



HAL
open science

Évaluation du service écosystémique de protection contre la submersion marine en milieu mégatidal : Baie du Mont Saint-Michel et Côte d'Émeraude

Antoine Mury

► **To cite this version:**

Antoine Mury. Évaluation du service écosystémique de protection contre la submersion marine en milieu mégatidal : Baie du Mont Saint-Michel et Côte d'Émeraude. Géomorphologie. Université Paris sciences et lettres, 2021. Français. NNT : 2021UPSLP024 . tel-03598195

HAL Id: tel-03598195

<https://theses.hal.science/tel-03598195>

Submitted on 4 Mar 2022

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THÈSE DE DOCTORAT
DE L'UNIVERSITÉ PSL

Préparée à l'École Pratique des Hautes Études

**Évaluation du service écosystémique de protection
contre la submersion marine en milieu mégatidal :
Baie du Mont-Saint-Michel et Côte d'Émeraude**

Soutenue par

Antoine MURY

Le 19 Mars 2021

École doctorale n° 472

**École doctorale de l'École
Pratique des Hautes Études**

Spécialité

**Géomorphologie : reliefs,
dynamique de la surface,
risques naturels**

Composition du jury :

Stéphane COSTA Professeur, Université de Caen Normandie	<i>Président</i>
Simona NICULESCU Maître de conférences HDR, Université de Bretagne Occidentale	<i>Rapportrice</i>
Marie-Hélène RUZ Professeure, Université du Littoral Côte d'Opale	<i>Examinatrice</i>
Aline AUBRY Maître de conférences, CUFR de Mayotte	<i>Examinatrice</i>
Samuel ETIENNE Directeur d'études, École Pratique des Hautes Études	<i>Directeur de thèse</i>
Antoine COLLIN Maître de conférences HDR, École Pratique des Hautes Études	<i>Directeur de thèse</i>



Résumé

Cette thèse porte sur le développement d'une méthodologie d'évaluation et de cartographie du service écosystémique de protection contre le risque de submersion marine, à partir de l'étude des systèmes écogéomorphologiques intertidaux de la baie du Mont-Saint-Michel et de la côte d'Émeraude.

Au lendemain de la tempête Xynthia de février 2010, la mise en œuvre des Plans de Prévention des Risques Littoraux sur les communes jugées « prioritaires », a soulevé la nécessité d'études approfondies des territoires, et notamment du rôle potentiellement protecteur joué par les systèmes écogéomorphologiques littoraux face au risque de submersion marine. Cette volonté de quantifier et spatialiser la protection offerte par la nature s'inscrit également dans un contexte global, d'adaptation aux effets du changement climatique et de recherche d'alternatives aux ouvrages d'ingénierie « grise », peu intégrés, et traditionnellement employés jusqu'alors pour protéger les enjeux littoraux.

Dans un premier temps, une revue de la littérature du service écosystémique de protection en milieu littoral est réalisée, en parallèle de l'analyse des caractéristiques physiques et socio-économiques des sites d'études. Elle permet ainsi d'identifier et caractériser les différents systèmes écogéomorphologiques tempérés enclins à atténuer les vagues, susceptibles d'entraîner la submersion des zones littorales.

Dans un second temps, différentes méthodologies de modélisation spatiale de l'atténuation des hauteurs significatives des vagues (H_{m0}), basées sur le couplage de données acquises *in situ* et *in silico*, sont mises en œuvre sur les systèmes écogéomorphologiques identifiés en baie du Mont-Saint-Michel et sur la côte d'Émeraude. Ces expérimentations visent à établir la pertinence des différentes sources d'imageries, passive et actives, pour la prédiction des valeurs d'atténuation.

Enfin, l'intégration de ces modélisations spatiales de l'atténuation des vagues par les systèmes écogéomorphologiques à des cartographies du risque de submersion marine est proposée. Cette avancée vise à permettre le ciblage des enjeux bénéficiant le plus de cette protection naturelle, et par opposition ceux en bénéficiant le moins, pour lesquels d'autres solutions de protection devront être envisagées pour faire face au risque de submersion marine.

Ainsi, cette thèse met en évidence, à travers les différentes modélisations spatiales réalisées, la capacité de plusieurs systèmes écogéomorphologiques du domaine intertidal tempéré à protéger, naturellement, mais de manière spatialement hétérogène, les enjeux littoraux au-devant desquels ils évoluent. Elle permet, d'une part, de souligner l'importance de la préservation voire de la restauration du milieu naturel littoral, et d'autre part, d'appréhender ces systèmes écogéomorphologiques en tant que sources d'entrée pour le développement de solutions d'ingénierie bio-inspirées.

Abstract

This thesis focuses on the development of a methodology for the evaluation and mapping of the ecosystem service of protection against the risk of marine flooding, on the basis of the study of the intertidal ecogeomorphological systems of the Bay of Mont-Saint-Michel and the Emerald Coast.

In the post-storm Xynthia period of February 2010, the implementation of Coastal Risk Prevention Plans in the municipalities identified as "priority", raised the need for extensive studies of the territories, and in particular of the potentially protective role that coastal ecogeomorphological systems could play against the risk of marine flooding. This aim to quantify and spatialize the protection offered by nature is also part of a global context of adaptation to the effects of climate change and the research for alternatives to "grey" engineering structures, which are not well integrated and which have traditionally been used until now to protect coastal issues.

The first phase consists of a review of the literature on the ecosystem service of protection in coastal areas, in addition to an analysis of the physical and socio-economic characteristics of the study sites. This review allows us to identify and characterise the various temperate ecogeomorphological systems that are susceptible to mitigate waves that could cause the submersion of coastal areas.

In a second step, several spatial modelling methodologies of the attenuation of significant wave heights (H_{m0}), based on the coupling of data acquired *in situ* and *in silico*, are implemented on the ecogeomorphological systems identified in the Bay of Mont-Saint-Michel and on the Emerald Coast. These experiments aim to demonstrate the relevance of different sources of imagery, both passive and active, for the prediction of attenuation values.

Finally, the integration of these spatial models of wave attenuation by ecogeomorphological systems into maps of the risk of marine submersion is proposed. This advance aims at allowing the identification of issues that benefit the most from this natural protection, as opposed to those that benefit the least, for which other protection solutions will have to be considered to face the risk of marine flooding.

Thus, this thesis highlights, through the various spatial models carried out, the ability of several ecogeomorphological systems in the temperate intertidal domain to protect, naturally but in a spatially heterogeneous manner, the coastal issues in front of which they develop. It allows, on the first hand, to underline the importance of the preservation or even restoration of the natural coastal environment, and on the second hand, to apprehend these ecogeomorphological systems as input sources for the development of bio-inspired engineering solutions.

Remerciements

Cette thèse, est l'aboutissement d'un long chemin, un peu plus de trois années de recherches, de hauts, de bas, de questions, de réponses parfois, de curiosité toujours.

Si ce manuscrit constitue un aboutissement personnel, le chemin pour y parvenir est quant à lui collectif, c'est pourquoi je souhaite remercier l'ensemble des personnes qui y ont pris part, de près ou de loin, par leur confiance, leur aide, leur soutien, leur amitié.

Tout d'abord, je souhaite remercier l'équipe du Centre de Géoécologie littoral de Dinard qui m'a accueillie et encouragée tout au long de cette thèse. Merci Samuel, pour la confiance accordée il y a de ça quatre ans et pour m'avoir lancé dans le grand bain de la recherche à travers cette thèse. Je souhaite également profondément remercier Antoine Collin, qui m'a accompagné, orienté et appris énormément tout au long de cette thèse, merci pour ton exigence ! Merci Hélène pour ta disponibilité, ton soutien et nos discussions.

Et ...*roulement de tambours*... Un énorme merci (pas certain que ça soit suffisant...), à ma collègue et amie Dorothée James, pour tout ! Quelle aventure cette thèse, ça mériterait bien une pause huître-vin blanc dans la baie ! Merci pour ton soutien, professionnel et personnel, sans faille !

Merci également à Bruno Caline, Thierry Robin et David Poncet pour m'avoir partagé vos connaissances et votre passion pour Saint-Malo et ses alentours, à Thomas Houet et Emilien Alvarez-Vanhard pour leur aide précieuse.

Un grand merci, à mes assistants de terrain d'un jour, et parfois colloc', Lucille, Orane, Nolwenn, Mathilde, Benjamin, Nikias, Anouk, Morgane et Victor, je suis ravi de ne pas avoir pataugé seul dans le froid et la vase !

Merci à mes amis de toujours, Morgane, Nicolas et William, loin de la côte d'Émeraude mais toujours là !

Merci à Jonathan, aux copains de Brest-même, Coline, Pat', Maxime Bobby, Marjo, Ju, Oliv', Victor, et de La Rochelle, Valentin, Max, Cyprien, Antoine, toujours là quand il faut !

Évidemment, merci aux copains presque malouins, Bastien, Marine, Nikias, Leslie, Mathilde, Clément, Julie, Baptiste, Seb', Justine, Sidoine, Marianne, Alexia, Quentin, Camille, Malvina, Pauline, Clarisse, Philou, Fabien, Nico... je vous attend où-vous-savez !

Svenja, ma première amie presque malouine ! Merci pour tout ! On sous-estime beaucoup trop le potentiel réconfortant d'une discussion entre doctorants, dans le froid de l'hiver malouin, autour de quelques pintes, à refaire le monde et râler ! *Révolte ! *

Et enfin, *last but not least*, à ceux qui ont forgé ma curiosité, qui m'ont toujours encouragé et soutenu, mes parents Anne et Michel, mon frère Julien, ma sœur Justine, Pépé Jean-Pierre, Mamie Irène, Grand-mère Anne-Marie, Tatie Zaza, Tonton David, aucun « merci » couché sur cette page ne saurait exprimer combien je vous suis reconnaissant, mais tant pis, MERCI !

« À l'origine de toute connaissance, nous rencontrons la curiosité ! Elle est une condition essentielle du progrès »

Alexandra David-Néel – Exploratrice, anthropologue, écrivaine, journaliste

Résumé	3
Abstract.....	5
Remerciements.....	7
PARTIE I : CONTEXTES DE LA RECHERCHE.....	15
Contexte général de la recherche et problématique	16
Objectifs et hypothèses de recherche	18
Organisation de la thèse	19
Communications présentées au sein de la thèse	20
CHAPITRE 1 – LE RISQUE DE SUBMERSION MARINE : CONCEPTS ET GESTION	23
1.1. <i>Le risque, « un produit multifactoriel »</i>	24
1.1.1. Le risque	24
1.1.2. Aléa.....	26
1.1.3. Exposition des enjeux	27
1.1.4. Vulnérabilité des enjeux	29
1.2. <i>La gestion du risque de submersion marine</i>	31
1.2.1. Outils de gestion et de prévention des risques littoraux en France	31
1.2.2. La protection face à la mer : ingénierie grise, retour d’expérience	35
1.2.3. La protection face à la mer : solutions fondées sur la nature et ingénierie verte, le renouveau de la gestion des risques naturels littoraux	37
1.3. <i>Le service écosystémique de protection contre la submersion marine</i>	39
1.3.1. Services écosystémiques : concepts et historique	39
1.3.2. Critique contemporaine de la notion de service écosystémique	42
1.3.3. Service écosystémique de protection côtière par les systèmes écogéomorphologiques littoraux	43
CHAPITRE 2 – CONTEXTES LOCAUX DU GOLFE NORMANO-BRETON, DE LA BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL ET DE LA CÔTE D’ÉMERAUDE	65
2.1. <i>Sites d’étude</i>	66
2.1.1. Contexte physique du golfe normano-breton.....	66
2.1.1.1. Contexte géologique du golfe normano-breton	67
2.1.1.2. Contexte topo-bathymétrique du golfe normano-breton.....	67
2.1.1.3. Contexte climatique régional	70
2.1.1.4. Régime tidal régional.....	70
2.1.1.5. Marées et hydrodynamiques du golfe normano-breton	72
2.1.1.6. Typologie des côtes du golfe normano-breton.....	73
2.1.2. Les systèmes écogéomorphologiques caractéristiques du golfe normano-breton.....	74
2.1.2.1. Les systèmes écogéomorphologiques des côtes à substrat dur	74
2.1.2.2. Les systèmes écogéomorphologiques des côtes à substrat meuble.....	75
2.1.3. Contexte socio-économique du golfe normano-breton	83
2.1.3.1. Structure administrative du golfe normano-breton	83
2.1.3.2. Démographie du golfe normano-breton.....	83
2.1.3.3. Économie du golfe normano-breton	85
2.1.4. Spécificités de l’environnement local de la baie du Mont-Saint-Michel	85
2.1.4.1. Contexte physique de la baie du Mont-Saint-Michel.....	85
2.1.4.2. Marées et hydrodynamique de la baie du Mont-Saint-Michel	89
2.1.4.3. Contexte morfo-sédimentaire de la baie du Mont-Saint-Michel	93
2.1.4.4. Les systèmes écogéomorphologiques caractéristiques du domaine intertidal de la baie du Mont-Saint-Michel : distributions et dynamiques	96
2.1.4.5. Contexte socio-économique de la baie du Mont-Saint-Michel.....	108

2.1.5.	Spécificités de l'environnement local de la côte d'Émeraude	109
2.1.5.1.	Contexte physique de la côte d'Émeraude.....	109
2.1.5.2.	Marées et hydrodynamique de la côte d'Émeraude	109
2.1.5.3.	Contexte morpho-sédimentaire de la côte d'Émeraude	110
2.1.5.4.	Les systèmes éco-géomorphologiques caractéristiques du domaine intertidal de la côte d'Émeraude : distributions et dynamiques.....	112
2.1.5.5.	Contexte socio-économique de la côte d'Émeraude	115
2.2.	<i>Le contexte de la submersion marine en baie du Mont-Saint-Michel et sur la côte d'Émeraude</i>	116
2.2.1.	Des territoires exposés au risque de submersion marine.....	116
2.2.2.	Rétrospective des événements de submersion marine en baie du Mont-Saint-Michel et sur la côte d'Émeraude.....	118
2.2.3.	Gestion des risques littoraux en baie du Mont-Saint-Michel et sur la côte d'Émeraude ...	123

PARTIE II : DÉVELOPPEMENT MÉTHODOLOGIQUE POUR L'ÉVALUATION QUANTITATIVE DU RISQUE DE SUBMERSION MARINE..... 128

CHAPITRE 1 – SUIVI DU LITTORAL EN MILIEU MÉGATIDAL 130

1.1.	<i>Acquisition et traitement des données</i>	131
1.1.1.	Mesures in situ des hauteurs significatives des vagues et calcul de l'atténuation des vagues	131
1.1.1.1.	Matériel et méthodologie de déploiement.....	131
1.1.1.2.	Traitement du signal des vagues	132
1.1.1.3.	Calcul des atténuations induites par les systèmes éco-géomorphologiques	135
1.1.2.	Données acquises in silico	135
1.1.2.1.	Fondamentaux de télédétection.....	136
1.1.2.2.	Imageries drones et produits photogrammétriques : caractéristiques des produits et limites	138
1.1.2.3.	Données LiDAR : caractéristiques et produits dérivés	145
1.1.2.4.	Imagerie satellite superspectrale WorldView-3 : caractéristiques des produits	146
1.2.	<i>Suivi géomorphologique en environnement littoral</i>	147
1.2.1.	L'intérêt du suivi géomorphologique en milieu littoral	147
1.2.2.	Les méthodes traditionnelles de suivi géomorphologique	148
1.2.2.1.	Méthodes de suivi manuel	148
1.2.2.2.	Méthodes de suivi aérien (avion).....	149
1.2.2.3.	Méthodes de suivi satellitaire	149
1.2.2.4.	Bilan des méthodes traditionnelles de suivi.....	150
1.2.2.5.	Étude de cas : suivi de l'évolution du trait de côte et réponses des cheniers coquilliers aux forçages météo-marins.	151
1.2.3.	L'apport de la technologie drone aérien pour le suivi.....	159
1.2.3.1.	L'intérêt de la technologie du drone aérien	159
1.2.3.2.	Méthodologie de l'acquisition par drone aérien et traitement des données	159
1.2.3.3.	Le suivi morpho-sédimentaire par drone aérien	161
1.3.	<i>Évaluation quantitative du service écosystémique de protection contre le risque de submersion marine</i>	168
1.3.1.	Modélisation de la capacité adaptative	168
1.3.1.1.	Modèles basés sur les régressions linéaires	168
1.3.1.2.	Modèles basés sur les régressions non-linéaires	168
1.3.2.	Modéliser les incertitudes	170

CHAPITRE 2 – ÉVALUATION QUANTITATIVE DU RISQUE DE SUBMERSION MARINE..... 172

2.1.	<i>Évaluation quantitative des composantes du risque</i>	173
------	--	-----

2.1.1.	Aléa.....	173
2.1.2.	Exposition des enjeux	174
2.1.3.	Vulnérabilité des enjeux	175
2.2.	<i>Évaluation quantitative du risque de submersion marine intégrant le service écosystémique de protection côtière.....</i>	<i>177</i>

PARTIE III : CARTOGRAPHIE QUANTITATIVE DE LA CAPACITÉ ADAPTATIVE ET DU RISQUE..... 178

CHAPITRE 1 – MODÉLISATION SPATIALE DU SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE D’ATTÉNUATION DES VAGUES .. 180

1.1.	<i>Modélisation en 1D</i>	<i>182</i>
1.2.	<i>Modélisation en 2D de l’atténuation des vagues par régression linéaire</i>	<i>184</i>
1.2.1.	À partir des imageries aériennes drone Rouge-Vert-Bleu et LiDAR.....	184
1.2.2.	À partir de l’imagerie aérienne drone multispectrale.....	189
1.2.3.	À partir des imageries satellite multispectrale WorldView-3 et aérienne LiDAR	197
1.3.	<i>Modélisation en 2D de l’atténuation des vagues par régression non-linéaire.....</i>	<i>204</i>
1.3.1.	À partir de l’imagerie aérienne drone multispectrale.....	204
1.3.2.	À partir de l’imagerie satellite superspectrale WorldView-3.....	209
1.3.3.	À partir des imageries satellite superspectrale WorldView-3 et aérienne LiDAR.....	215
1.4.	<i>Cartographie des incertitudes de la modélisation spatiale</i>	<i>221</i>
1.4.1.	Cartographie des incertitudes par l’étude de la variance.....	221
1.4.2.	Cartographie des incertitudes par l’étude de l’écart-type.....	223
1.4.3.	Autres sources d’incertitude	224

CHAPITRE 2 – INTÉGRATION DE LA MODÉLISATION SPATIALE À L’ANALYSE DU RISQUE..... 227

2.1.	<i>Cartographie quantitative de l’exposition des enjeux</i>	<i>229</i>
2.1.1.	Distance au trait de côte	229
2.1.2.	Élévation des enjeux	231
2.1.3.	Exposition des enjeux	233
2.2.	<i>Cartographie quantitative de la vulnérabilité des enjeux.....</i>	<i>235</i>
2.2.1.	Sensibilité des enjeux	235
2.2.2.	La capacité adaptative en tant que composante de la vulnérabilité des enjeux	237
2.2.3.	Vulnérabilité des enjeux	244
2.3.	<i>Cartographie quantitative du risque de submersion marine</i>	<i>248</i>
2.4.	<i>Impacts du changement climatique sur le service écosystémique de protection</i>	<i>252</i>
2.4.1.	Hausse du niveau moyen des mers	252
2.4.2.	Intensification des événements tempétueux.....	256
2.4.3.	Prospective 2050 : quel avenir pour le service de protection ?.....	258

PARTIE IV : BILAN ET PERSPECTIVES DE L’ÉVALUATION DU SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE DE PROTECTION CONTRE LA SUBMERSION MARINE 269

CHAPITRE 1 – BILAN DES MODÉLISATIONS SPATIALES 271

1.1.	<i>Retour sur la modélisation spatiale de l’atténuation des vagues</i>	<i>272</i>
1.1.1.	Bilan des expérimentations	272

1.1.1.1. Les modèles statistiques	272
1.1.1.2. Les sources d'imagerie	275
1.1.1.3. Synthèse des imageries	281
1.1.1.4. Les valeurs d'atténuation modélisées en 2D	285
1.1.2. Limites des expérimentations	287
1.1.2.1. Contraintes environnementales des sites d'expérimentations	287
1.1.2.2. Limites matérielles et pistes d'améliorations de la méthodologie.....	288
1.2. Retour sur la cartographie du risque de submersion marine	289
1.2.1. Résultats des cartographies.....	289
1.2.2. Limites et potentielles améliorations	290
CHAPITRE 2 – PERSPECTIVES D'APPLICATION	293
2.1. Perspectives d'application de la modélisation spatiale.....	294
2.1.1. Application et adaptation à d'autres littoraux	294
2.1.1.1. Environnements tempérés	294
2.1.1.2. Environnements tropicaux	295
2.1.2. Changements d'échelle d'analyse.....	296
2.1.3. De la modélisation à la simulation.....	304
2.1.3.1. Utilisation de la modélisation spatiale de l'atténuation des vagues pour la simulation hydrodynamique	304
2.1.3.2. Intégration aux outils de sensibilisation en réalité virtuelle	305
2.1. Un socle de connaissances et d'évaluation des solutions fondées sur la nature	306
Références.....	310
Liste des sigles.....	337
Liste des figures.....	339
Liste des tables.....	347
Annexe 1	349
Annexe 2.....	351

PARTIE I : CONTEXTES DE LA RECHERCHE

Contexte général de la recherche et problématique

Ce travail de recherche s'inscrit à l'échelle globale dans un contexte actuel de **changement climatique**, où la **hausse du niveau moyen des mers**, prévue par la communauté scientifique, et déjà observée par ailleurs, additionnée à l'**augmentation annoncée de l'intensité des phénomènes tempétueux**, font peser une **menace accrue sur les territoires littoraux**, qui constituent à l'échelle mondiale des espaces parmi les plus densément peuplés.

