shoals.ca • Email: shoals3000@optech.ca

© Copyright 2000, Optech Inc. All rights reserved. 02738

Optech

Appendice E : Code IDL d'un fichier LAS

- function InitHeaderLAS

```
compile_opt idl2, logical_predicate
```

```
; Define the public header structure
```

```
header = { $
  signature      : byte('LASF'), $           ; File signature
  fileSource     : 0US, $                   ; File source ID
  reserved       : 0US, $                   ; Reserved
  guid1          : 0UL, $                   ; Project ID - GUID data 1
  guid2          : 0US, $                   ; Project ID - GUID data 2
  guid3          : 0US, $                   ; Project ID - GUID data 3
  guid4          : bytarr(8), $             ; Project ID - GUID data 4
  versionMajor   : 1B, $                   ; Version major
  versionMinor   : 1B, $                   ; Version minor
  systemID       : bytarr(32), $           ; System identifier
  softwareID     : bytarr(32), $           ; Generating software
  day            : 0US, $                   ; File creation day of year
  year           : 0US, $                   ; File creation year
  headerSize     : 227US, $                 ; Header size
  dataOffset     : 227UL, $                 ; Offset to point data
  nRecords       : 0UL, $                   ; Number of variable length records
  pointFormat    : 0B, $                   ; Point data format ID
  pointLength    : 20US, $                 ; Point data record length
  nPoints        : 0UL, $                   ; Number of point records
  nReturns       : ulonarr(5), $           ; Number of points by return
  xScale         : 0D, $                   ; X scale factor
  yScale         : 0D, $                   ; Y scale factor
  zScale         : 0D, $                   ; Z scale factor
  xOffset        : 0D, $                   ; X offset
  yOffset        : 0D, $                   ; Y offset
  zOffset        : 0D, $                   ; Z offset
  xMax           : 0D, $                   ; Max X
  xMin           : 0D, $                   ; Min X
  yMax           : 0D, $                   ; Max Y
  yMin           : 0D, $                   ; Min Y
  zMax           : 0D, $                   ; Max Z
  zMin           : 0D, $                   ; Min Z
}
```

```
; Set the software ID
```

```
header.softwareID = byte('LidarTools, IDL ' + !version.release)
```

```
; Set the creation date
```

```
date = bin_date(systemtime(/utc))
```

```
day = julday(date[1],date[2],date[0]) - julday(1,1,date[0]) + 1
```

```
header.day = uint(day)
header.year = uint(date[0])
```

```
return, header
```

```
end
```

- function InitRecordLAS, noData = noData

```
compile_opt idl2, logical_predicate
```

```
; Define the variable length header structure
```

```
record = {formatR0, $
    signature      : 0US, $           ; Record signature
    userID         : bytarr(16), $    ; User ID
    recordID       : 0US, $           ; Record ID
    recordLength   : 0US, $           ; Record length after header
    description    : bytarr(32) $     ; Description
}
```

```
if ~ keyword_set(noData) then record = {formatR1, inherits formatR0, data : ptr_new(/allocate)}
; Data pointer
```

```
return, record
```

```
end
```