L'intérêt pour **les solutions douces de gestion des risques, alternatives aux ouvrages de protection d'ingénierie « grise »**, comme le **service écosystémique** de protection contre la submersion marine, est porté internationalement par l'observation des effets indésirables occasionnés par l'artificialisation des côtes, aussi bien d'un point de vue esthétique et paysager des structures utilisées, qu'en termes de durabilité, d'efficacité des méthodes et de viabilité de celles-ci sur les moyens et long termes, sur des plans aussi bien économiques qu'environnementaux.

Cette thèse s'inscrit également à l'échelle locale dans une volonté des acteurs locaux du territoire de **connaissance des dynamiques du littoral**, notamment pour la prise en considération des éléments du cadre naturel lors de l'établissement des **stratégies locales en matière de prévention du risque de submersion marine**. L'étude de ce service écosystémique de protection contre la submersion marine, vise notamment, à terme, à confirmer ou infirmer la nécessité du recours à des zonages réglementaires contraignant en matière d'aménagement du territoire.

La problématique principale à laquelle ce travail de recherche cherche à répondre est de savoir dans quelle mesure les systèmes éco-géomorphologiques du domaine intertidal tempéré peuvent contribuer à atténuer les vagues et ainsi à protéger les enjeux humains et structurels des territoires littoraux.

Les problématiques additionnelles de cette thèse concernent en premier lieu les méthodes utilisées pour répondre à la problématique principale. Ce travail cherche donc à **identifier les sources de données et les méthodes de traitement** de celles-ci, les plus pertinentes pour **évaluer la capacité protectrice offerte par les objets naturels**. Enfin, cette thèse cherche également à **explorer les possibles utilisations** concrètes de cette évaluation du service écosystémique de protection.

Les objets naturels que nous avons choisi d'étudier le long des littoraux de la baie du Mont-Saint-Michel et de la côte d'Émeraude **présentent une grande hétérogénéité formelle** (géométrie), **structurale** (nature et agencement des matériaux constitutifs) **et dynamique** (objets sédentaires ou mobiles). **Comment comparer des objets à première vue irréductibles ? Quel cadre théorique scientifique permet d'appréhender en même temps des entités biologiques, écologiques et sédimentologiques ?**

La nature sédimentaire de plusieurs de ces objets (cheniers coquilliers, slikke) rend caduc l'usage du terme « écosystème », trop exclusif car centré sur les organismes vivants et leur assemblage fonctionnel (Tansley, 1935 ; Rowe et Barnes, 1994), laissant peu de place au « non-vivant », même s'il fait fonction de support physique à la vie (biotope).

Cette réflexion sémantique m'a ainsi conduit à explorer des pistes autour des préfixes éco- (du grec οίκος : « habitat ») et géo- (du grec γῆ / gê : « Terre »), avec l'utilisation en début de thèse de termes tels que « éco-géo-systèmes » (Mury *et al.*, 2020a) et « écosystèmes ». Cependant, l'utilisation de ce terme est également apparue comme galvaudée, la notion de « géosystème » issue de la géographie russe (Sochava, 1972, 1978) et introduite en France par Bertrand (Bertrand et Beroutchavili, 1978), renvoyant aux rapports entre nature et sociétés et à une analyse systémique, à petite échelle géographique, de cette relation.

C'est finalement à partir des travaux de Heather Viles (Viles, 1988, 2004, 2019), pionnière de la **biogéomorphologie**, qu'il a été décidé d'aborder l'ensemble de ces structures naturelles sous l'appellation de « **systèmes écogéomorphologiques** » (Viles, 1988 ; Fagherazzi *et al.*, 2004). Ce terme est dérivé de la notion de biogéomorphologie renvoyant à une **approche systémique** du milieu, **à l'interface entre l'écologie par l'étude du biota et la géomorphologie**. Etienne (2010) proposait que la perspective écogéomorphologique soit une façon d'envisager les interactions du biotope (et plus particulièrement de sa dimension géomorphologique) sur l'écosystème, à la différence de la biogéomorphologie qui prendrait une posture inverse : interactions du vivant sur les formes de terrain. J'ai choisi, ici, de voir **l'écogéomorphologie comme un prisme plus général** qui permet de **comparer des objets naturels divers** dont l'un des pôles serait dominé par **la nature biologique de l'objet** (herbier de zostères, par exemple), le pôle opposé étant dominé par **la nature sédimentaire de l'objet** (chenier coquillier, par exemple). Entre ces deux pôles, d'autres objets où le **rapport biologique/sédimentaire** est **variable** (schorre), voire doublé de fonctions écosystémiques (récif d'hermelles).

Objectifs et hypothèses de recherche

Les objectifs de ce travail de recherche, mené dans le cadre d'un doctorat en géographie littorale, sont multiples.

L'objectif principal est d'**évaluer de manière quantitative**, la capacité de **protection des enjeux terrestres** (capacité adaptative), offerte par **les systèmes écogéomorphologiques de l'environnement littoral**, et tout particulièrement du domaine intertidal, vis-à-vis du **risque naturel de submersion marine** et ce, à travers l'utilisation de technologies et méthodes variées et innovantes.

Ce faisant, pour parvenir à cet objectif principal, ce travail s'organise autour de plusieurs sous-objectifs :

- **Analyser la pertinence de différentes sources d'imageries aéroportées, passives et actives**, pour l'analyse des composantes naturelles du territoire et à expérimenter différentes méthodes de modélisation spatiale, en une et deux dimensions, par l'utilisation de modèles statistiques linéaires et non-linéaires ;
- **Intégrer cette capacité adaptative de protection au sein de cartographies quantitatives du risque de submersion marine**, afin de transcrire de manière concrète ce service écosystémique de protection contre la submersion marine.
- Fournir aux gestionnaires un **outil d'aide à la décision** en matière d'étude du milieu naturel et de ses dynamiques.

Pour répondre à ces objectifs, les hypothèses émises dans le cadre de ce travail de recherche sont en premier lieu que **les systèmes écogéomorphologiques du domaine intertidal tempéré présentent une capacité d'atténuation des vagues et contribuent ainsi activement à la réduction des risques de submersion**, et en second lieu, que cette **capacité d'atténuation des vagues et de réduction des risques peut être étudiée quantitativement et cartographiée de manière précise à partir de données à haute et très haute résolution spatiale, acquises conjointement *in situ* et *in silico***.

Organisation de la thèse

Ce manuscrit se présente sous la forme de quatre parties construites notamment autour des travaux publiés, soumis ou présentés au cours de ces trois années de thèse.

Ainsi, l'**introduction** de cette thèse s'organise en deux chapitres, consacrés à l'état de l'art bibliographique, reprenant respectivement les **définitions des concepts et les méthodes de gestion** liées au risque de submersion marine, et la **description des sites d'études** de ce travail de recherche à savoir la baie du Mont-Saint-Michel et la côte d'Émeraude.

La **première partie** du manuscrit, composée de deux chapitres, est dédiée à la **présentation du développement méthodologique** mis en œuvre pour **cartographier de manière quantitative le risque de submersion marine**. Le premier chapitre de cette partie est donc consacré à la **description des différents matériels et méthodes** utilisés dans le cadre du travail de recherche pour réaliser le suivi de l'environnement littoral, l'acquisition des données nécessaires à la mise en œuvre des cartographies de la capacité adaptative, ainsi qu'à la présentation des méthodes de modélisation utilisées. Le second chapitre consiste quant à lui en une **présentation de la méthodologie d'évaluation quantitative des composantes du risque et du risque de submersion marine** lui-même.

La **seconde partie** du développement de cette thèse, construite sous la forme de deux chapitres, vient présenter les différents résultats de modélisation issus des expérimentations. Le premier chapitre s'intéresse tout particulièrement aux résultats de **modélisation de la capacité adaptative**, tandis que le second chapitre présente lui les résultats des **modélisations quantitatives du risque de submersion marine** réalisées en utilisant les modélisations de la capacité adaptative présentées précédemment.

Enfin, la dernière partie de cette thèse, composée de deux chapitres, dresse le bilan de l'évaluation du service écosystémique de protection réalisée au cours de ce travail de recherche et envisage les perspectives à tenante à ce travail. Le premier chapitre est donc consacré au **bilan des différentes méthodologies** et à la mise en lumière des limites méthodologiques et techniques rencontrées au cours de cette thèse. Le second chapitre de cette partie, et le dernier de cette thèse, interroge les différentes **perspectives d'évolution et d'utilisation** de ce travail d'évaluation du service écosystémique de protection contre la submersion marine.

Communications présentées au sein de la thèse

Publications dans des journaux internationaux à comité de lecture

Mury, A., Jeanson, M., Collin, A., James, D., Etienne, S., 2019, “High resolution shoreline and shelly ridge monitoring over stormy winter events: a case study in the mégatidal bay of Mont-Saint-Michel, (France)”, *Journal of Marine Science and Engineering*, 7 (4), 97.

Mury, A., Collin, A., James, D., 2019, “Morpho–Sedimentary Monitoring in a Coastal Area, from 1D to 2.5 D, Using Airborne Drone Imagery”, *Drones*, 3 (3), 62.

Mury, A., Collin, A., Houet, T., Alvarez-Vanhard, E., James, D., 2020, “Using multispectral drone imagery for spatially-explicit modelling of wave attenuation through a salt marsh meadow”, *Drones*, 4 (2), 25.

Mury, A., Collin, A., Jeanson, M., James, D., Gloria, H., Pastol, Y., Etienne, S., 2020, “Mapping nature-based marine flooding risk using VHR wave, airborne LiDAR and satellite imagery: the case study of the Dol March (Bay of Mont-Saint-Michel, France)”, *In: Malvárez, G. and Navas, F. (eds.), Proceedings from the International Coastal Symposium (ICS) 2020 (Seville, Spain). Journal of Coastal Research, Special Issue No. 95, pp. 743-747. Coconut Creek (Florida), ISSN 07490208.*

Mury, A., Collin, A., James, D., 2020, “Mapping nature-based coastal protection using submeter superspectral WorldView-3 satellite imagery and artificial neural network”, *Coastal Engineering Journal – Special Issue “Blue carbon and green infrastructure”*. Soumis le 31 août 2020.

Publication dans un journal national à comité de lecture

Mury, A., Collin, A., James, D., 2020, “Protection naturelle contre la submersion, apport de l’intelligence artificielle”, *Bulletin du comité français de cartographie, numéro spécial Cartorisk*. Soumis le 10 août 2020.

Chapitres d'ouvrages internationaux

Mury, A., Collin, A., Jeanson, M., Etienne, S., 2020, “Wave attenuation service by intertidal coastal ecogeosystems in the Bay of Mont-Saint-Michel, France : Review and meta-analysis”. In *Estuaries and coastal zones in times of global change: Proceeding of ICEC-2018*, Nguyen, K.D., Guillou, S., Gourbesville, P. and Thiébot, J., Springer.

Affiches et communications orales à des conférences

Mury, A., Collin, A., Etienne, S., 2018, “Wave attenuation service of saltmarshes and shelly cheniers: a spatio-temporal study in Mont-Saint-Michel Bay, France”, EGU, Vienna, Austria, 8-13 April.

Mury, A., Collin, A., James, D., Pastol, Y., 2019, “Spatially-explicit modelling of the salt-marsh wave attenuation using pressure measurements, UAV imagery and LiDAR data”, EGU, Vienna, Austria, 7-12 April.

James, D., **Mury, A.**, Collin, A., 2020, “Coupling UAV multispectral imagery and neural network to model the seagrass coastal protection service”, SeatechWeek, 13-15 octobre 2020, Brest, France

Mury, A., Collin, A., James, D., 2021, “Prospective 2050 : étude de cas sur l'évolution du service écosystémique de protection côtière », SAGEO, 5-7 mai 2021, La Rochelle, France. *Soumis le 30 octobre 2020.*

Chapitre 1 – Le risque de submersion marine : **concepts et gestion**

1.1. Le risque, « un produit multifactoriel »

1.1.1. Le risque

Élément central de ce travail de recherche sur le service écosystémique de protection contre la submersion marine, la notion de « risque » a vu et voit encore aujourd'hui, sa définition varier et évoluer dans le temps mais également en fonction des lieux et des risques dont il est question (industriels, naturels, sanitaires...). Néanmoins, dénominateur commun de chacune des définitions envisagées, le risque est défini comme **un élément « multifactoriel »** où la **notion de potentialité**, d'espérance mathématique, est omniprésente (UNDRO, 1992). Elle allie ainsi un ou plusieurs événement(s) définis par **une périodicité de retour théorique** (annuel, décennal, centennal, etc.), **des dégâts potentiels** et **des facteurs susceptibles de limiter ou d'accroître les impacts** de l'événement. La notion de risque est une **construction sociale** (Gilbert, 2003 ; Peretti-Watel, 2003 ; Deboudt, 2010) qui renvoie au sentiment d'insécurité (aussi bien physique, sociale, politique ou sanitaire) (Metzger et D'Ercole, 2011) et à l'idée d'endommagements, notamment matériels et humains (Pigeon, 2005 ; Ledoux, 2006).

Dans sa définition usuelle, le risque se définissait comme la combinaison d'un aléa et d'une zone géographique où existent des enjeux. Cependant, cette définition a évolué pour intégrer la notion de vulnérabilité des enjeux (Givone, 1995 ; D'Ercole et Pigeon, 1999 ; Dubois-Maury, 2002 ; Scarwell et Laganier, 2004 ; Léone et Vinet, 2006 ; Metzger et D'Ercole, 2009 ; Metzger et D'Ercole, 2011), c'est-à-dire tout élément ayant une influence positive comme négative sur le bilan en termes de dégâts d'un événement donné. Ainsi, le risque est défini par les Nations Unies tel que :

« Espérance mathématique de pertes en vies humaines, blessés, dommages aux biens et atteinte à l'activité économique au cours d'une période de référence et dans une région donnée, pour un aléa particulier » (UNDRO, 1992)

À l'international et dans la littérature scientifique associée, la terminologie des différentes composantes du risque varie quelque peu de celle usitée en France, la plus communément retenue est celle mise en évidence à travers le triangle de Crichton (Figure 1) (Crichton, 1999), laquelle définit le **risque comme étant le produit d'un aléa (hazard), de l'exposition des enjeux (exposure) et de la vulnérabilité des enjeux (vulnerability)**.



Figure 1. Triangle de Crichton. Source : Crichton (1999).

Ce faisant, c'est à partir d'une version revisitée du triangle de Crichton, intégrant des éléments issus des recherches récentes sur la vulnérabilité (cf. I-1.1.4) (Figure 2) et de la définition retenue par la Commission européenne, que sera envisagé le risque au sein de ce travail de recherche.

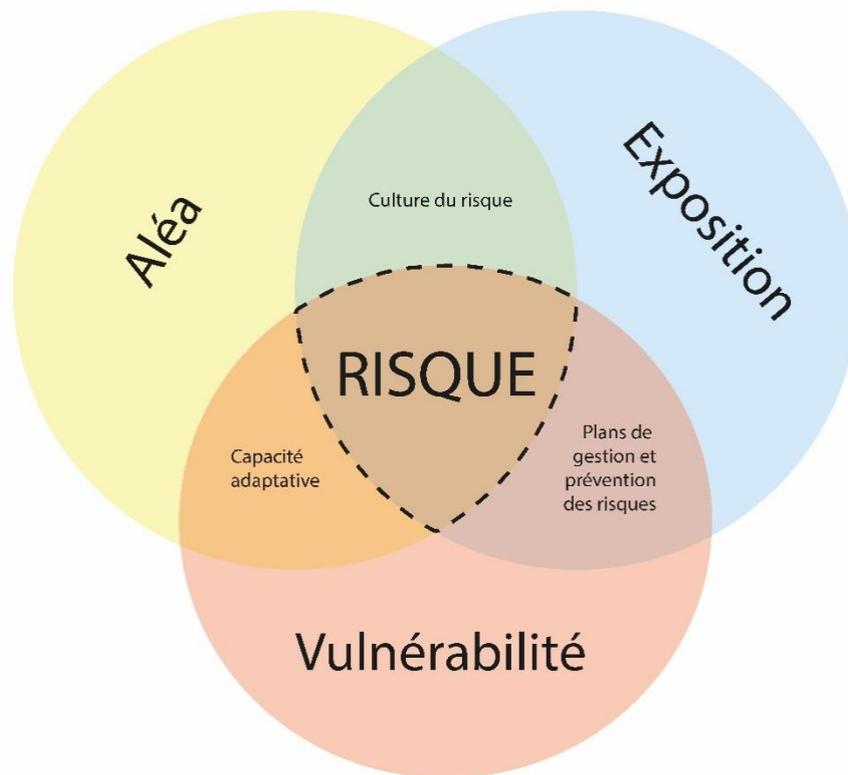


Figure 2. Représentation schématique du risque. Source : Mury (2020), inédit.

1.1.2. Aléa

Point de départ du risque, l'aléa ou « *hazard* » dans le triangle de Crichton, est considéré comme étant **un événement d'origine naturelle ou anthropique, potentiellement dangereux**, dont on essaie d'estimer l'intensité et la probabilité d'occurrence, par l'étude des périodes de retour ou des prédispositions du site (Garry *et al.*, 1997). Il peut être **vecteur de dégâts de formes et d'intensités variables**, portant ainsi atteinte aussi bien aux personnes, aux biens (UN/ISDR, 2004), aux enjeux économiques et sociaux, qu'au bien-être des personnes (Smith, 1992 ; Gardenier et Keeey, 1992), revêtant ainsi également un aspect psychologique car susceptible de causer, par ses répercussions en termes de dégât ou de vécu, un traumatisme.

Concernant l'aléa submersion marine, il est défini en France au sein du guide méthodologique de mise en œuvre des plans de prévention des risques naturels littoraux (PPRL) comme étant **une inondation temporaire de la zone côtière, par la mer**, dans des conditions météorologiques et marégraphiques sévères, provoquant des ondes de tempêtes (Ministère de l'écologie et du développement durable, 2014).

Cette concomitance du niveau de la mer (conjugaison de la marée et d'une éventuelle surcote météorologique) et des vagues liées aux conditions de vents (qui modifient la forme et le niveau du plan d'eau instantané), se traduit par différents phénomènes réunis sous l'appellation « submersion marine » (Perherin *et al.*, 2012). Ce terme englobe ainsi trois processus différents :

- **La submersion par débordement** lorsque le niveau de l'eau est supérieur à celui du terrain naturel et qu'il n'y a donc aucun obstacle à la pénétration de la masse d'eau dans les terres (Figure 3a) ;
- **La submersion par franchissement de paquet de mer** lorsque sous l'action des vagues des « paquets de mer » pénètrent au-delà de la limite du trait de côte ou de l'obstacle qui le matérialise (Figure 3b) ;
- **La submersion par rupture d'ouvrage ou rupture de barrière naturelle** avec la création d'une brèche, d'une ruine ou d'une rupture totale de l'ouvrage, laissant ainsi pénétrer la masse d'eau dans les terres (Figure 3c).

Dans le cadre de ce travail de recherche l'aléa sera considéré sous l'angle des **vagues de submersion**, susceptibles notamment par leur action mécanique d'endommager les ouvrages de défense et les enjeux littoraux et de d'occasionner une pénétration de la masse d'eau dans les terres.

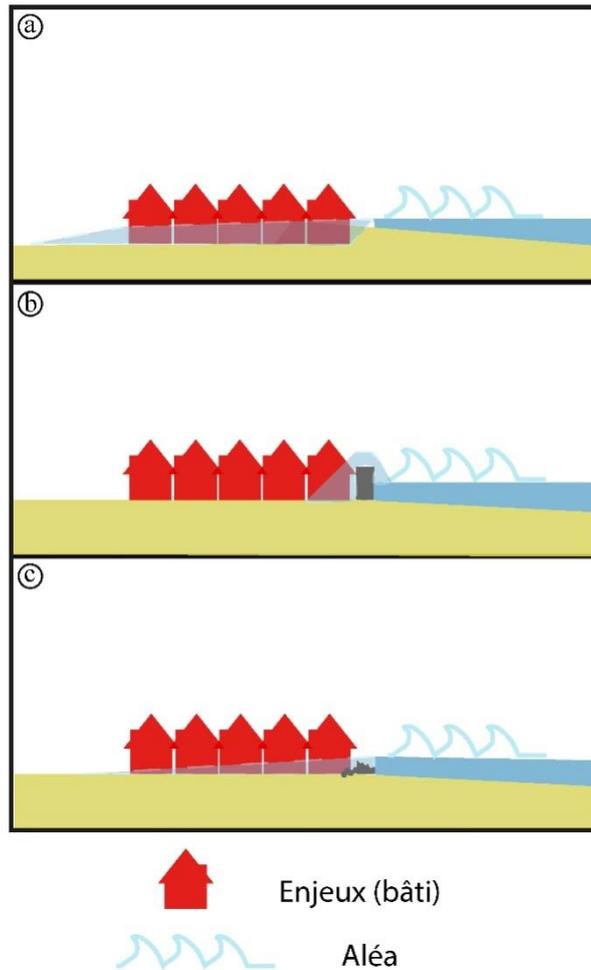


Figure 3. Représentation schématique des différents processus de submersion marine, a) par débordement, b) par paquet de mer ou surverse d'ouvrage et c) par rupture d'ouvrage (sans échelle). Source : Mury (2020), inédit.

1.1.3. Exposition des enjeux

Les premières définitions définissaient le risque comme étant le croisement d'un aléa et d'enjeux, cette dernière composante se réduisant à « **ce que l'on peut perdre** » (Metzger et D'Ercole, 2011). La notion d'enjeux a rapidement été reconsidérée, car jugée incomplète, pour être remplacée par celle d'exposition (sous-entendue « des enjeux »). En effet, considérant par exemple deux sites distincts recensant les mêmes enjeux (cadre bâti, population, espaces naturels...), dépendamment de leurs caractéristiques intrinsèques (topographie, longueur du linéaire côtier...) et de leurs organisations respectives, les territoires pourraient connaître pour un même aléa, des dommages très variables (Reghezza-Zitt, 2009), car exposés différemment vis-à-vis de cet aléa donné.

La notion d'exposition que l'on retrouve dans le triangle de Crichton (Crichton, 1999) se définit donc comme étant **la possibilité pour un enjeu d'être endommagé par un aléa** (Meur-Ferec *et al.*, 2008 ; Le Berre *et al.*, 2014) et ce notamment **en fonction de sa situation spatiale** (distance au trait de côte, nature des sols, topographie du territoire, etc.). (Figure 4)

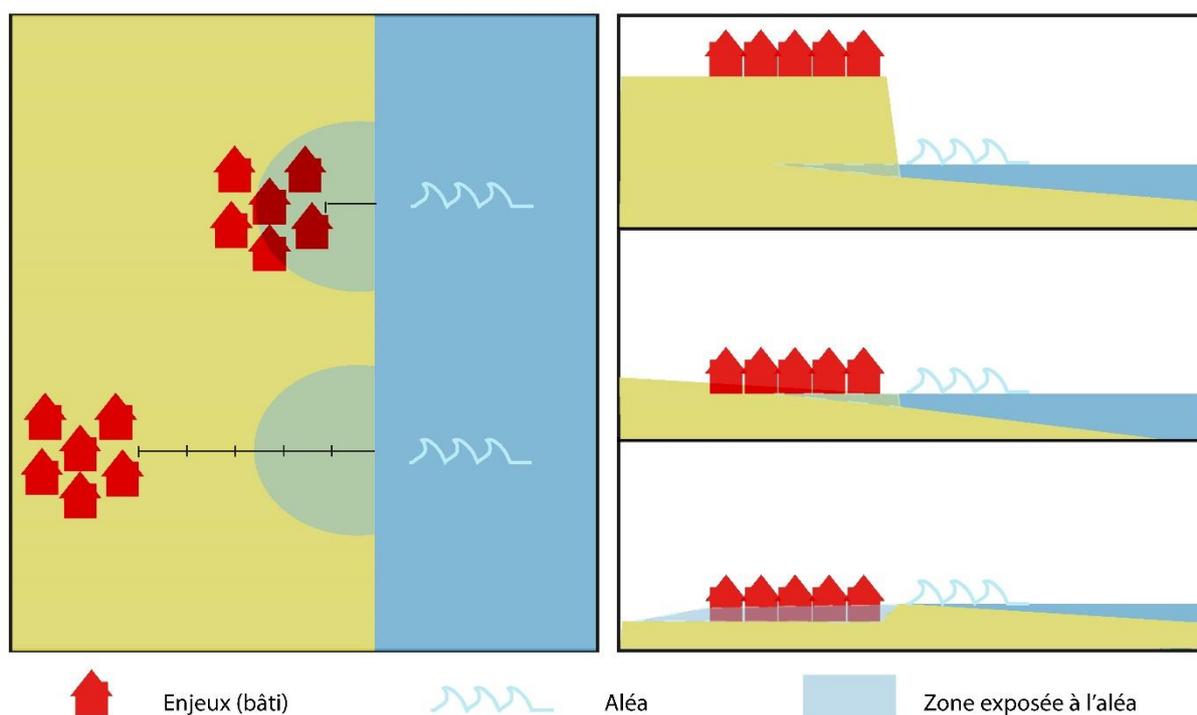


Figure 4. Représentation schématique de l'exposition des enjeux (sans échelle). Source : Mury (2020), inédit.

Différents types d'enjeux peuvent être identifiés au sein des études de risque :

- Le bâti ;
- Les activités économiques ;
- Les enjeux humains ;
- Les milieux et ressources naturels (nappes phréatiques, etc.) ;
- Les établissements vulnérables (hôpitaux, écoles, lieux d'accueils de personnes vulnérables...) ;
- Les éléments du patrimoine culturel ;
- Les réseaux (axes de circulation, réseaux télécoms, eaux, électricité) ;
- Les équipements stratégiques (services de secours, casernes, PC de crise, services techniques, etc.).

1.1.4. Vulnérabilité des enjeux

Dernière des composantes intégrées dans la définition du risque - car initialement pensée comme une fonction de l'exposition -, la vulnérabilité est également la plus complexe à appréhender. Elle peut être définie comme étant **la capacité ou l'incapacité à faire face à un aléa** (Veyret et Reghezza, 2006), et évalue le niveau des conséquences prévisibles de celui-ci sur les enjeux (Cans, *et al.* 2014). **La vulnérabilité est un processus global qui est fonction de nombreux facteurs**, sur lesquels tentent d'agir les politiques de prévention et de gestion des risques, et ce dans l'optique de réduire les conséquences possibles de l'aléa en termes d'endommagement (Pontier, 2003). La vulnérabilité doit donc être étudiée en lien avec l'aléa (Meur-Ferec *et al.*, 2020).

Ainsi, parmi ces facteurs de vulnérabilité, on distinguera dans un premier temps les facteurs de **la vulnérabilité sociale**. Le premier de ces facteurs concerne **les caractéristiques démographiques et sociales des communautés**, à savoir l'âge, le sexe ou encore la structure sociale en place (Thouret et D'Ercole, 1996). En effet, l'âge et la capacité de mobilité des individus font partie des éléments susceptibles d'agir sur leur degré de vulnérabilité, considérant notamment le besoin de déplacement en situation urgente lors de la survenue d'un événement. Ainsi, les individus à mobilité réduite (personnes en situation de handicap, en état de dépendance) sont considérés comme les plus vulnérables face à un aléa qui nécessite un déplacement. Les caractéristiques démographiques de la population sont donc des facteurs pouvant influencer positivement comme négativement le bilan des pertes et dommages lors de la survenue d'un phénomène (Schneiderbauer et Ehrlich, 2004).

Second facteur de vulnérabilité sociale, **la capacité d'anticipation de l'aléa** par le développement d'une **culture du risque** forte. Cette culture du risque s'appuie sur les trois principes que sont « **connaître, prévoir et alerter** » (Veyret et Reghezza, 2006). Ces principes font référence à la nécessité de la recherche sur les aléas et à la diffusion de cette connaissance, ainsi qu'à la mise en œuvre d'une mémoire du risque chez les individus afin d'agir positivement sur le comportement de la société en période de crise, sur sa capacité d'adaptation (Thouret et D'Ercole, 1996), sur sa résilience. Cette préparation de la société à faire face à l'urgence passe notamment par la mise en œuvre régulière d'exercices de simulation, du partage de la connaissance, le développement d'une mémoire du risque (Figure 5) et la réalisation de documents de planification de la gestion de crise et de plans de sauvegarde, et ce, à différentes échelles spatiales.



Figure 5. Borne indiquant le niveau atteint par l'eau lors de l'événement Xynthia en 2010, faisant partie des éléments mis en œuvre pour le développement d'une mémoire du risque. Source : Communauté de commune Vendée Grand Littoral (2019).

Autre facteur de vulnérabilité, **la vulnérabilité « physique »** qui renvoie à la capacité des sociétés à s'adapter à l'existence de l'aléa en essayant de réduire celui-ci ou en protégeant et réduisant l'exposition des enjeux (Veyret et Reghazza, 2006). Si l'on peut dans un premier temps aborder la question de la résistance structurelle du cadre bâti en tant que facteur de vulnérabilité physique (Figure 6), c'est aussi dans cette démarche de réduction de la vulnérabilité des enjeux que s'inscrivent les plans PPRL avec la mise en œuvre de zonages réglementaires visant à restreindre l'implantation d'enjeux dans certains secteurs fortement exposés.



Figure 6. La vulnérabilité structurelle du bâti face à un aléa, illustrée par W. Disney. Extrait du dessin animé "Les trois petits cochons" (1933).

Il est également possible d'agir sur la vulnérabilité par l'intermédiaire des études sur **les solutions de mitigation de l'aléa et la capacité adaptative des territoires** (Veyret et Reghazza, 2006). Il peut tout autant s'agir de solutions d'**ingénierie « grise »** susceptible d'apporter une réponse de court terme face à la survenue d'un aléa, que de **solutions fondées sur la nature**, s'intégrant dans une gestion intégrée sur un plus long terme, parmi lesquelles l'aménagement ou la restauration de zones tampons naturelles, un repli stratégique des enjeux ou encore le recours à des solutions d'ingénierie « verte ». C'est dans ce dernier contexte de l'étude des solutions fondées sur la nature pour la mitigation de l'aléa que s'inscrivent les travaux sur **le service écosystémique de protection** et sur la capacité adaptative offerte par les systèmes écogéomorphologiques littoraux.

De manière synthétique, **la vulnérabilité systémique** peut donc être définie elle-même comme **un produit composite issu du croisement de l'aléa, des enjeux, des mesures de gestions des risques mises en place pour réduire l'exposition des enjeux ainsi que des éléments qui constituent la culture du risque comme la mémoire du risque, sa perception et ses représentations** (Meur-Ferec, 2006 ; Meur-Ferec *et al.*, 2020).

1.2. La gestion du risque de submersion marine

1.2.1. Outils de gestion et de prévention des risques littoraux en France

Territoire longtemps délaissé en raison des tempêtes récurrentes qui le touchaient, parfois même taxé de « territoire du vide » (Corbin, 1988), où seuls émergeaient les installations portuaires indispensables aux activités de pêche et de commerce, ainsi que de vastes espaces agricoles, le littoral, a contrario des berges fluviales est demeuré longtemps un espace de peu d'enjeux, peu urbanisé et à la densité de population faible (Corbin, 1988). C'est seulement avec le développement de l'héliotropisme à la fin du XIX^{ème} siècle et des premières stations balnéaires, puis l'avènement des congés payés dans les années 1930, que le littoral est réellement devenu un espace attractif (Pouzet *et al.*, 2015). À tel point qu'aujourd'hui 23 % (1,2 milliard) de la population mondiale vivent dans la bande côtière des 100 km et que ce pourcentage pourrait atteindre 50 % à l'horizon 2030 (Small et Nicholls, 2003 ; Ali *et al.*, 2020).

Cet intérêt relativement récent pour les territoires littoraux explique l'émergence tardive des outils de gestion et de prévention des risques littoraux. En France, c'est seulement à partir des années 1980 qu'apparaissent véritablement les premiers outils réglementaires dédiés à la gestion et la prévention des risques côtiers.

Le premier de ces outils mis en place est le dispositif d'indemnisation des catastrophes naturelles (CATNAT), par la loi du 13 juillet 1982. Cette loi prévoit notamment l'élaboration et la mise en application par l'État de plans d'expositions aux risques naturels prévisibles (PER) (article 5), qui seront la première pierre de ce qui constituera en 1995 **les plans de prévention des risques (PPR)naturels prévisibles**, parmi lesquels les risques littoraux.

En effet, en 1995, les PPR font leur apparition dans la démarche nationale de prévention et de gestion des risques par la loi Barnier (loi n° 95-100 du 02 février 1995), relative au renforcement de la protection de l'environnement. Ils remplacent les documents préexistants dans le domaine : les PER de la loi du 13 juillet 1982, les périmètres des risques et les plans des surfaces submersibles de 1935 dédiés aux inondations. La réalisation de ces PPR est confiée aux services déconcentrés de l'État dans les départements sous l'autorité du préfet de département.

En 2003, la loi Bachelot (loi n° 2003-699 du 30 juillet 2003) intègre dans le dispositif national de prévention et de gestion des risques une obligation d'information de la population ainsi que la définition de zones à risques. Cette information du public est introduite par l'intermédiaire du dossier départemental sur les risques majeurs, par les services de l'État, avant d'être lui-même décliné ensuite en documents d'information communaux sur les risques majeurs recensés sur les communes.

Cette même année, le MEDD fait un nouveau pas en matière de prévention des risques avec la mise en œuvre des **programmes d'actions et de prévention des inondations (PAPI)**, à la suite des crues survenues entre 1999 et 2002 dans plusieurs départements. Ce programme a pour objectif la prévention et le secours des personnes, et bien qu'il concerne initialement les cours d'eau, il organise également les travaux visant à la protection du littoral avec l'extension de son champ d'action à tous les aléas inondation. Depuis sa mise en œuvre, le dispositif PAPI a connu plusieurs évolutions ; depuis 2017 des PAPI dits de « 3^{ème} génération » sont élaborés.

Au niveau réglementaire, à la suite de la loi Bachelot, en 2004, afin de pallier le délaissement de l'échelon communal en matière de prévention des risques, les communes possédant un PPR approuvé se sont vu imposer la mise en place d'un plan communal de sauvegarde. Celui-ci, réalisé sous l'autorité du maire, a pour but de définir l'organisation communale en cas d'événement majeur et de définir le rôle des élus et des agents communaux, mais également des pompiers et des forces de l'ordre, dans cette situation.

À l'échelon national, autre outil de la gestion des risques, le plan national d'adaptation au changement climatique (PNACC) prévu par l'article 42 de la loi n° 2009-967 du 3 août 2009, relative à la mise en œuvre du Grenelle Environnement, et la stratégie nationale de gestion du trait de côte. Le PNACC a pour objectif la mise en place de mesures concrètes en matière d'adaptation aux effets du changement climatique sur la période 2011-2015 en France. Ainsi, bien que limité dans le temps, il entre donc dans la démarche nationale du fait de l'élévation du niveau marin moyen annoncée dans les rapports des experts internationaux (Intergovernmental Panel on Climate Change, 2014). La stratégie nationale de gestion du trait de côte, quant à elle, est un document d'orientation pour guider la gestion du trait de côte en France.

En complément de cet ensemble d'instruments et d'outils nationaux et locaux, la France est également concernée par la directive européenne inondation de 2007, directive qui a été transcrite dans le droit français avec la loi Grenelle 2 du 12 juillet 2010. En application de cette directive, une stratégie nationale de gestion du risque d'inondation (SNGRI), déclinée en plan de gestion des risques d'inondation à l'échelle des bassins hydrographiques (PGRI) puis en stratégie locale de gestion des risques d'inondation (SLGRI) sur les territoires à risque d'inondation (TRI) définit quatre étapes pour la gestion et la prévention des risques (Figure 7):

- L'évaluation des risques d'inondation sur l'ensemble du territoire concerné, sur la base des enjeux économiques et humains ;

- La sélection des territoires à risques importants à partir de l'évaluation ;
- La cartographie des aléas et des enjeux ;
- La définition des stratégies locales visant à la réduction de l'exposition de chaque TRI aux inondations.