Appendice F : Code IDL d'un fichier *INW*

- pro InitHeaderINW, header

compile_opt idl2, logical_predicate

; Define and read public header structure

```
header = { $
  text_block      : bytarr(2048), $      ; Startup Text block
  start_time      : 0ULL, $             ; Microsecond resolution timestamp
  stop_time       : 0ULL, $             ; Microsecond resolution timestamp
  file_size       : 0ULL, $             ; File size in bytes
  TBD_13          : ulon64arr(13), $    ; Masked field
  file_version    : 0.0, $              ; Version of the file
  gcs_version     : 0.0, $              ; Version of the Ground Control Software
  TBD_14          : ftarr(14), $        ; Masked field
  header_size     : 0, $                 ; Size of the header in bytes
  record_size     : 0, $                 ; Size of the record in bytes
  num_records     : 0, $                 ; Number of records (shots) in the file
  deep_wave_size  : 0, $                 ; Size of the Deep waveform
  shallow_wave_size : 0, $               ; Size of the Shallow waveform
  ir_wave_size    : 0, $                 ; Size of the Infra Red waveform
  raman_wave_size : 0, $                 ; Size of the Raman waveform
  ab_system_type  : 0, $                 ; ab_system_type
  ab_system_numbe : 0, $                 ; ab_system_number (1-4)
  rep_rate        : 0, $                 ; Scanning repetition rate of Hydro laser
  fill_i32        : intarr(9), $        ; Masked field
  flightline      : 0U, $               ; Flightline number
  flightline_type : 0, $                 ; 0:production, 1:refly, 2:crosscheck, 3:fill in,
                                          4:calibration, 5:other
  TBD_30          : intarr(30), $       ; Masked field
  project         : bytarr(256), $      ; Project name for data
  mission         : bytarr(256), $      ; Mission data was collected in
  dataset         : bytarr(256) $       ; Dataset data is take from
}
```

end

- pro InitDataINW, pData

compile_opt idl2, logical_predicate

; Define the data structure

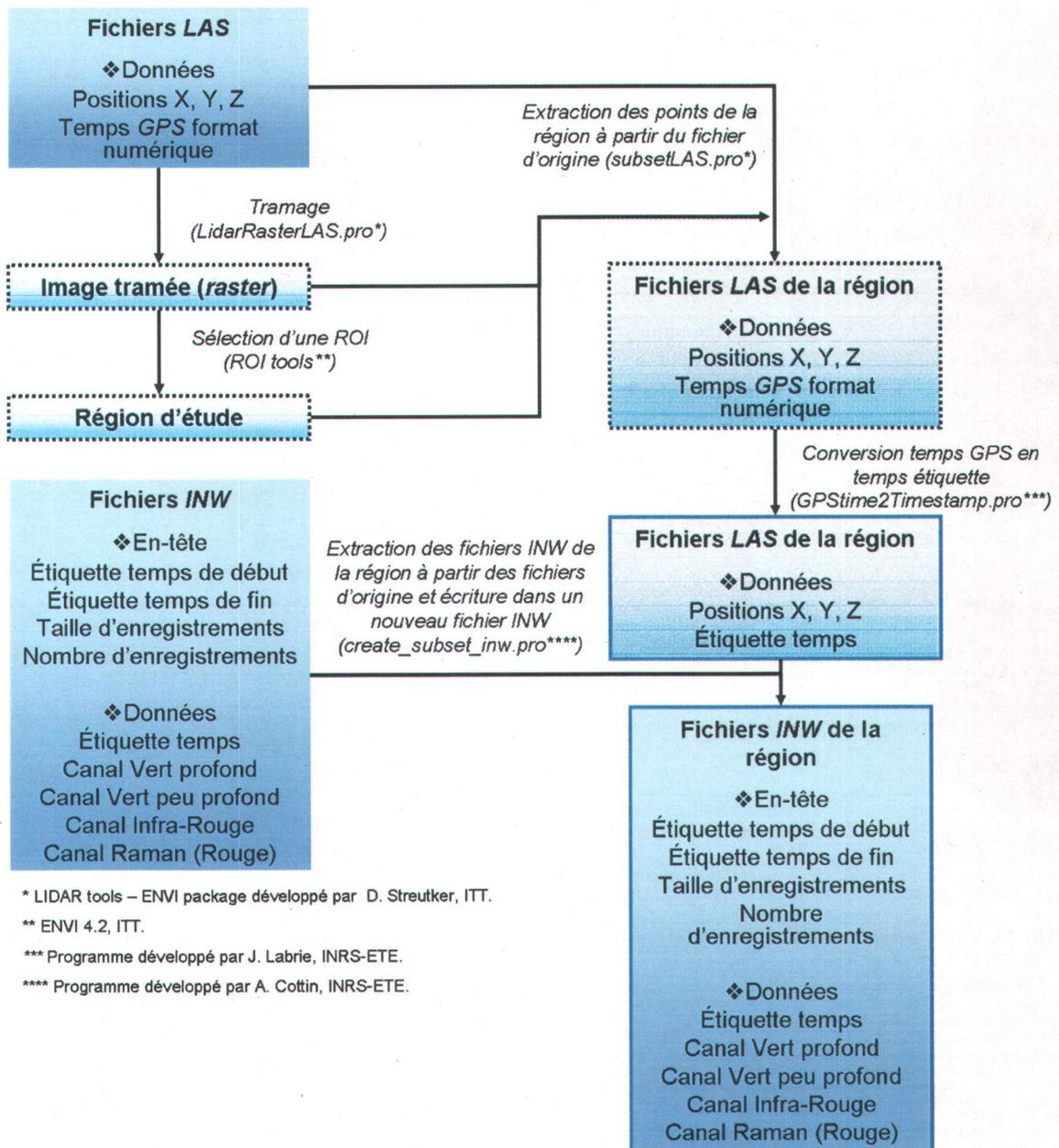
```
pData = { $
  timestamp      : 0ULL, $             ; timestamp
  ;shot_id       : 0L, $                ; Shot counter
```

```

;env_temp      : 0B, $      ; Aircraft temperature
;TDB           : 0B, $      ; Optech internal use
;laser_energy  : 0, $       ; Green laser energy in microjoules (div by 1000
                           ; for millijoules)
;fill_chars2   : bytarr(88), $ ; Optech internal use
;deep_wave     : bytarr(501), $ ; Bottom channel; measures above surface to
                           ; ~50m
;shallow_wave  : bytarr(201), $ ; Bottom channel; measures above surface to
                           ; ~17m
;ir_raw_wave   : bytarr(201), $ ; Surface channel; measures form about 15
                           ; meters above surface, no depths
;raman_wave    : bytarr(81) $ ; Surface channel; measures form just above
                           ; surface
}
end