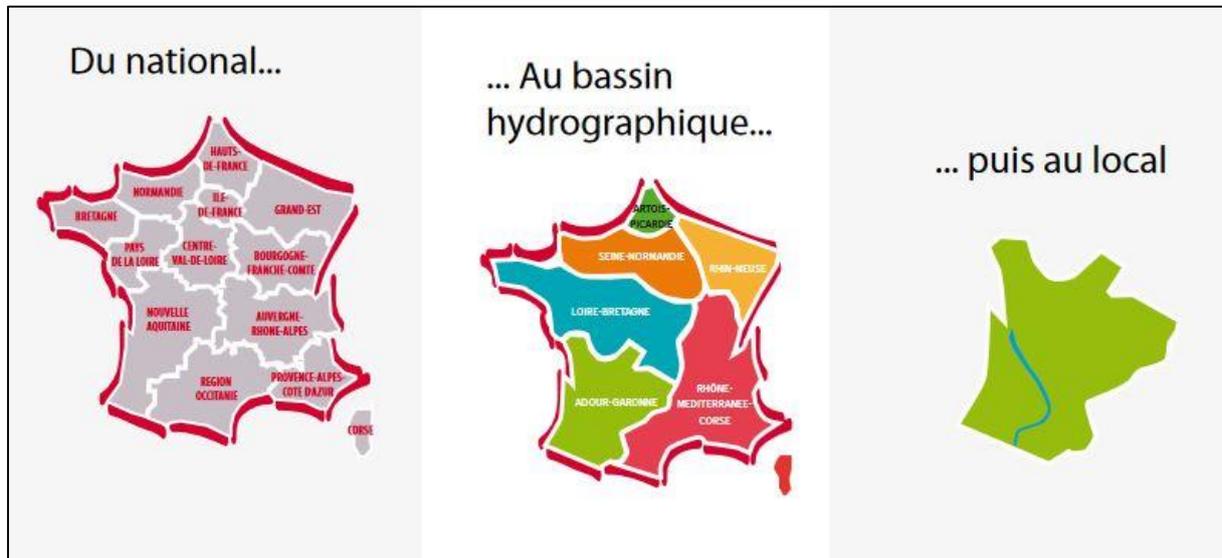


Figure 7. Une stratégie de gestion des risques, du national au local. Source : Ministère de la transition écologique et solidaire - Guide méthodologique PAPI (2017).

Au moment où la tempête Xynthia frappe de plein fouet ses littoraux (27-28 février 2010), la France est donc théoriquement déjà dotée de nombreux outils en matière de prévention et de gestion des risques littoraux.

Cependant, le bilan malheureux dressé au lendemain de la tempête met en évidence un fait : les outils existent, mais ne font pas l'objet d'une application stricte dans les communes concernées par les risques littoraux. En effet, au début 2010, au moment du passage de la tempête Xynthia, seules 46 communes sur les 864 concernées par l'aléa submersion marine disposaient d'un plan de prévention approuvé.

Dans ce contexte, les événements du 27 au 28 février 2010 sont donc, pour la gestion des risques en France, un point de non-retour avec, pour reprendre les termes de la ministre de l'écologie de l'époque, Nathalie Kosciusko-Morizet, « un avant et un après Xynthia » dans la façon d'appréhender les risques d'inondations et, plus généralement, les risques littoraux en France.

La prise de conscience de la nécessité d'une mise à jour complète des outils en matière de prévention des risques se concrétise dès le 7 avril 2010 avec la circulaire relative aux mesures à prendre suite à la tempête Xynthia du 28 février 2010, dite « circulaire Xynthia », réponse quasi-immédiate à la crise. Cette circulaire place les jalons des **PPRL-SM** sur l'ensemble des zones basses exposées à un risque de submersion fort (dont l'identification est prescrite par cette même circulaire)

(Figure 8). En 2019, l'ensemble des territoires identifiés par la circulaire Xynthia ne disposait pas encore de PPRL approuvés, notamment en raison de la difficile concertation entre services de l'État et élus locaux, mais également en raison des délais importants parfois nécessaires à l'expertise des territoires et plus particulièrement portant sur la capacité des objets naturels à jouer un rôle protecteur au même titre que les ouvrages d'ingénierie (Jeanson *et al.*, 2015 ; Perherin, 2017).

En matière d'aménagement du territoire, les plans locaux d'urbanisme et les schémas de cohérence territoriale ont également vocation à prendre en compte les risques littoraux lorsqu'ils sont présents sur le territoire, à travers des zonages restrictifs en termes d'urbanisation.

L'attribution aux intercommunalités de la compétence de gestion des milieux aquatiques et prévention des inondations à partir du 1^{er} janvier 2018 par les lois de décentralisation n°2014-58 du 27 janvier 2014 et n°2015-991 du 7 août 2015 vient simplifier la gestion des risques littoraux en concentrant les compétences jusqu'alors morcelées, de gestion des systèmes de protection (naturels et anthropiques), d'entretien des zones humides et des cours d'eau ainsi que l'aménagement des bassins au sein d'un seul et même organisme gestionnaire. L'objectif principal est une gestion efficace et intégrée des risques liés à la mer.

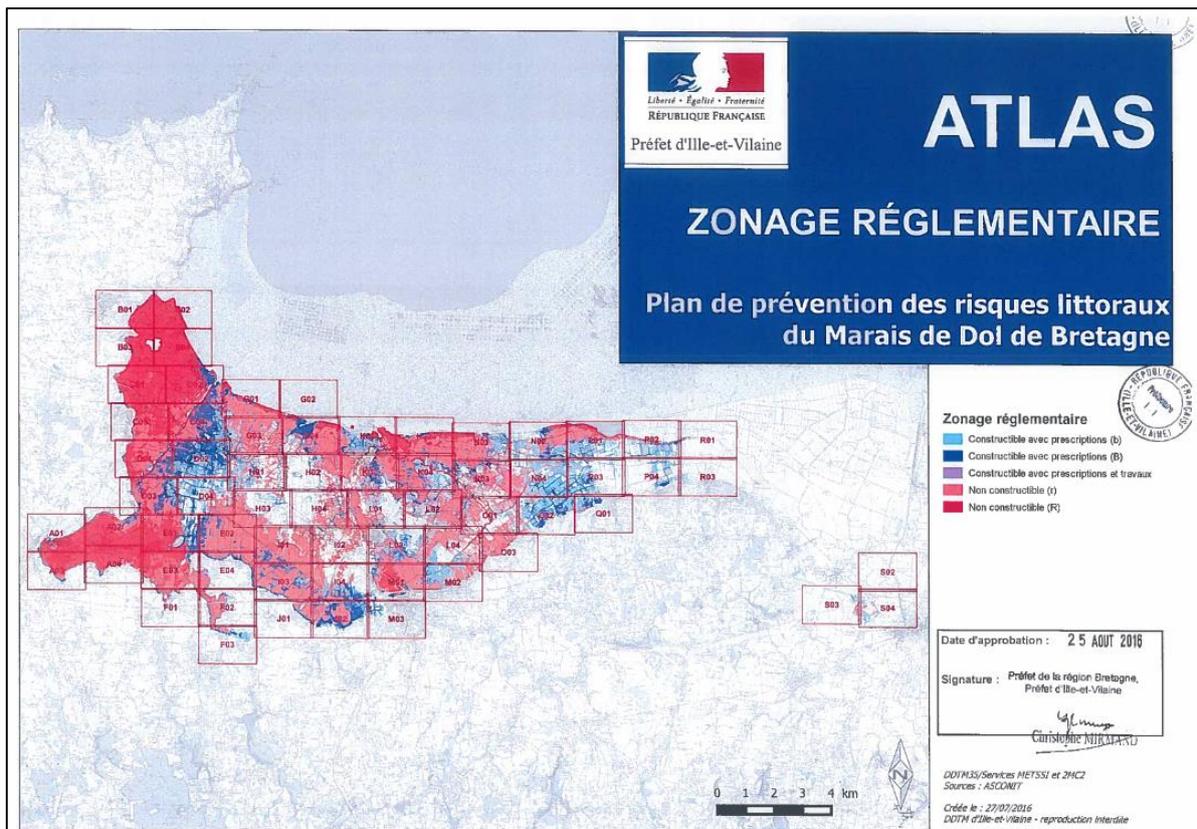


Figure 8. Illustration de la mise en œuvre des plans de prévention des risques littoraux sur les communes identifiées par la « circulaire Xynthia ». Source : Direction départementale des territoires et de la mer d'Ille-et-Vilaine (2016).

1.2.2. La protection face à la mer : ingénierie grise, retour d'expérience

Longtemps considérée comme l'unique réponse possible face aux problématiques d'érosion côtière et de submersion marine, le bien-fondé du recours à l'ingénierie « grise » (digues, épis, perrés, enrochements, etc.) est aujourd'hui questionné et donc de fait moins systématique. Cette remise en cause de ce mode de gestion du littoral et de protection contre les aléas littoraux trouve son origine dans les nombreux retours d'expériences et constatations réalisées au fil des années consécutivement à l'implantation d'ouvrages de protection côtière.

Ainsi, ces solutions d'**ingénierie grise** sont apparues comme des réponses adéquates à la protection immédiate des enjeux, les préservant de l'érosion côtière et du risque de submersion marine, tout en procurant aux populations menacées un sentiment de sécurité. Cependant, il s'est avéré rapidement que ces effets n'étaient généralement que temporaires et que l'implantation de ces ouvrages pouvaient entraîner des **effets cumulatifs négatifs** sur l'environnement et vis-à-vis des risques naturels à moyen et long terme.

Ainsi, au-delà de la **dégradation paysagère** qui résulte de l'artificialisation du rivage (Rangel-Buitrago *et al.*, 2018 ; Nordstrom, 2014), les effets cumulatifs de l'implantation des structures lourdes de protection contre les aléas littoraux sont nombreux sur l'environnement côtier. D'un point de vue géomorphologique et sédimentaire, l'artificialisation et le « blindage » du littoral entraînent dans de nombreux cas un **déséquilibre des cellules sédimentaires** par l'interruption des transits naturels, par modification des courants, isolement des zones sources sédimentaires (ex : artificialisation des pieds de falaise et donc interruption de la fourniture sédimentaire) ou captation des sédiments (ex : épis transversaux) (Kraus et McDougal, 1996 ; Woodroffe, 2002 ; Griggs, 2005 ; Paskoff, 2010 ; Borsje *et al.*, 2011 ; Nordstrom, 2014 ; Dethier *et al.*, 2016 ; Rangel-Buitrago *et al.*, 2018). Cela se traduit par une **modification de la géométrie des plages** (transversale et longitudinale) et une **diminution des volumes sédimentaires** (Griggs *et al.*, 1988 ; Woodroffe, 2002 ; Griggs, 2005 ; Paskoff, 2010 ; Borsje *et al.*, 2011 ; Nordstrom, 2014 ; Dethier *et al.*, 2016 ; Schoonees *et al.*, 2019).

L'artificialisation du trait de côte, la réduction des apports sédimentaires ainsi que **l'augmentation des turbulences par phénomène de réflexion des vagues sur les ouvrages** ont également pour conséquence à moyen terme d'entraîner une **augmentation du phénomène d'érosion** au pied et aux extrémités des ouvrages. L'implantation d'ouvrages lourds est également responsable de la **création de nouveaux secteurs d'érosion** sur les sites adjacents à ceux qu'ils avaient pour mission de protéger (Levoy et Larsonneur, 1992 ; Miossec, 1998 ; Ferreira *et al.*, 2009 ; Ruggiero, 2009 ; Dethier *et al.*, 2016 ; Rangel-Buitrago *et al.*, 2018 ; Schoonees *et al.*, 2019).

Cette méthode de gestion a également des impacts sur la fourniture de services écosystémiques de régulation (Gittman *et al.*, 2016), avec **la réduction voire la perte totale du service naturel de protection côtière offert par les dépôts sédimentaires**, mais également des apports excédentaires dans certains autres secteurs (avancée de dunes, envasement, etc.).

La mise en œuvre de systèmes de défense lourds pour la prévention du risque de submersion marine a en outre un effet pervers sur la vulnérabilité des populations. L'établissement de structures ouvragées entre le facteur d'aléa (la mer) et les enjeux (populations, bâti, etc.) crée **un sentiment de sécurité erroné** (Vinet, 2010) et **fausse la représentation sociale du risque** (Goeldner-Gianella *et al.*, 2013) dans la mesure où ces ouvrages d'ingénierie sont considérés comme faillibles (et donc susceptibles de se rompre ou d'être endommagés). Ce sentiment de protection exagéré peut être jugé comme **contraire à la volonté de développer une culture du risque forte**, dans laquelle la population aurait développé une conscience du risque juste participant à réduire effectivement la vulnérabilité. En effet, le sentiment de protection procuré par des ouvrages de protection d'apparence massive, peut conduire à l'ignorance du risque et donc à une augmentation de la vulnérabilité sociale.

Les ouvrages (digues, brise-lames, enrochements, etc.) peuvent être aussi vecteurs **d'effets indirects à moyen et long termes sur les habitats marins et les systèmes écosystémiques littoraux**. En effet, la modification des courants et les changements morphologiques des systèmes plages entraînent la modification des habitats marins et terrestres (pertes de dunes, réduction des surfaces de plages, destruction d'herbiers marins) pour la faune et la flore, et donc la perte de certains services écosystémiques de fourniture, de biodiversité, de régulation (Gittman *et al.*, 2016). Cette modification de l'environnement provoque également l'implantation d'espèces exotiques et potentiellement invasives sur des secteurs jusqu'alors préservés (présence accrue d'algues et de crustacés notamment) (Airoldi et Beck, 2007 ; Borsje *et al.*, 2011 ; Nordstrom, 2014).

Enfin, autre limite majeure affichée par le recours à l'ingénierie grise et aux structures lourdes de protection contre les aléas littoraux : **leurs coûts**. Le recours aux structures de protection lourde se justifie pour répondre à des besoins spécifiques et dans certains secteurs clés (Schoonees *et al.*, 2019). Néanmoins il apparaît que lorsque le recours aux **solutions fondées sur la nature** (restauration d'objets naturels offrant un service écosystémique de protection) est possible, celui-ci s'avère être nettement **plus rentable d'un point de vue économique**, avec une **efficacité** tout à fait comparable à celle des protection lourdes, tout en s'inscrivant sur le **long terme**. En effet, à titre de comparaison, il est estimé que le coût d'un projet d'ouvrages de défense dit « lourds » est 3 à 5 fois plus élevé qu'un projet de défense côtière basé sur la restauration de marais littoraux ou de mangroves (Narayan *et al.*, 2016).

1.2.3. *La protection face à la mer : solutions fondées sur la nature et ingénierie verte, le renouveau de la gestion des risques naturels littoraux*

Parallèlement aux solutions dites « d'ingénieries grises » et face aux limites affichées par celles-ci, exposées précédemment, s'est développée depuis le début des années 2000 une notion faisant référence à des solutions alternatives, **les solutions fondées sur la nature (SfN)**. Ces solutions fondées sur la nature, sont définies par l'Union internationale pour la conservation de la nature comme étant **l'ensemble des « actions visant à protéger, à gérer de manière durable et à restaurer des écosystèmes naturels ou modifiés pour relever les enjeux de société de manière efficace et adaptative, tout en assurant le bien-être humain et en produisant des bénéfices pour la biodiversité »** (ONERC, 2019).

Ainsi, le terme de « solutions fondées sur la nature », vise à regrouper sous un même terme différents concepts d'adaptation aux effets du changement climatique, d'innovation, de gestion des risques et de protection de l'environnement. On retrouve donc sous cette appellation toutes les solutions alternatives à ingénierie conventionnelle qui s'inscrivent dans la fibre du biomimétisme : **l'adaptation basée sur les systèmes écosystémiques, l'ingénierie écologique** aussi appelée « ingénierie verte », ou encore la notion de **services écosystémiques**. Le terme de SfN fait donc référence à une idée d'autorégulation de la nature, ou « **comment la nature nous protège de la nature** ». Par opposition aux solutions d'ingénierie qualifiées de « dures », les SfN sont également appelées « **solutions douces** » ou « **solutions à faibles regrets** » (David *et al.*, 2016).

Parmi les principes fondateurs du recours à ces solutions alternatives, la volonté de **préserver** et donc **protéger les espaces naturels**, notamment par l'intermédiaire d'outils de planification à l'échelle nationale comme le plan national Biodiversité 1 et le deuxième plan national d'adaptation au changement climatique (PNACC-2). Ce principe est également porté au niveau de la politique internationale par l'intermédiaire des différents régimes de coopération internationale, sur le climat, la biodiversité, les risques et catastrophes naturels, le développement, l'urbanisme ou encore l'alimentation et l'agriculture (ONERC, 2019). Autre principe fondateur des SfN, en lien avec le principe précédent, **s'appuyer sur l'existant**, le contexte naturel et culturel local ainsi que sur les connaissances ancestrales/traditionnelles de l'environnement en complément des connaissances scientifiques.

Le recours aux SfN présente de nombreux avantages, aussi bien en termes d'efficacité et de durabilité pour la **protection contre les risques naturels littoraux**, que s'agissant de **bénéfices économiques, sociaux, paysagers et de biodiversité**.

Ainsi, ces solutions peuvent être mises en œuvre seules ou intégrées en complément de solutions d'ingénierie préexistantes pour répondre aux problématiques de protection (Figure 9) (Temmerman *et al.*, 2013 ; Morris *et al.*, 2018). En outre, elles présentent des **rapports coût-efficacité**

nettement plus avantageux que le recours systématique aux solutions techniques et à l'ingénierie conventionnelle (Lafortezza *et al.*, 2018 ; Reguero *et al.*, 2018).

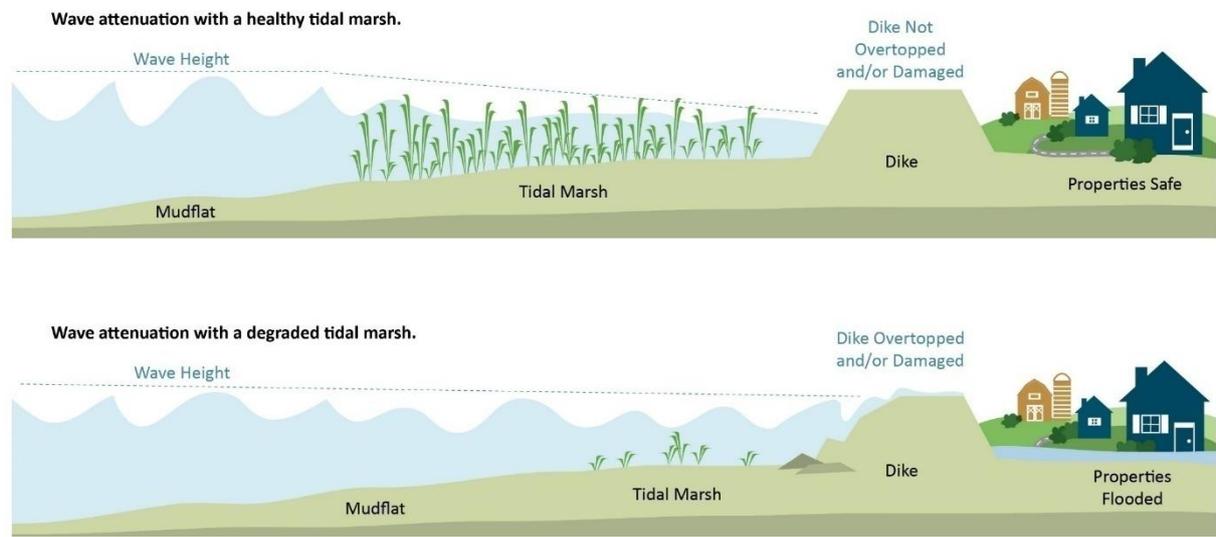


Figure 9. Bénéfice de l'association entre solutions fondées sur la nature et ouvrages maçonnés. (2014). Source : ESRI ArcNews (2014).

A contrario des solutions lourdes, les solutions douces sont porteuses d'**effets cumulatifs positifs**. En effet, la préservation ou la restauration de systèmes éco-géomorphologiques tels que les marais littoraux, les herbiers marins ou les récifs d'huîtres, présente également, en plus de la **protection** immédiate qu'ils offrent, un intérêt en matière d'**adaptation à la hausse du niveau marin**, par leur capacité à retenir les sédiments et à s'élever naturellement, à un rythme parfois supérieur à celui de la hausse du niveau marin (French et Spencer, 1993 ; Reef *et al.*, 2018). Un certain nombre de systèmes éco-géomorphologiques « protecteurs » (Shepard *et al.*, 2011) considérés comme SfN jouent également un rôle important dans la **séquestration du dioxyde de carbone (CO₂)**, on parle alors de d'« écosystèmes côtiers de carbone bleu » (Pendleton *et al.*, 2012 ; Siikamäki *et al.*, 2013).

Autre effet positif indirect, les SfN ont un **impact bénéfique en matière de biodiversité**, notamment par leur apport en matière d'**habitat** pour les espèces animales et végétales et par la **fourniture de ressources alimentaires** en quantités importantes pour la faune (Eggermont *et al.*, 2015).

Enfin, au-delà de leur visée initiale en matière de protection, les SfN peuvent avoir de manière indirecte une influence positive sur l'économie locale, notamment à travers les **aménités touristiques** que représentent les espaces naturels.

1.3. Le service écosystémique de protection contre la submersion marine

1.3.1. Services écosystémiques : concepts et historique

Si la connaissance des services rendus par la nature à l'Homme en matière de biodiversité, de fourniture de matériaux, d'alimentation ou encore de régulation face aux risques naturels, est présente au sein des sociétés humaines depuis des siècles, il faut cependant attendre le **début des années 1970** et la publication d'un travail préliminaire à **la conférence des Nations Unies sur l'environnement de Stockholm en 1972**, pour qu'émerge la notion de « **services écosystémiques** » telle qu'elle est aujourd'hui appréhendée (Dufour *et al.*, 2016).

Le concept, imaginé à l'origine par les écologues, a pour vocation initiale de porter à connaissance et de quantifier **le rôle des systèmes écogéomorphologiques pour les sociétés humaines**, en soulignant l'importance de leur préservation (Daily, 1997). Cette notion résulte de la volonté d'une pensée globale, se détachant de la simple idée d'exploitation des ressources naturelles pour le profit immédiat des sociétés qui avait cours jusqu'alors.

C'est à partir des années 1990 que la notion prend de l'ampleur, avec un intérêt porté non plus uniquement sur l'origine de la biodiversité, mais sur la compréhension du rôle joué par la biodiversité pour l'Homme, et notamment sur la production de biomasse (Tilman et Downing, 1994) et les conséquences de la dégradation de la biodiversité sur ces fonctions écosystémiques par les pressions anthropiques (Ehrlich et Ehrlich, 1982 ; Wilson, 1992 ; Daily, 1997 ; Hooper *et al.*, 2005).

À partir de 1997, deux approches fondatrices de la notion de services écosystémiques se démarquent, à travers les travaux publiés par **Gretchen Daily** (Daily, 1997) et **Robert Costanza** (Costanza *et al.*, 1997), portant respectivement sur les domaines de la **biologie de la conservation** et sur l'**économie écologique** (Dufour *et al.*, 2016). **Deux approches éminemment distinctes mais néanmoins complémentaires**. En effet, si la première s'est attachée à démontrer l'intérêt de la préservation des systèmes écogéomorphologiques pour la biodiversité et les services qui y sont associés, s'intéressant notamment en termes de rendement agricole, le second lui s'est attaché à quantifier de manière économique les bénéfices de ceux-ci pour les sociétés humaines, à travers une approche monétaire permettant d'apporter du poids à ces systèmes écogéomorphologiques et leur préservation au sein des politiques publiques.

L'évaluation monétaire des services et fonctions écosystémiques est un exercice complexe qui s'appuie notamment sur les fluctuations des marchés économiques qui pourraient résulter des modifications, même mineures, que pourraient connaître les systèmes écogéomorphologiques et leurs fonctions respectives. Ainsi, comme l'exprime Costanza, la dégradation d'un récif corallien aurait un impact négatif direct sur les activités et les marchés liés à la pêche, le récif étant un habitat naturel

pour différentes espèces. L'évaluation économique du service écosystémique rendu dans ce cadre est donc relativement démonstrative. De la même manière, la valeur monétaire d'un système éco-geomorphologique assurant un service de protection (dune/marais littoral/récif corallien) peut être quantifiée au regard des coûts que pourrait engendrer leur remplacement par des structures d'ingénierie grise (CEREMA, 2018). Il est en revanche beaucoup plus délicat de quantifier les pertes occasionnées par la dégradation de systèmes offrant des services liés à des activités de services non-marchand (intérêt patrimonial, activités récréatives, etc.).

On distingue généralement dans la littérature quatre grands types de services écosystémiques (Figure 10) (Millennium Ecosystem Assessment, 2005 ; IPBES, 2019) :

- Les services d'**approvisionnement** (également appelé service de **fourniture**) : fourniture de produits alimentaires, de matières premières, d'eau douce ou encore de ressources médicinales ;
- Les services de **soutien** (ou d'**assistance**) : habitats des espèces, maintien de la biodiversité génétique, formation des sols, photosynthèse, recyclage des substances fertilisantes, services sans lesquels il n'y aurait ni croissance ni production végétale ;
- Les services **culturels** : aménités touristiques, loisirs et santé mentale et physique, consciences et inspirations esthétiques dans la culture, l'art et le design, expériences spirituelles et sentiments d'appartenance ;
- Les services de **régulation** : régulation du climat et de la qualité de l'air à l'échelle locale, piégeage et stockage du carbone (notion de carbone bleu), modération des phénomènes climatiques extrêmes, traitement des eaux usées, prévention de l'érosion et maintien de la fertilité des sols, pollinisation, lutte biologique et lutte contre la propagation des maladies, régulation de la circulation de l'eau.

C'est donc dans le cadre des services dits de régulation que s'inscrivent les **services de protection littorale contre l'érosion et la submersion marine** (Figure 10). Dans le cas du service de protection spécifiquement porté sur le phénomène de submersion marine, il s'agit d'un service de modération de phénomènes climatiques (hausse du niveau moyen des mers) et météorologiques extrêmes (intensification des tempêtes sous l'action du changement global) mais il est également possible d'associer ce service de protection contre la submersion à celui de régulation de la circulation de l'eau, bien que ce dernier fasse d'avantage référence au contrôle des eaux continentales (et douces), certains principes tels que la notion de « zone tampon naturelle » étant transversaux aux milieux littoraux et fluviaux.

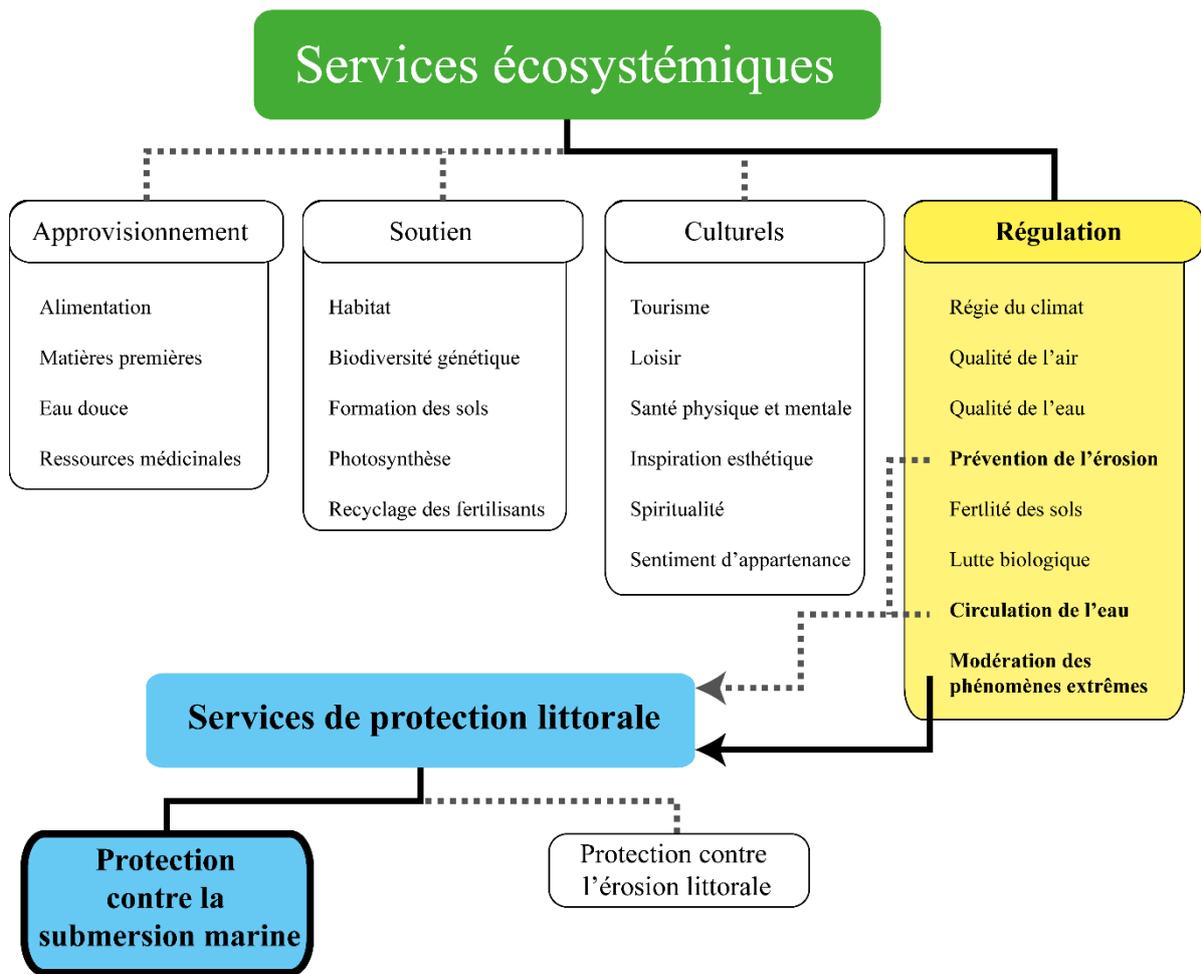


Figure 10. Représentation schématique des services écosystémiques. Conception : Mury (2020), d'après Millenium Ecosystem assessment (2005) et ONERC (2019).

S'agissant spécifiquement du service écosystémique de protection contre la submersion marine, celui-ci peut être considéré selon différents angles, considérant les hauteurs de vagues ou les hauteurs d'eau. Le processus de protection peut également prendre différentes formes dépendamment de la morphologie et de la situation spatiale des systèmes écogeomorphologiques considérés. Ainsi, par exemple les modalités du service de protection contre la submersion marine assuré par un système dunaire seront différentes de celui assuré par un récif corallien ou une étendue de schorre.

1.3.2. Critique contemporaine de la notion de service écosystémique

Connaissant une popularité croissante depuis les années 1990 et les travaux de Daily (1997) et Costanza (1997), la notion de « service écosystémique » est aujourd'hui au cœur des réflexions scientifiques et économiques portant sur la gouvernance environnementale et les relations Homme/milieux. Néanmoins, bien qu'elle soit devenue incontournable au sein de la littérature scientifique, **cette notion fait débat** et des critiques s'élèvent contre l'utilisation de ce terme.

En effet, plusieurs arguments en défaveur de cette notion, et émanant aussi bien de la communauté scientifique que des milieux politiques et économiques, se font entendre.

L'un des premiers reproches formulés à l'égard de ce terme, notamment par McCauley (2006), Sagoff (2008) et Redford et Adams (2009) est **sa nature anthropocentrée** et trop réductrice selon eux, eu égard à la complexité du fonctionnement de la biosphère, laquelle ne permettrait pas une segmentation de ce fonctionnement en services distincts. Ils récusent également **la dualité qui est faite entre structures naturelles d'une part et activités humaines d'autre part**, mettant ainsi en avant l'idée d'une coproduction de systèmes écogéomorphologiques par l'activité humaine (exemples en baie du Mont-Saint-Michel, la progradation des schorres pouvant être liés aux apports agricoles, les cheniers coquilliers enrichis par les activités conchylicoles, etc.). Enfin, cette notion de services écosystémiques renvoie selon eux à une **vision erronée d'une nature bienfaitrice** alors qu'existent des « services négatifs » (catastrophes naturelles, paludisme, frelons asiatiques, etc.).

La seconde critique majeure, formulée vis-à-vis de cette notion de service écosystémique, est le système d'évaluation économique de l'environnement auquel il renvoi. Ce système conduirait, selon les détracteurs du terme, à **une marchandisation de la nature** (Sen, 1993 ; Schrötter *et al.*, 2014 ; Redford et Adams, 2009) et à un système néolibéral au sein duquel seuls les capitaux jugeraient ce qui doit être préservé ou non, en fonction des bénéfices produits par les systèmes écogéomorphologiques.

1.3.3. Service écosystémique de protection côtière par les systèmes écotopographiques littoraux

Version remaniée de :

Mury, A., Collin, A., Jeanson, M., Etienne, S., 2020.

« Wave attenuation service by intertidal coastal ecosystems in the Bay of Mont-Saint-Michel, France: review and meta-analysis »

Chapitre d'ouvrage - Estuaries and coastal zone in times of global change: Proceeding of ICEC-2018, Caen.

Les systèmes écotopographiques côtiers du domaine tempéré, au même titre que les récifs coralliens et les mangroves du domaine tropical, ont le potentiel pour atténuer les dangers liés aux aléas littoraux en réduisant l'énergie et la hauteur significative des vagues (H_{m0}) en raison de leur topographie et de leur complexité structurale (Harris *et al.*, 2016, 2018). Toutefois, les études portant sur ce service écosystémique d'atténuation des vagues par ces barrières naturelles demeurent peu nombreuses et peu ou pas harmonisées. De plus, le potentiel atténuateur de certains systèmes écotopographiques est mal connu voire totalement ignoré.

Or, une vision globale de l'ensemble du service de protection offert par ces systèmes écotopographiques côtiers est nécessaire pour appuyer la prise de décision par les décideurs locaux chargés de la protection côtière.

Afin d'illustrer le potentiel protecteur des systèmes écotopographiques littoraux et les lacunes existantes autour de son étude, la baie du Mont-Saint-Michel (BMSM) constitue une zone d'expérimentation idéale pour l'étude de ce service d'atténuation, compte tenu de son régime mégatidal et d'un panel varié de systèmes écotopographiques susceptibles d'offrir une protection aux enjeux humains (Collin *et al.*, 2018).

L'objectif principal du travail de synthèse de la littérature portant sur le service d'atténuation par les systèmes écotopographiques côtiers du domaine tempéré est de donner une vue d'ensemble des connaissances existantes en matière d'évaluation du service d'atténuation et d'identifier les lacunes qui entravent la mise en œuvre efficace d'une solution basée sur la nature pour faire face durablement au risque de submersion marine.

Ainsi, cinq systèmes écotopographiques différents du domaine intertidal tempéré, pouvant prendre part à l'atténuation des vagues, ont pu être identifiés à partir d'une cartographie de la BMSM réalisée par photo-interprétation (schorres, vasières/bancs de sable, cheniers coquilliers, récifs de *Sabellaria alveolata* et banquette à *Lanice conchilega*) (Figure 11 et Figure 12), et deux autres ont été

identifiés dans la littérature (herbiers marins et récifs d’huîtres) pour avoir une vue la plus exhaustive des systèmes écogéomorphologiques intertidaux des zones côtières tempérées.

Ces systèmes écogéomorphologiques peuvent être divisés en trois catégories selon leur nature, 1) les systèmes écogéomorphologiques à dominante végétale (schorre, herbiers marins), 2) les structures géomorphologiques (principalement des formes d’accumulation : estran sablo-vaseux, cheniers coquilliers), et 3) les structures biogéniques (récifs de *Sabellaria alveolata* et banquettes à *Lanice conchilega*).

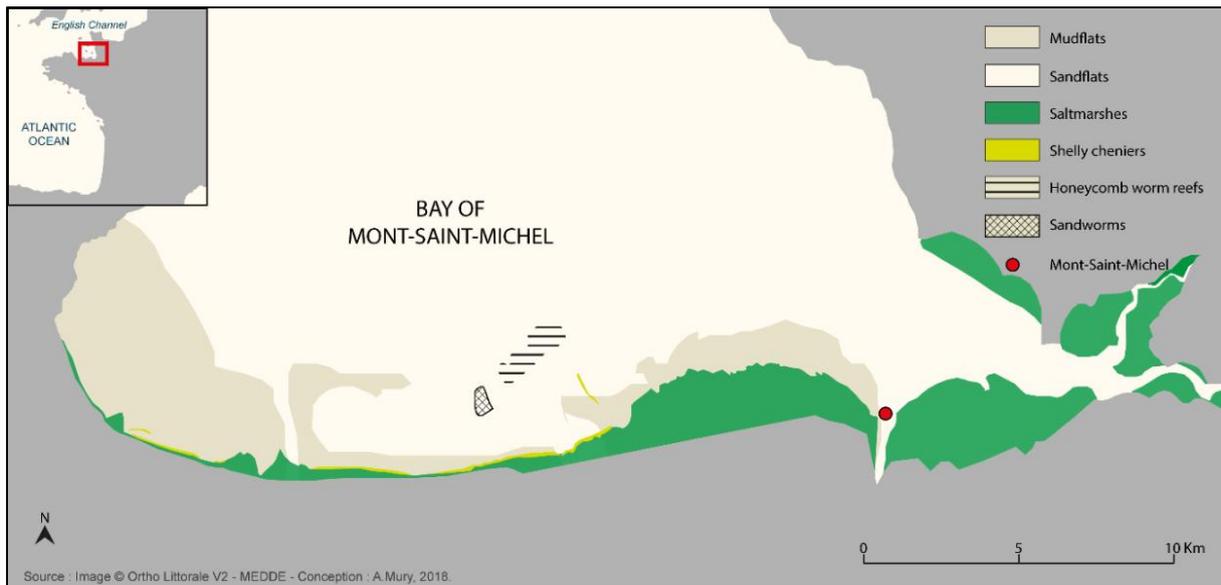


Figure 11. Carte de localisation des différents systèmes écogéomorphologiques atténuateurs identifiés en baie du Mont-Saint-Michel. Source : Mury *et al.* (2020a).