```

Appendice G : Démarche d'extraction d'une région d'intérêt



* LIDAR tools – ENVI package développé par D. Streutker, ITT.

** ENVI 4.2, ITT.

*** Programme développé par J. Labrie, INRS-ETE.

**** Programme développé par A. Cottin, INRS-ETE.

Appendice H : Code IDL de conversion du temps *GPS* numérique en temps étiquette

- pro GpsTime2Timestamp, gpsTime, JulianDay, year, Timestamp

; Initialisation timestamp au format

```
Timestamp = 0ULL
JulianDay = ULONG(JulianDay)
year = ULONG(year)
```

```
SEC_TO_MICROSEC = 10.0d^6
POSIXT_GPS99_SECOND_OFFSET = ULONG64(935280000)
```

```
;From timestampunix.com : TIME STAMP: 935280000
;DATE: 08 / 21 / 99 @ 11:59pm+1 OR 22/08 at midnight
```

```
;Nope First GPS rollup 06/08/1999
```

```
;GPS week since 1999 to fit within [0@1024]
;20 weeks from 06 aug 1999 to 2000
nbWeek = ((year-2000)*52) + FLOOR(JulianDay/7) + 20
```

```
Timestamp = ULONG64((gpsTime * SEC_TO_MICROSEC) + ((nbWeek) * (60.0 * 60.0 * 24.0 *
7.0) * SEC_TO_MICROSEC) + (POSIXT_GPS99_SECOND_OFFSET *
SEC_TO_MICROSEC))
```

END

Appendice I : Signification écologique des indices du paysage

Area (ou Aire)

Class Area (ou Aire de la Classe) correspond à la somme des aires (m^2) de tous les parcelles, inhérentes à la classe, divisée par 10 000 (conversion en hectares); c'est-à-dire, l'aire totale de la classe.

Percentage of LANDscape (ou Pourcentage du Paysage) correspond à la somme des aires (m^2) de tous les parcelles, inhérentes à la classe, divisée par l'aire totale du paysage (m^2), multipliée par 100 (conversion en pourcentage).

Ces deux métriques, l'une absolue et l'autre relative, témoignent de la surface occupée par un habitat benthique. La famille **Aire** fournit donc des informations structurales (ou morphologiques) quant à l'extension spatiale, optimale ou contrainte, d'un habitat. Cette notion de quantification de l'étendue pourra être enrichie par les métriques de quantification de la forme géométrique de l'habitat.

Patch (ou Parcelle)

Patch Density (ou Densité de Parcelle) correspond à la somme du nombre des parcelles, inhérentes à la classe, divisée par l'aire totale du paysage (m^2), multipliée par 10 000 et 100 (conversion en 100 hectares).

Cette métrique indique la densité de fragmentation de l'habitat au sein du paysage investigué.

Landscape Patch Index (ou Indice de Parcelle du Paysage) correspond à l'aire (m^2) de la plus grande parcelle, inhérente à la classe, divisée par l'aire totale du paysage (m^2), multipliée par 100 (conversion en pourcentage).

Cette métrique met en relief la proportion de la plus grande parcelle de l'habitat au sein du paysage, c'est-à-dire, la surface considérée comme optimale pour ce type d'habitat, dans ces conditions écopaysagères.

Edge (ou Bord)

Edge Density (ou Densité de Bord) correspond à la somme des longueurs (m) de tous les segments délimitant la classe, divisée par l'aire totale du paysage (m^2), multipliée par 10 000 (conversion en hectares).

Il s'agit ici de quantifier la densité des zones de bordure et écotonales, donc de l'effet de Bord, centrés sur un habitat particulier. Une approche de dynamique paysagère y est corrélée.

Shape (ou Forme)

Landscape Shape Index (ou Indice de Forme du Paysage) correspond à la longueur totale de bord (ou périmètre), inhérent à la classe, divisé par la longueur minimale du bord de la classe, possible pour une classe agrégée de manière maximale, ce qui est obtenu quand la classe est rassemblée en une unique parcelle compacte.

Cette métrique (morphologique) offre une mesure de l'agrégation spatiale de l'habitat d'intérêt.

normalized Landscape Shape Index (ou Indice de Forme du Paysage normalisé) correspond à la longueur totale de bord, retranchée de la longueur minimale de bord, possible pour une classe agrégée de manière maximale, ce qui est obtenu quand la classe est rassemblée en une unique parcelle compacte, divisée par la longueur maximale retranchée de la longueur minimale de bord.

Cette métrique permet de mesurer aussi l'agrégation spatiale de l'habitat, mais, cette fois-ci, en rehaussant la résolution de l'analyse, aux dimensions pertinentes de l'habitat.

Shape (ou Forme) correspond au périmètre de parcelle divisé par le périmètre minimal, possible pour une classe agrégée de manière maximale.

Cette métrique constitue la plus simple et la plus directe mesure de la complexité écopaysagère de la forme totale d'un habitat (par rapport à un carré minimal).

Circle (ou Cercle) correspond à 1 retranché de l'aire de parcelle (m^2) divisé par l'aire du plus petit cercle circonscrit.

Cette métrique décrit la complexité écopaysagère de la forme totale d'un habitat (par rapport à un cercle minimal).

Perimeter Area Ratio (ou R_{Atio} Périmètre/Aire) correspond au ratio du périmètre de parcelle (m) et de l'aire (m^2).

Les valeurs prises par cette métrique tendent à décrire le degré de complexité spatiale de l'habitat. Ce gradient oscille donc entre un habitat très agrégé (habitat-matrice, source) et un habitat très fragmenté (habitat-archipel, puits).

FRACtal dimension index (ou indice de dimension fractale) correspond à deux fois le logarithme du périmètre de parcelle (m) divisé par le logarithme de l'aire de parcelle (m^2).

Cette métrique quantifie la relation de la complexité de l'habitat à travers les échelles spatiales.

Perimeter Area Ratio FRACtal dimension index (ou indice de dimension fractale du R_{Atio} Périmètre/Aire) correspond à deux divisé par la pente de la ligne de régression, obtenue en régressant le logarithme de l'aire de parcelle (m^2) en fonction du logarithme du périmètre de parcelle (m).

Cette métrique quantifie la relation de la complexité de l'habitat à travers les échelles spatiales.