Figure 12. Illustration des différents systèmes écogéomorphologiques atténuateurs identifiés en baie du Mont-Saint-Michel. Source : Mury *et al.* (2020a).

La recherche de littérature a été réalisée en utilisant des portails de recherche comme Google Scholar, Web of Science et Bibcnrs (base de données des équipes de recherche du CNRS) pour cibler

des articles traitant de la protection des côtes, de l'atténuation des vagues, des services écosystémiques et des solutions basées sur la nature pour l'atténuation des vagues.

Pour réaliser cette revue de la littérature, plusieurs mots-clés ont été utilisés, allant de mots-clés génériques (services écosystémiques, service de protection côtière, protection côtière) à des termes plus détaillés, sous forme de « nom du système + atténuation des vagues » (atténuation ou réduction) ou « nom du système + atténuation de la hauteur des vagues » ou « nom du système + service de protection (ex : atténuation des vagues par les marais littoraux, atténuation de la hauteur des vagues par les marais littoraux, service de protection marais littoraux).

Par la suite, une sélection d'articles mentionnant un pourcentage d'atténuation global par les systèmes éco-géomorphologiques ou un pourcentage d'atténuation par unité de distance (%/m) pour la comparaison des données, a été retenue.

À l'issue de ce travail de recherche, 33 articles correspondant aux critères de recherche ont été retenus : 15 concernaient les marais littoraux, sept les estrans sablo-vaseux, cinq les herbiers marins, quatre les récifs d'huîtres, deux les cheniers coquilliers, et aucun concernant les récifs *Sabellaria alveolata* et *Lanice conchilega*. (Figure 13)

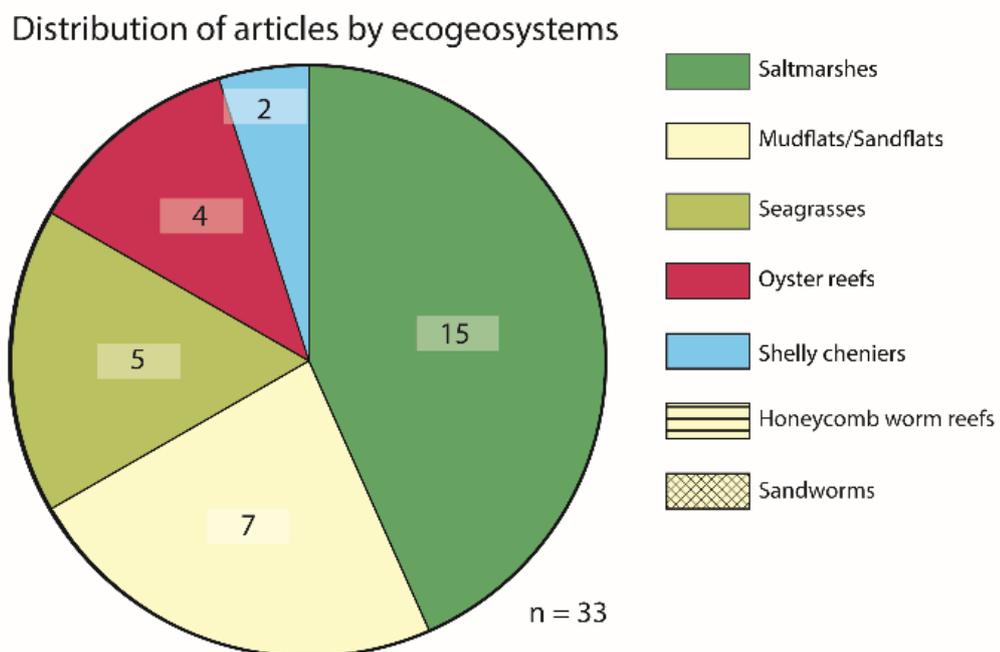


Figure 13. Répartition des articles recensés dans la littérature, par système éco-géomorphologique. Source : Mury *et al.* (2020a).

La plupart des études, présentées dans cette revue de la littérature, ont été réalisées sur les côtes Atlantiques, en particulier le long des côtes européennes et nord-américaines (Figure 14).

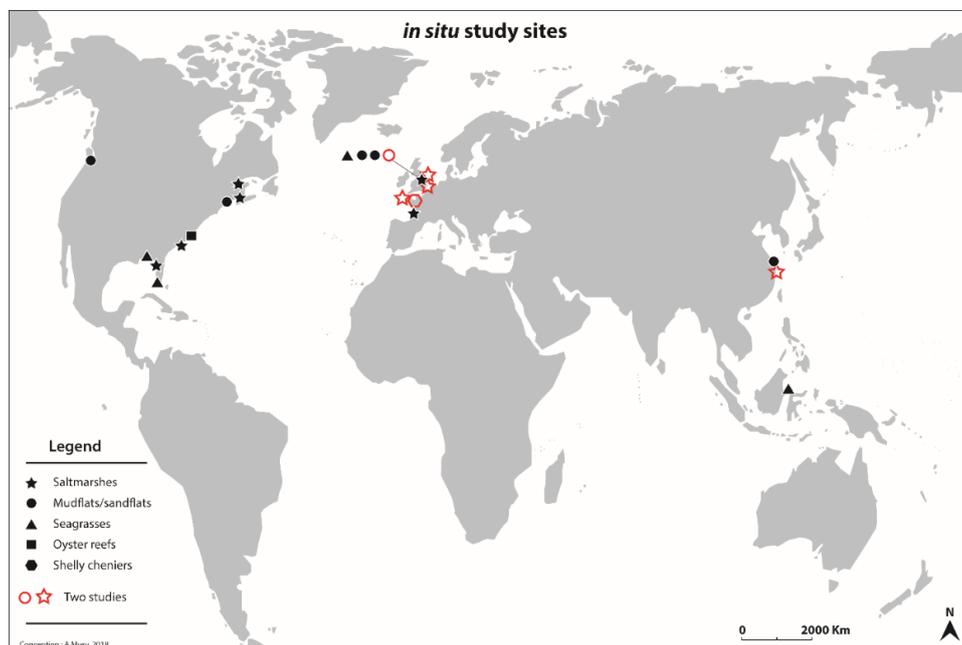


Figure 14. Localisation des sites d'études recensés dans la littérature Source : Mury *et al.* (2020a).

Marais littoraux

Concernant les marais littoraux, quinze études portant sur l'atténuation des vagues ont été sélectionnées (Tableau 1). Compte tenu de la diversité des sites et des méthodes de mesure utilisés dans les différentes études, des choix méthodologiques ont été fait pour comparer les différents travaux.

Premièrement, le choix a été fait d'utiliser les valeurs de d'atténuation des hauteurs de vague exprimées en pourcentage d'atténuation par mètre, pour obtenir une unité commune entre les études. Lorsque la valeur de l'atténuation n'a pas été fournie directement par les auteurs, celle-ci a été calculée (voir les cases grisées). Bien que l'influence de la distance par rapport au rivage, la caractérisation de l'estran et du fond marin, des conditions hydrodynamiques et de la profondeur de l'eau, sous-jacentes aux études, n'aient pas été prises en compte, les valeurs calculées offrent un premier degré de comparaison.

Deuxièmement, une hiérarchisation fondée sur des critères écologiques, et plus précisément sur la hauteur du couvert végétal, a été réalisée afin de comparer l'atténuation des hauteurs de vagues dans l'ensemble des études. Ainsi, ont été identifiées des études faisant référence à des marais littoraux mono-spécifiques composées de communautés végétales « hautes » (*Spartina alterniflora*, *Spartina maritima*, *Scirpus mariqueter*, *Spartina patens*), et des marais à végétations mixtes « basses » (nord-ouest de l'Europe marais littoral mixte à *Elymus athericus*, *Puccinellia maritima*, *Salicornia europaea*,

Suaeda maritima, etc.). En ce qui concerne les études sur les communautés végétales « hautes » (Wayne 1976 ; Knutson *et al.*, 1982 ; Morgan *et al.*, 2009 ; Yang *et al.*, 2008 ; Yang *et al.*, 2012 ; Lechevalier, 2016), l'atténuation des Hm_0 variait de -0,95 à -7,86 %/m (moyenne : -3,3 %/m).

Ces résultats diffèrent considérablement de ceux observés pour les communautés végétales « basses » des marais littoraux mixtes (Moller *et al.*, 1996, 1999, 2002, 2006, 2014 ; Cooper, 2005 ; Collin *et al.*, 2018 ; Mury *et al.*, 2018). En effet, l'atténuation de la hauteur des vagues y étant comprise entre -0,3 et -1,8 %/m (moyenne : -0,52 %/m).

Tableau 1.Synthèse des études recensées dans la littérature, portant sur le service écosystémique d'atténuation des vagues par les marais littoraux. Source : Mury *et al.* (2020a).

Référence	Site	Régime tidal	Matériel	Caractéristiques du site	Atténuation			
					Hauteur		Énergie	
					Total	%/m	Total	%/m
Wayne, 1976	Adams Beach, Florida, USA	Micro	NC	<i>S. alterniflora</i>	-71 %/20m	-3,6	-92 %/20m	-4,6
				<i>T. testudinum</i>	-42 %/20m	-2,1	-67 %/20m	-3,4
Knutson <i>et al.</i> , 1982	Chesapeake Bay, Virginia, USA	Micro	Capteur de vagues	<i>S. alterniflora</i>	-40 %/2.5m - 57 %/5m -65 %/10m -87 %/20m -94 %/30m	-3,1	-64 %/2.5m -72 %/5m -88 %/10m -98 %/20m -100 %/30m	-3,33
Moller <i>et al.</i> , 1996	North Norfolk, UK	Macro	Capteur de pression	Végétation mixte des marais d'Europe du nord-ouest	-53,6 %/180m	-0,3	-79 %/180m	-0,44
Moller <i>et al.</i> , 1999	North Norfolk, UK	Macro	Capteur de pression	Végétation mixte des marais d'Europe du nord-ouest	-60,96 %/180m -63 %/200m	-0,34	-82 %/180m	-0,45

Moller and Spencer, 2002	Dengie Peninsula, Essex, UK	Macro	Capteur de pression	Végétation mixte des marais d'Europe du nord-ouest	Pente douce	-87,37 %/ 163m	-0,54	-98,92 % / 163m 99 %/310m (transect)	[-0,61 ; -0,3] (transect)
					Microfalaise	-43,81 %/ 10m	-4,38	-79,13 %/10m	-7,91
Cooper, 2005	The Wash, Eastern England, UK	Macro	Bouée et Capteur de pression	« <i>Wrangle flats</i> » transect		-90,7 %/ 300m	-0,3	-97,1 %/ 300m	-0,32
				« <i>Butterwick Low</i> » transect		-63,5 %/ 250	-0,25	-71,9 %/ 250m	-0,29
				« <i>Breast Sand</i> » transect		-78 %/110m	-0,7	-91,3 %/ 110m	-0,83
Moller, 2006	Dengie Peninsula, Essex, UK	Macro	Capteur de pression	Végétation mixte des marais d'Europe du nord-ouest		[-2 ; 7] %/10m	[-1 ; -1,8]	/	/
Yang <i>et al.</i> , 2008	Eastern Chongming, China	Macro	Capteur de pression	<i>S. mariqueter</i> , <i>S. alterniflora</i>		-16 %/ 16,5m	-0,95	-29 %/ 16,5m	-1,80
Lambert, 2009	Saint Laurent Estuary, Canada	NC	Capteur de pression	<i>S. alterniflora</i> , <i>S. patens</i>		/	/	[-37 ; -88] %/ 566m	[-0,7 ; -0,16]

Morgan <i>et al.</i> , 2009	Northern New England, USA	NC	/	<i>S. alterniflora</i>	-55 %/7m	-7,86	/	/
				<i>S. patens</i> , <i>J. gerardii</i> , <i>D. spicata</i> et <i>P. maritima</i>	-52 %/7m	-7,43	/	/
Yang <i>et al.</i> , 2012	Eastern Chongming, China	Macro	Capteur de pression	<i>S. alterniflora</i>	-30 %/7,5m -51 %/20m -79 %/51m	-2,34	/	/
Moller <i>et al.</i> , 2014	Ex situ	/	Capteur de pression	Marais mixte à <i>E. athericus</i> , <i>P. maritima</i> , <i>A. prostrata</i>	-20 %/40m (conditions de forte énergie)	-0,5	/	/
Lechevalier, 2016	Moëze, France	Macro	Capteur de pression et ADV	<i>S. maritima</i>	/	-1,9	/	/
				<i>H. portulacoides</i>	/	-4,6	/	/
Collin <i>et al.</i> , 2018b	Bay of Lancieux, France	Mega	Capteur de pression	Bas-schorre à <i>S. anglica</i> et <i>S. europaea</i>	[-5 ; -10] %/100m	[-0,05 ; - 0,1]	/	/
				Moyen schorre à <i>H. portulacoides</i> et <i>T. maritima</i>	[-10 ; -20] %/100m	[-0,1 ; - 0,2]	/	/

				Haut schorre à <i>H. portulacoides</i> , <i>T. maritima</i> , <i>P. maritima</i> et <i>F. rubra</i>	> -20 %/100m	> -0,2	/	/
Mury <i>et al.</i> , 2018	BMSM, France	Mega	Capteur de pression	Végétation mixte des marais d'Europe du nord-ouest	> -78%/100m	> -0,78	/	/

Estran sablo-vaseux

La deuxième partie du travail d'analyse a été consacrée au potentiel atténuateur des estrans sablo-vaseux pour lequel sept études ont été sélectionnées (Tableau 2).

La majorité de ces études traitaient indirectement du processus d'atténuation des vagues par les vasières ou les grèves. En effet, les mesures effectuées sur les transects sablo-vaseux ont principalement été utilisées comme échantillons aux fins de comparaison avec les atténuations induites par les autres systèmes écogeomorphologiques (seul l'article de Houser et Hill (2010) s'est concentré sur le potentiel des vasières). Il s'agissait donc de transects de références. Les taux d'atténuation enregistrés dans ces diverses études se situaient généralement entre +0,23 %/m (augmentation modeste de la hauteur significative des vagues) et -0,2 %/m (à l'exception des données de l'étude de Morgan *et al.* (2009), qui ont atteint 4 %/m, en raison de la faible distance entre les stations d'enregistrement).

Tableau 2. Synthèse des études recensées dans la littérature, portant sur le service écosystémique d'atténuation des vagues par les estrans sablo-vaseux. Source : Mury *et al.* (2020a).

Référence	Site	Régime tidal	Matériel	Caractéristiques du site	Atténuation			
					Hauteur		Énergie	
					Total	%/m	Total	%/m
Moller <i>et al.</i> , 1996	North Norfolk, UK	Macro	Capteur de pression	/	-13,5 %/ 197m	-0,07	-26 %/197m	-0,13
Moller <i>et al.</i> , 1999	North Norfolk, UK	Macro	Capteur de pression	/	-15,29 %/ 197m	-0,08	-29 %/197m	-0,15
Moller and Spencer, 2002	Dengie Peninsula, Essex, UK	Macro	Capteur de pression	Pente douce	-20,57 %/ 147m	-0,14	-35,25 %/ 147m	-0,24
				Microfalaise	+23,91 %/ 102 m	+0,23	+55,06 %/ 102m	+0,54
Cooper, 2005	The Wash, Eastern England, UK	Macro	Capteur de pression	« <i>Wrangle flats</i> » transect	-10,1 %/330m	-0,03	-15,9 %/330m	-0,05
				« <i>Butterwick Low</i> » transect	-23 %/390m	-0,06	-35,8 %/390m	-0,09
				« <i>Breast Sand</i> » transect	-36,4 %/180m	-0,2	-56,2 %/180m	-0,31
Yang <i>et al.</i> , 2008	Eastern Chong-ming, China	Macro	Capteur de pression et de marée	/	-11 %/185m	-0,06	-21 %/185m	-0,11
Morgan <i>et al.</i> , 2009	Northern New England, USA	NC	NC	/	-28 %/7m	-4,0	/	/

Houser and Hill, 2010	Fraser River Delta, Canada	NC	Capteur de pression et de courant	/	-42 %/4500m	-0,01	-62 %/4500m	-0,014
-----------------------	----------------------------	----	-----------------------------------	---	-------------	-------	-------------	--------

Herbiers marins

En ce qui concerne les travaux alloués aux herbiers marins, un choix méthodologique important a été fait en excluant toutes les études portant sur les herbiers marins artificiels (Tableau 3). En effet, compte tenu de la fragilité relative des herbiers marins dans leur environnement naturel, une pléthore d'études ont porté sur les herbiers marins artificiels. L'exclusion des herbiers marins artificiels de cet examen est justifiée en ciblant principalement les composantes naturelles du domaine intertidal et leurs réponses aux phénomènes météorologiques et au forçage des vagues.

Compte tenu des études portant sur l'atténuation des H_{m0} , une grande variabilité a été enregistrée, de -0,03 %/m à -0,77 %/m. Cette variabilité des résultats peut s'expliquer par la fragilité de ce type de système et sa dépendance aux conditions expérimentales. De plus, un autre facteur explicatif de cette variabilité est la diversité des caractéristiques morphologiques (ex : système racinaire, morphométrie des feuilles) des diverses espèces.

Tableau 3. Synthèse des études recensées dans la littérature, portant sur le service écosystémique d'atténuation des vagues par les prairies naturelles d'herbiers marins. Source : Mury *et al.* (2020a).

Référence	Site	Régime tidal	Matériel	Caractéristiques du site		Atténuation			
						Hauteur		Énergie	
						Total	%/m	Total	%/m
Fonseca and Cahalan, 1992	Ex situ	/	Canal à houle	<i>Halodule wrightii</i> , <i>Syringodium filiforme</i> , <i>Thalassia testudinum</i> , <i>Zostera marina</i>		/	/	[-20 ; -76] %/1m (Moy. -40%)	
Prager and Halley, 1999	Calusa Key, Florida Bay, USA	NC	Capteur de pression	<i>Thalassia testudinum</i>		/	/	> -80 %/ 2500m	-0,03
Paul and Amos, 2011	Ryde Sand, Isle of Wight, UK	Macro	Capteur de pression	<i>Zostera noltii</i>	Haute densité	-20 % / 30-95m	[-0,66 ; -0,21]	/	/
					Faible densité	<-10 %/ 30-95m	[-0,33 ; -0,11]	/	/
Bradley and Houser, 2009	Santa Rosa Island, Florida, USA	Micro	Capteur de pression	<i>Thalassia testudinum</i>		+20 %/sur les 5 premiers mètres puis baisse	-0,7 (39m)	/	/

					30% / 39m			
Christianen <i>et al.</i> , 2013	Derawan Island, Indonesia	NC	Capteur de pression	<i>Halodule uninervis</i>	18 %/ 667m 30 %/ 450m 11 %/ 200m	[-0,03 ; - 0,07]	/	/

Récifs d’huitres

Les récifs d’huitres sont considérés comme des brise-lames naturels depuis plusieurs siècles et sont actuellement utilisés dans les programmes de restauration du milieu naturel (Walker *et al.*, 2011). Leur valeur en tant que système naturel protecteur est attestée, mais il y a étonnamment peu d’études qui visent à quantifier ce potentiel atténuateur. Parmi les études retenues, trois sur quatre sont des études ex situ (Tableau 4). Les données de ces études sont peu harmonisées en raison de la forme des récifs d’huitres, de sorte qu’un pourcentage d’atténuation par mètre (mesures de surface) est inapproprié pour l’estimer. Une mesure ponctuelle serait plus susceptible de mettre en évidence la capacité d’atténuation de ces récifs. La seule valeur d’atténuation par un récif naturel est issue des travaux de Garvis (2012) : une atténuation de 23 % pour un transect de trois mètres, soit -7,6 %/m. Il convient de noter l’absence de considération de la non-linéarité de l’atténuation et l’effet de déferlement possible sur la première section du récif.