Contiguity-Interspersion (ou Contiguïté-Entremêlement)

Percentage of Like ADJacencies (ou Pourcentage de Pseudo-ADJacences) correspond au nombre de pseudo-adjacences, inhérentes à la classe, divisé par le nombre total d'adjacences de cellules, inhérentes à la classe, multiplié par 100 (conversion en pourcentage).

Cette métrique (morphologique) mesure le degré d'agrégation d'un habitat d'intérêt.

CLUMPY (ou Massif) correspond à l'écart proportionnel de la proportion de pseudo-adjacences, inhérentes à la classe, de celle attendue avec une distribution spatialement aléatoire.

Cet indice d'agrégation tient compte du fait que la proportion de pseudo-adjacences sera égale à P_i pour une distribution totalement aléatoire.

Aggregation Index (ou Indice d'Agrégation) correspond au nombre de pseudo-adjacences, inhérentes à la classe, divisé par le nombre maximum de pseudo-adjacences, inhérentes à cette classe, obtenu quand la classe est rassemblée en une unique parcelle compacte, multiplié par 100 (conversion en pourcentage).

Cet indice ne tient compte que des pseudo-adjacences impliquées dans l'habitat d'intérêt.

CONTIGuity distribution index (ou index de la distribution de la CONTIGuïté) correspond à la valeur moyenne de contiguïté pour les cellules d'une parcelle retranchée de 1, divisée par la somme des valeurs-gabarits (13 dans ce cas) retranchée de 1.

Ici est évaluée la connectivité spatiale des parcelles afin de déterminer la configuration des limites de parcelle, et ainsi, évaluer les flux (dynamiques) entre parcelles d'un même habitat (cf. métapopulation).

Interspersion and Juxtaposition Index (ou Indice de juxtaposition et d'entremêlement) correspond à moins la somme de la longueur (m) de chaque type de bord, inhérent à une classe, divisé par la longueur (m) totale du bord, inhérent à la classe, multiplié par le logarithme de la même quantité, sommé pour chaque type de bord, divisé par le logarithme du nombre de parcelles moins 1, multiplié par 100 (conversion en pourcentage).

Cet indice de quantification des flux entre parcelle est ici basé sur l'adjacence des parcelles, et non des cellules (comme Contiguïté).

landscape DIVISION index (Indice de DIVISION du paysage) correspond à 1 moins la somme de l'aire de parcelle (m^2) divisé par l'aire totale du paysage (m^2), quantité élevée au carré, sommée à travers toutes les parcelles de la classe.

Cet indice est basé sur la distribution de l'aire de parcelle cumulée et est interprété comme la probabilité que deux pixels aléatoirement choisis au sein du paysage ne soient pas associés au même habitat.

SPLITting index (ou indice de fragmentation) correspond à l'aire totale du paysage (m^2) élevée au carré, divisée par la somme de l'aire de parcelle (m^2) élevée au carré, sommée à travers toutes les parcelles de la classe.

Cet indice est basé sur la distribution de l'aire de parcelle cumulée et est interprété comme le nombre de maille efficace, c'est-à-dire, le nombre de parcelles avec une taille de parcelle constante quand l'habitat est subdivisé en S parcelles (S est l'indice de fragmentation).

effective MESH Size (ou taille de maille efficace) correspond à la somme de l'aire de parcelle, élevée au carré, sommée à travers les parcelles de la classe, divisée par l'aire totale du paysage (m^2), divisée par 10 000 (conversion en hectares).

Cet indice est basé sur la distribution de l'aire de parcelle cumulée et est interprété comme la taille des parcelles quand l'habitat est subdivisé en S parcelles (S est l'indice de fragmentation).