Tableau 4. Synthèse des études recensées dans la littérature, portant sur le service écosystémique d'atténuation des vagues par les récifs d'huîtres. Source : Mury *et al.* (2020a).

Référence	Site	Régime tidal	Matériel	Caractéristiques du site	Atténuation			
					Hauteur		Énergie	
					Total	%/m	Total	%/m
Garvis, 2012	ex situ	/	Capteur de pression	Récif mort	< -1 %/3m		/	/
				Récif naturel	-23 %/3m		/	/
				Récif restauré	-25 %/3m		/	/
Taube, 2013	Delmarva Peninsula, Virginia, USA	Micro-tidal	Capteur de vagues et doppler acoustique	<i>Crassostrea virginica</i>	/	/	-49 %	/
Manis <i>et al.</i> , 2015	ex situ	/	Capteur de pression	Récemment installé	-10,3 %	/	-18,7 %	/
				1 an	-10,5 %	/	-44,7 %	/
Godfroy, 2017	ex situ	/	Modèle	/	[-9 ; -64] %	/	/	/

Cheniers coquilliers

La capacité des cheniers coquilliers à réduire l'énergie des vagues est, tout comme pour les récifs d'huitres, couramment considérée, bien qu'elle soit peu documentée. Les cheniers coquilliers sont des structures sédimentaires relativement rares ce qui explique le peu d'information à leur sujet et notamment sur leur capacité de mitigation des vagues (Anthony *et al.*, 2019).

Ainsi, seulement deux études correspondant aux critères de recherche sur cet aspect de l'atténuation ont été retenues (Tableau 5). La première étude a montré un taux très élevé d'atténuation de l'énergie des vagues, autour de 98 % pour les cheniers « sains », tandis que la seconde étude, axée sur l'atténuation de la hauteur significative des vagues, a montré un taux d'environ 61 % pour un chenier en bon état, et environ de 39 % d'atténuation des H_{m0} pour un chenier dégradé. Au même titre que les récifs d'huitres, l'attribution d'une valeur moyenne d'atténuation par mètre pour différents cheniers semble inappropriée en raison de l'importante variabilité morphologique des structures.

Tableau 5. Synthèse des études recensées dans la littérature, portant sur le service écosystémique d'atténuation des vagues par les cheniers coquilliers. Source : Mury *et al.* (2020a).

Référence	Site	Régime tidal	Matériel	Caractéristiques du site	Atténuation			
					Hauteur		Énergie	
					Total	%/m	Total	%/m
Jeanson <i>et al.</i> , 2016	BMSM, France	Mega	Capteur de pression	Chenier développé	/	/	-98 %	/
				Chenier dégradé	/	/	-70 %	/
Mury <i>et al.</i> , 2018	BMSM, France	Mega	Capteur de pression	Chenier développé	-61,1 %/100m	-0,61	/	/
				Chenier dégradé	-39,3 %/100m	-0,39	/	/

Récif de *Sabellaria alveolata* et banquettes à *Lanice conchilega*

À l'issue du travail de recherche bibliographique, il apparaît que la capacité d'atténuation de ces structures biogéniques (*Sabellaria alveolata* et *Lanice conchilega*) n'a jamais été quantifiée. Néanmoins, les ouvrages de référence évoquent un processus d'atténuation potentiel par les colonies, qui pourrait augmenter considérablement la rugosité de la surface (Collin *et al.*, 2018) et ainsi réduire l'énergie des vagues.

Cette absence de prise en compte de ce rôle de protection pourrait être expliquée par plusieurs raisons. Ces structures biogéniques sont généralement mal connues en raison de leur rareté relative par rapport à d'autres systèmes éco-géomorphologiques comme les marais littoraux ou les herbiers marins. De plus, leur emplacement à l'étage inférieur du domaine intertidal (et donc éloignée du trait de côte) pousse les scientifiques à les considérer comme des éléments marginaux dans l'atténuation globale induite par la zone intertidale, en particulier dans un environnement mégatidal.

Ce travail de synthèse de la littérature portant sur le service d'atténuation des vagues par les systèmes éco-géomorphologiques de la zone intertidale du domaine tempéré a permis de mettre en évidence plusieurs éléments. En effet, il apparaît que la capacité d'atténuation de certains systèmes éco-géomorphologiques est bien documentée, comme c'est le cas pour les marais littoraux (Tableau 1). À l'inverse, certaines entités, plus rares dans le monde ou situées plus bas dans la zone intertidale, sont mal connues, en particulier les cheniers coquilliers, les récifs biogéniques de *Sabellaria alveolata* et les banquettes à *Lanice conchilega*.

Ainsi, par une analyse quantitative et qualitative des différents documents, une tendance apparaît : plus le système éco-géomorphologique est situé loin du trait de côte, plus il existe des lacunes dans les connaissances de leurs capacités d'atténuation. La distribution des documents examinés le long d'un transect transversal conceptuel illustre d'ailleurs cette constatation (Figure 15).

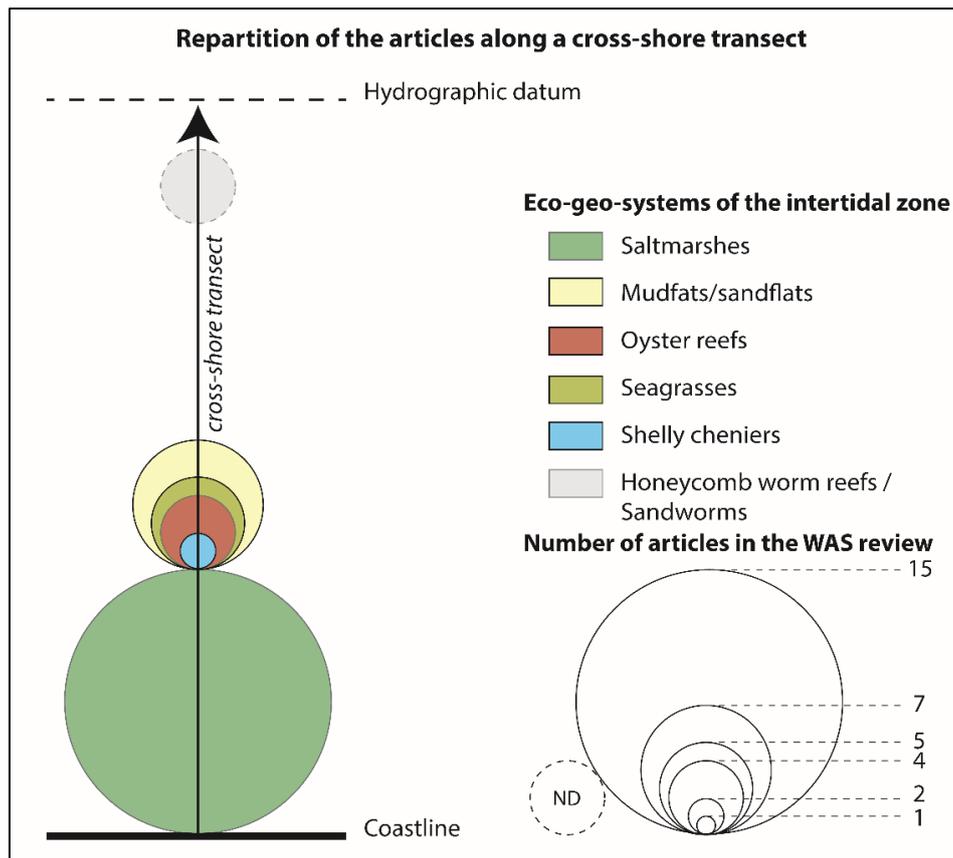


Figure 15. Répartition des articles recensés, le long d'un transect transversal conceptuel. Source : Mury *et al.* (2020a).

On observe à la lecture des différents travaux qu'il existe de véritables difficultés quant à l'harmonisation des diverses données d'atténuation entre les études. Celles-ci sont dues à plusieurs facteurs. Le premier facteur est l'hétérogénéité structurelle des sites d'étude et des systèmes éco-géomorphologiques : leurs formes (entités ponctuelles comme les cheniers par rapport aux entités surfaciques comme les marais littoraux) ou leurs compositions intrinsèques (ex : différentes communautés végétales pour les études sur les marais littoraux, divers transects de mesure de longueurs différentes et des conditions de mesure diverses : conditions météorologiques, saisons, régimes de marées, niveaux d'eau).

La deuxième raison concerne les ensembles de données publiées : certaines informations techniques sont manquantes ; les données sur la morphométrie de l'estran et du fond marin, le régime hydrodynamique et la distance par rapport au trait de côte ne sont souvent pas précisées, ce qui a pour conséquence l'introduction de biais dans l'harmonisation des données en raison de l'ignorance de l'influence de ces éléments sur l'atténuation.

La troisième raison concerne l'hétérogénéité des méthodes de mesure entre les différentes études (capteurs de pression, bouées, enregistreurs de vagues), qui compliquent et entravent même la comparaison entre les études (mesures de H_{m0} et mesure de dissipation d'énergie). De plus, les méthodes de calcul des hauteurs significatives des vagues ne sont que très rarement évoquées dans les

différentes études recensées, ce qui une fois de plus peut induire des biais lors de la comparaison des différentes données.

Le choix de réaliser cette synthèse sur la simple variable de l'atténuation de la hauteur significative des vagues s'explique par le fait qu'il s'agit de la variable la plus couramment considérée dans la littérature et elle offre une possibilité de comparaison supérieure aux autres variables qui pourraient être prises en compte tel que l'énergie des vagues.

Les caractéristiques liées au régime des marées (ondes infragravitaires) et à la vitesse d'écoulement n'ont pas été prises en compte dans cet examen, bien que leur contribution au phénomène de submersion marine soit également à considérer pour une appréhension complète de l'interaction entre la masse d'eau et les systèmes éco-géomorphologiques.

De plus, dans la plupart des cas, l'atténuation des hauteurs significatives des vagues est considérée mathématiquement comme un processus linéaire le long de la section de l'étude, alors qu'il s'agit en réalité d'un processus non-linéaire et complexe (Koch *et al.*, 2009).

Cette approche linéaire simplifiée du processus d'atténuation, pourrait s'expliquer par les contingences méthodologiques et matérielles. En effet, les données utilisées pour le calcul de l'atténuation des vagues proviennent souvent de stations ponctuelles et fixes, situées de part et d'autre de la section d'étude.

Le tableau 6 résume les résultats obtenus à partir des documents examinés (Tableau 6). Malgré sa conception simple, le tableau donne un premier aperçu de la valeur du service d'atténuation de la hauteur significative des vagues pour chaque système éco-géomorphologique étudié.

Tableau 6. Synthèse des valeurs d'atténuations recensés dans la littérature. Source : Mury *et al.* (2020a).

Forme	Systèmes éco-géomorphologiques	Atténuation des H_{m0}
Surfacique	Marais littoraux	[-0,05 ; -7,86] %/m
	Vasières	[-0,01 ; -4] %/m
	Herbiers marins	[-0,03 ; -0,77] %/m
Ponctuelle	Récifs d'huitres	[-1 ; -64] % (récif entier)
	Cheniers coquilliers	[-70 ; -98] % (intégralité du transect d'étude) *

**Chapitre 2 – Contextes locaux du golfe
normano-breton, de la baie du Mont-Saint-Michel et
de la côte d'Émeraude**

2.1. Sites d'étude

2.1.1. Contexte physique du golfe normano-breton

Le golfe normano-breton, situé dans la partie occidentale de la Manche, est un espace maritime de 14 000 km² qui présente un linéaire côtier d'environ 450 km entre le cap de la Hague au nord de la presqu'île du Cotentin et les Héaux de Bréhat sur la côte nord Bretagne (Figure 16). Il peut être délimité en mer par une ligne virtuelle entre le cap de La Hague, la fosse des Casquets et l'île de Bréhat (Le Mao *et al.*, 2020).



Figure 16. Cartographie générale du golfe normano-breton. Source : Mury (2020), inédit.

2.1.1.1. Contexte géologique du golfe normano-breton

Au niveau géologique, ce littoral s'inscrit dans la partie nord du massif armoricain principalement composé de roches plutoniques (granites), métamorphiques (gneiss, micaschistes) et parfois sédimentaires, héritées du protérozoïque supérieur (grès du cap Fréhel) (Kerrien, 1972 ; Lefort, 1975) (Figure 17).

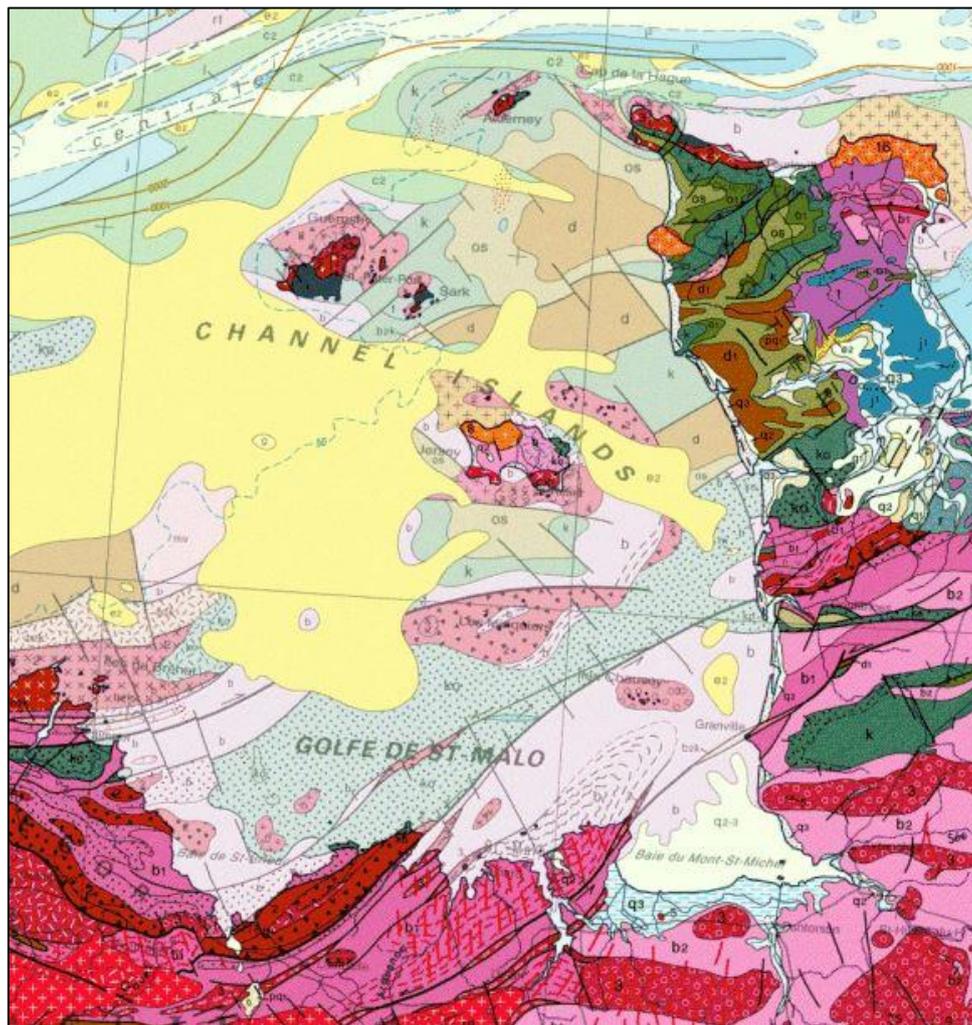


Figure 17. Extrait de la carte géologique au 1 :1 000 000. Source : BRGM (voir légende en Annexe 1).

2.1.1.2. Contexte topo-bathymétrique du golfe normano-breton

La topographie continentale du golfe normano-breton est celle d'une pénéplaine, de faible altitude, mais néanmoins accidentée et incisée par d'importantes vallées fluviales telles que les vallées de l'Arguenon, et de la Rance dans le sud du golfe, les vallées estuariennes du Couesnon, de la Sélune et de la Sée dans la baie du Mont-Saint-Michel et la vallée de la Sienne dans le sud-Manche.

La topographie du littoral du golfe se caractérise par une alternance de pointes rocheuses taillées en falaises et de baies, entre la Pointe de l'Arcoüest à l'ouest et le Cap de la Hague au nord-est. Parmi les originalités topographiques du golfe, l'existence de zones basses telles que le marais de Dol au sud de la baie du Mont-Saint-Michel et les marais du Cotentin et du Bessin dans le département de la Manche, au sud de la presqu'île du Cotentin, mais également de promontoires rocheux émergeant au cœur de ces zones basses, à l'image du Mont Dol, du Massif de Saint-Broladre, du Mont-Saint-Michel et celui de Tombelaine au nord du Mont-Saint-Michel (Figure 18).



Figure 18. Carte de la topographie du golfe normano-breton. Source : Mury (2020), inédit.

Concernant la bathymétrie du golfe normano-breton, elle se caractérise par de faibles profondeurs ne dépassant les 50 m qu'à l'ouest des îles anglo-normandes de Jersey et Guernesey, avec une profondeur maximale de 160 m dans la fosse centrale des Casquets (Le Mao *et al.*, 2020) (Figure 19). La bathymétrie du golfe connaît une décroissance suivant un axe nord-ouest – sud-est. On dénombre au cœur du golfe, de nombreuses îles et îlots dont l'existence s'explique par la présence de plateaux rocheux (plateau des Minquiers, plateau des Echaudés, plateau de Barnouic...) et de nombreux bancs sableux (banc de la Corbière, banc des Casquets, etc.).