Connectivity (ou Connectivité)

CONNECTance (ou *CONNECTance*) correspond au nombre de jonctions fonctionnelles entre toutes les parcelles d'une classe, divisé par le nombre total de jonctions possibles entre toutes les parcelles de la classe, multiplié par 100 (conversion en pourcentage).

patch COHESION index (ou indice de COHÉSION de parcelle) correspond à 1 moins la somme des périmètres de parcelle (en termes du nombre de surface de cellules) divisé par le somme des périmètres de parcelle multiplié par la racine-carrée de l'aire de parcelle (en termes du nombre de cellules) de la classe, divisé par 1 moins 1 sur la racine-carrée du nombre totale de cellules dans le paysage, multiplié par 100 (conversion en pourcentage).

Cette métrique indique précisément si un habitat est en mesure d'échanger (flux énergétiques et génétiques) avec des parcelles voisines, localement, et donc d'assurer sa pérennité. Cette famille sera donc fortement à envisager pour étudier la dynamique écopaysagère et de prédire sa résistance à des scénarios de fragmentation de divers degrés.

Appendice J : Marais maritime lagunaire de Saint-Siméon-est

- *Géomorphologie*

D'une superficie totale de 37 ha (marais : 21.5; pseudo-lagune : 6; flèche ouest : 8.5; flèche est : 1), ce marais salé forme au niveau d'un léger rentrant du trait de côte et isolé au sud par un large cordon littoral. Ce dernier est attaché à la côte à son extrémité ouest et s'allonge vers le large en direction sud-est sur plus de 900 m. Il atteint sa largeur maximale de 185 m dans sa portion est, pour ensuite se rétrécir graduellement en une pointe acérée qui est le lieu de rencontre d'un second cordon littoral, plus modeste et moins stabilisé. Celui-ci, d'une largeur moyenne de 30 m, serpente vers le nord-nord-est sur 275 m. Entre ce cordon et la limite est de l'autre cordon littoral se trouve une petite baie peu profonde ouverte au nord-est qui tient office de pseudo-lagune (slikke).

La côte et les deux flèches littorales forment une entité grossièrement triangulaire très similaire aux barachois lagunaires de Carleton et Paspébiac. Toutefois, du côté est, le milieu n'est qu'à moitié fermé par la flèche, laquelle est encore rudimentaire. De ce fait, il ne constitue pas vraiment un barachois mais plutôt un écosystème intermédiaire qui pourrait éventuellement évoluer vers un barachois lagunaire par l'allongement de la flèche est. Il pourrait cependant être considéré comme une lagune ouverte (Paskoff, 1993).

La majeure partie du marais est constituée d'une mosaïque de marelles extrêmement élaborée. La moitié sud de cette zone semble inondée de façon régulière : les marelles sont remplies d'eau. À l'opposé, la moitié nord s'assèche complètement et arbore dans sa partie ouest un modelé de complexité : un réseau alvéolaire de dépressions à fond vaseux asséché et découpé par des fentes de dessiccation polygonales, séparées entre elles par des lanières de végétation.

Un petit chenal en cul-de-sac longe la face interne de la flèche ouest. Au nord-est du milieu, deux bras d'un ruisselet sans toponyme se fusionnent en un chenal unique qui traverse le marais. Ces deux chenaux se rejoignent au niveau de leur embouchure dans la slikke.

- *Groupements végétaux*

- La haute-slikke à *Spartina alterniflora* (en bordure des chenaux). Les rives de la baie située entre les deux flèches sont colonisées par des communautés d'halophytes basses : *Spergularia salina* et *S. canadensis*, *Suaeda maritima* et *S. americana*, *Salicornia europea*, *Salsola soda*.

- Le schorre inférieur à *Spartina alterniflora*, *Spartina patens*, *Limonium carolinianum*, *Triglochin gaspensis* et *T. maritimum*, *Glaux maritima* et *Plantago maritima*.

- Herbaçaie salée : groupements à *Shoenoplectus tabernaemontanii*; *Calamagrostis stricta* et *Festuca rubra*; *Spartina patens* et *Carex paleacea*; *Spartina patens*, *Triglochin maritima* et *Calystegia sepium*; *Festuca rubra*, *Hierochloe odorata* et *Juncus arcticus balticus*; *Triglochin maritima*, *Blysmus rufus* et *Glaux maritima*; *Shoenoplectus tabernaemontanii* et *Plantago maritima*.

- Marécage arbustif : strate arbustive à fort recouvrement de *Myrica gale*.

- Marelles à *Ruppia maritima*. Des touffes de *Zostera marina* sont présentes dans la partie avale des chenaux.

- Prairie psammophile à végétation éparsse sur flèche est composée de *Elymus arenarius*, *Chenopodium berlandieri macrocalycium*, *Atriplex prostrata*, *Cakile edentula*, *Polygonum convolvulus* et *Arenaria peploides*.

La population de *Triglochin gaspensis* est une espèce susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable au Québec. Couvrant une superficie de 3000 m² (Fleurbec et coll., 1995), elle suscite un intérêt manifeste.

- *Aspects fauniques*

La pseudo-lagune comprise entre les deux cordons littoraux accueille au jusant une grande quantité et diversité d'oiseaux aquatiques. Visiblement privilégiée des limicoles, les pluviers semi-palmés et les bécasseaux minuscules ont y été comptés par dizaines lors des travaux d'inventaire de Tremblay (2002), en plus des bécasseaux semipalmés (*Calidris pusilla*) et des pluviers argentés (*Pluvialis squatarola*). Aussi largement fréquenté par le grand héron, les goélands marin, argenté et à bec cerclé, la mouette de

Bonaparte, le cormoran à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*), le balbuzard pêcheur (*Pandion haliaetus*) et la sauvagine (sarcelles à ailes vertes (*Anas crecca carolinensis*), canards noir (*Anas rubripes*) et colvert (*Anas platyrhynchos*), etc.). On peut également y observer le busard Saint-Martin chassant dans le marais en rase-motte. Cette richesse aviaire est corrélée avec les espèces caractéristiques de la communauté boréo-atlantique à *Macoma Balthica* (L.) inféodées (i) aux zones intertidales vaseuses riches en matière organique (polychète *Nereis virens* (Sars)) ou (ii) aux sables vaseux pauvres en matière organique (bivalves *Macoma balthica* et *Mya arenaria*).

➤ La portion de marais située à l'est du chemin d'accès à la flèche ouest abrite une colonie d'oiseaux nicheurs qui comprend l'une des six colonies gaspésiennes de sternes pierregarin.

➤ C'est aussi un habitat fréquenté par le rat-musqué commun et le cerf de Virginie (pistes dans le secteur nord-est).

➤ Les marelles et les chenaux sont colonisés par des choquemorts adultes et juvéniles et par des épinoches à 3 épines juvéniles.

➤ La zone comprise entre l'anse qui forme la limite est de ce marais et la base de la flèche littorale ouest du barachois de Bonaventure constitue le secteur coquiller G-10.4, fermé à la récolte. Les bancs de myes communes couvrent environ 19 ha et leur densité varie d'élevée à faible (PESCA, 2000). Un grand banc coquiller couvre le vaste estran sablo-vaseux qui s'étire de la pseudo-lagune derrière le cordon littoral est, vers l'est jusqu'au niveau de la route Forest.



Coenonympha tullia nipisiquit, endémique de la baie des Chaleurs.

Outre la primauté accordée à la présence des colonies de sternes pierregarin, le marais de Saint-Siméon-est recèle un joyau de biodiversité. En effet, le satyre fauve des Maritimes (*Coenonympha tullia nipisiquit*) (**Figure ci-dessus**), petit papillon brunâtre et ocre compense largement son allure sobre par son extrême rareté. De toutes les espèces fauniques et floristiques des milieux humides de la côte méridionale de la péninsule possédant un statut particulier, c'est le statut de ce papillon qui est le plus précaire et le plus alarmant. Considéré en voie de disparition au Canada (COSEPAC, 2001), il n'est connu que dans six endroits mondialement, tous situés dans la baie des Chaleurs : trois occurrences sur la rive néo-brunswickoise et trois sur la rive québécoise (Environnement Canada, 2001). Le satyre fauve des Maritimes est l'une des deux seules espèces de papillons au Canada à vivre exclusivement dans les marais maritimes.