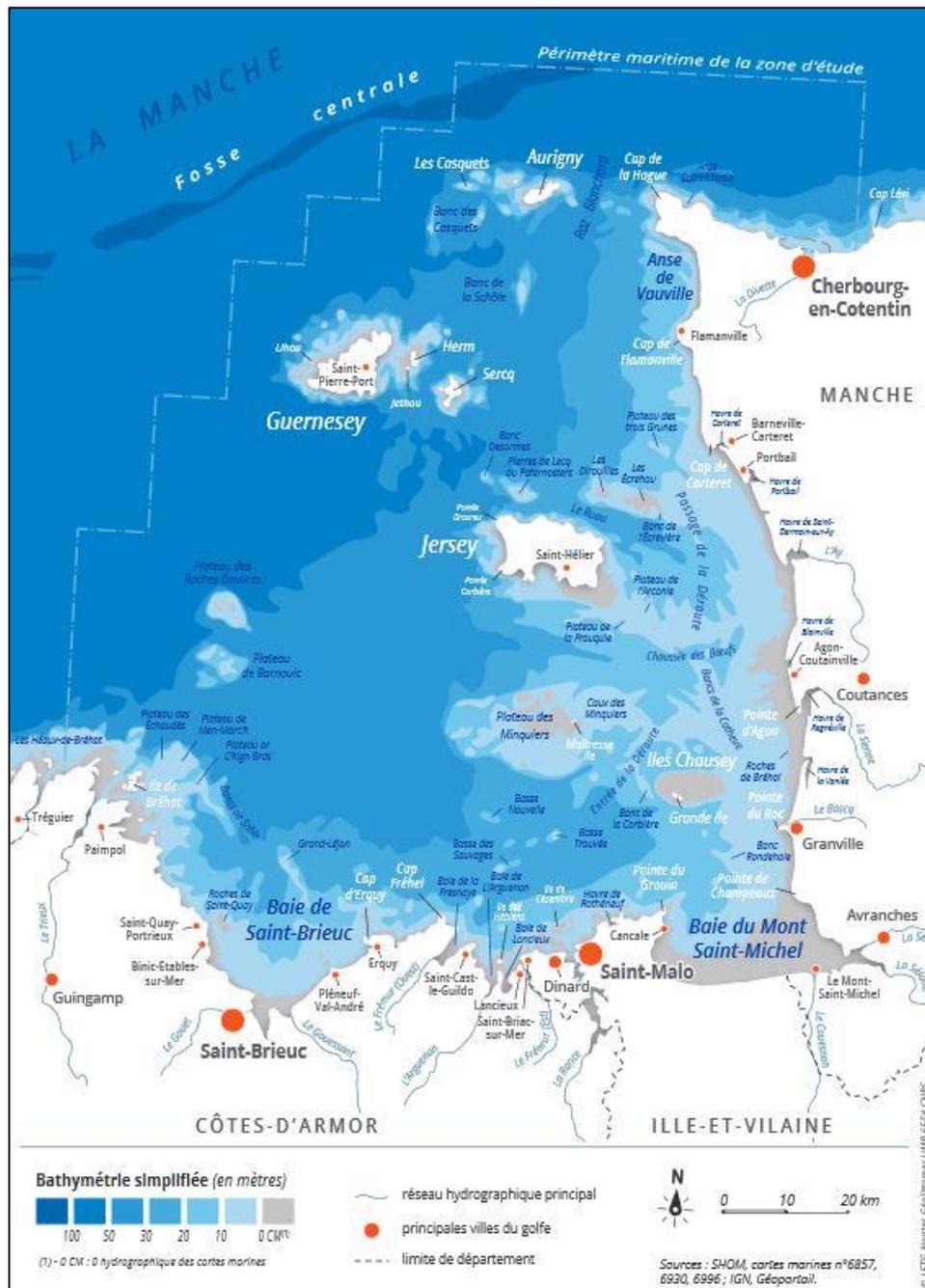


Figure 19. Carte bathymétrique simplifiée du golfe normano-breton. Source : Le Mao *et al.* (2020).

2.1.1.3. Contexte climatique régional

Le littoral du golfe normano-breton se caractérise par un climat de type océanique, présentant de faibles variations thermiques et une grande instabilité des types de temps (Planchon, 1997).

La température annuelle moyenne sur la normale 1981-2010, mesurée à la station météorologique de Dinard est d'environ 11,2°C. Le cumul annuel des précipitations est quant à lui compris entre 690 à 732 mm, avec un maximum de précipitations enregistré entre les mois d'octobre et décembre.

2.1.1.4. Régime tidal régional

Le golfe normano-breton se caractérise par d'importants marnages, compris entre environ 8 m (régime macrotidal) entre le cap de la Hague et l'île de Bréhat et plus de 14 m dans le domaine estuarien de la baie du Mont-Saint-Michel (régime mégatidal) (Figure 20).

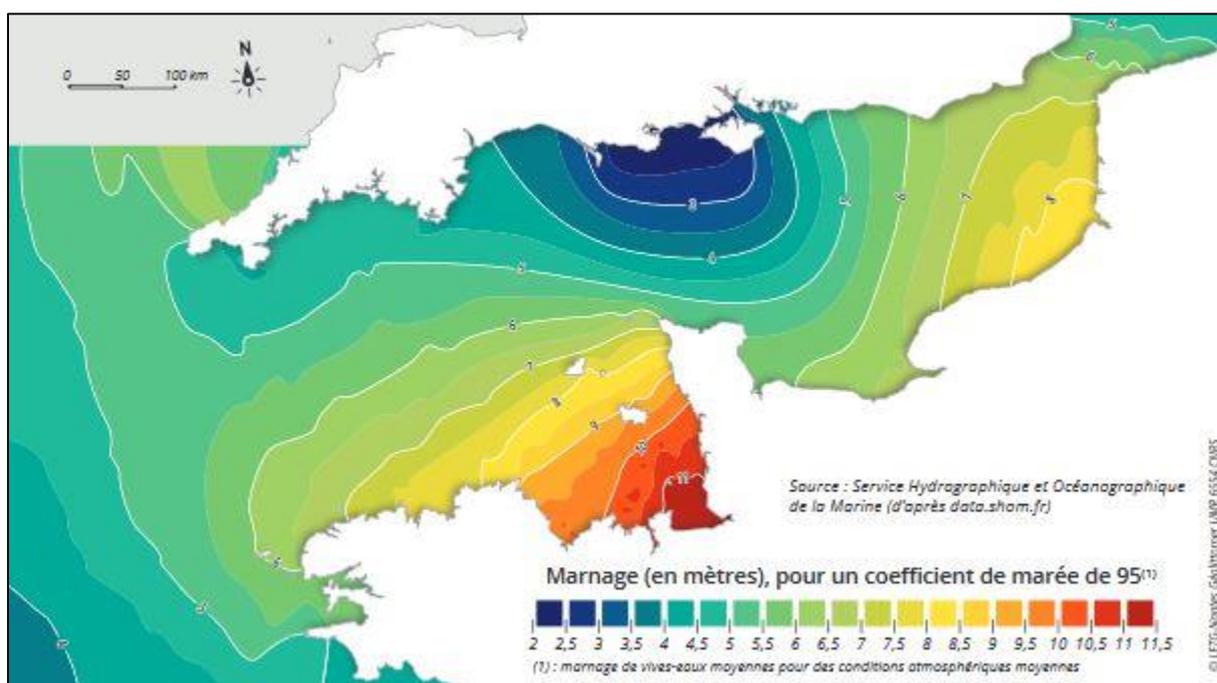


Figure 20. Cartographie des marnages en Manche. Source : SHOM – LETG-Nantes Géolittomer.

Ces marnages permettent la distinction de différents domaines tidaux contraignant la répartition des systèmes écogéomorphologiques en fonction des niveaux d'eau. On distingue ainsi :

- L'étage supralittoral, à l'interface terre-mer, situé au-dessus du niveau moyen des mers de vive-eau (marées d'équinoxes) ;
- L'étage médiolittoral, délimité vers le haut par le niveau moyen des hautes mers de vive-eau et vers le bas par le niveau moyen des basses mers de vive-eau ;
- L'étage infralittoral, qui se découvre partiellement à l'occasion des basses-mers de vive-eau et ;
- L'étage circalittoral (ou sublittoral) correspondant à la partie immergée en permanence.

Il est également possible d'établir une autre classification, entre le domaine supratidal qui n'est pas soumis au phénomène des marées, le domaine intertidal (estran) correspondant à la zone de battement des marées et le domaine subtidal qui quant à lui est toujours immergé. Dans le cadre de ce travail de recherche, l'attention est portée sur les entités du domaine intertidal, qui s'étend donc entre l'étage médiolittoral et l'étage infralittoral (Figure 21).

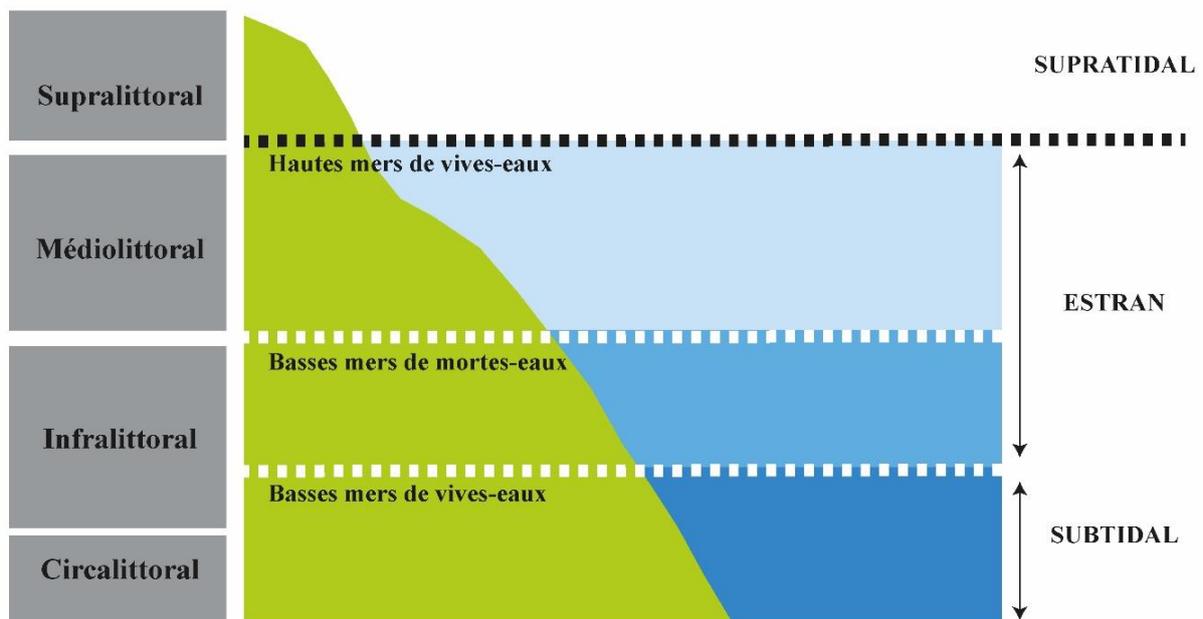


Figure 21. Étages littoraux. Source : Mury (2020), redessiné d'après IFREMER-REBENT.

2.1.1.5. Marées et hydrodynamiques du golfe normano-breton

Les houles primaires observées au sein du golfe normano-breton, sont principalement orientées ouest et ouest-nord-ouest. Les hauteurs de houles maximales sont observées dans le secteur nord-ouest du golfe et décroissent en direction du sud-est (Garreau, 1993).

S'agissant des courants du golfe normano-breton, on observe la présence de nombreux gyres dont la formation s'explique en raison de la présence des archipels et des îles. Les courants de surface mesurés dans le golfe normano-breton présentent des vitesses relativement faibles dépassant rarement les 3 m/s, hormis dans le secteur de la pointe de la Hague où ils atteignent ponctuellement des valeurs supérieures à 4,5 m/s (Figure 22 et Figure 23).

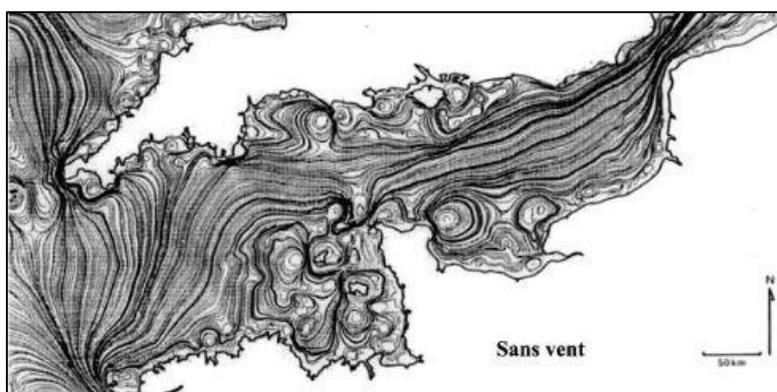


Figure 22. Principaux gyres du golfe normano-breton. Source : Réserve naturelle baie de Saint-Brieuc.

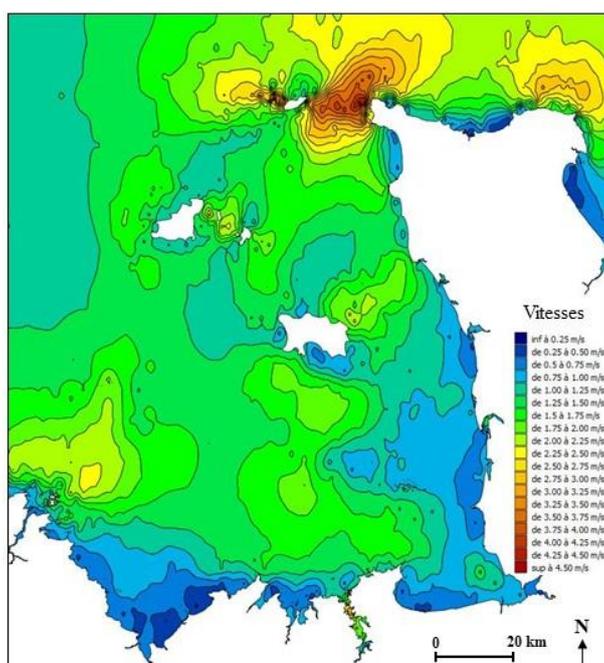


Figure 23. Vitesse des courants de surface dans le golfe normano-breton. Source : SHOM.

2.1.1.6. Typologie des côtes du golfe normano-breton

L'observation des littoraux du golfe normano-breton permet d'identifier deux grandes typologies de côtes : Les côtes à substrat dur (côtes rocheuses) et les côtes basses à substrat meuble au sein desquelles on distingue les sous-types que sont les côtes sableuses et les côtes vaseuses (Figure 24). On notera également la présence de secteurs littoraux artificialisés, par des ouvrages portuaires ou des systèmes de protection contre la mer. Ainsi, le littoral du golfe normano-breton présente des côtes vaseuses sur environ 37% de son linéaire, des côtes rocheuses à falaises sur environ 30%, les côtes sableuses représentent quant à elle environ 24% des côtes et les côtes artificialisées 9% (EUROSION 2004).

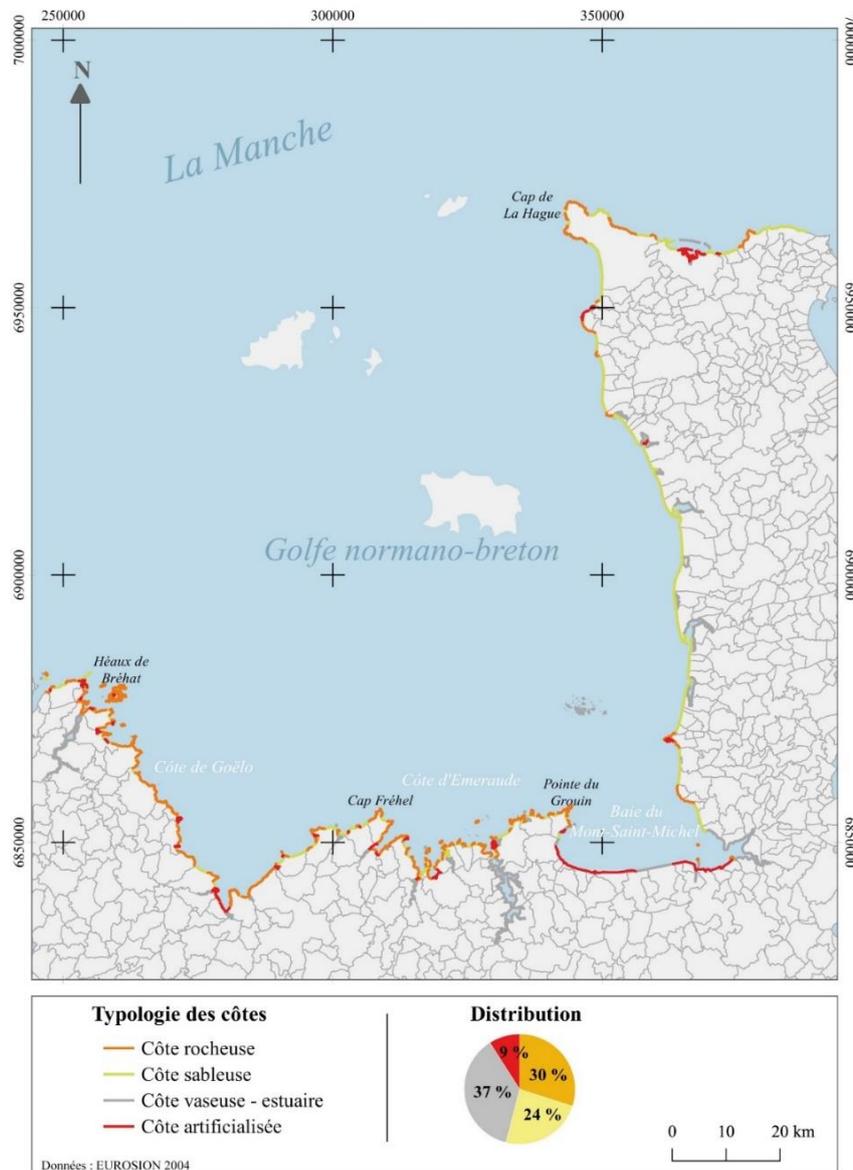


Figure 24. Typologie des côtes du golfe normano-breton. Source : Mury (2020), d'après EUROSION (2004).

2.1.2. Les systèmes écotopographiques caractéristiques du golfe normano-breton

La combinaison des types de côte et d'un marnage variable au sein du golfe normano-breton produisent un panel varié de systèmes écotopographiques qui peuvent être classés en fonction de leur nature (structures sédimentaires, communautés végétales, récifs biogéniques, etc.), et d'un gradient d'élévation.

2.1.2.1. Les systèmes écotopographiques des côtes à substrat dur

Les côtes rocheuses

Les côtes rocheuses, qui correspondent au substrat dur, au sein du golfe normano-breton se présente principalement sous forme de falaises dures composées de grès, et de roches métamorphiques (schistes, gneiss, micaschistes, migmatites ...). Ce système représente 30% des côtes du golfe et 57% du littoral de la côte d'Émeraude, entre le cap Fréhel et la pointe du Grouin (Mahmoud, 2015), on le retrouve également sur la presqu'île du Cotentin, notamment à la pointe de Granville, ainsi que sur l'archipel de Chausey et les îles anglo-normandes de Jersey et Guernesey. Il constitue par ailleurs le support des écosystèmes benthiques.

L'étage supralittoral à substrat dur

Bien qu'il ne soit jamais immergé, l'étage supralittoral est tout de même un environnement humide en raison des embruns et son étendue est variable d'un secteur à un autre en fonction des vagues et des projections qu'elles occasionnent. Cet étage héberge des formations végétales rudimentaires en grande majorité composées de lichens encroûtant ou fruticuleux et de cyanobactéries épi- et endolithiques. À l'exception d'une avifaune importante (notamment les oiseaux nicheurs), l'étage supralittoral présente une vie animale, peu diversifiée avec seulement deux ou trois espèces comme le gastéropode *Littorina neritoides* et le crustacé isopode *Ligia oceanica* (Le Mao *et al.*, 2020).

L'étage médiolittoral à substrat dur

Cet étage littoral, fortement soumis à la contrainte des vagues et des marées, héberge des formations végétales à forte capacité d'adaptation car résistants à de fortes variations des facteurs écologiques, comme de longues périodes d'immersion et d'émersion. Le couvert végétal de cet étage, généralement abondant, est composé en grande partie d'algues brunes (*Pelvetiae canaliculata*, *Fucus spiralis*, *Fucus vesiculosus*, *Fucus serratus*, *Flustrella hispida*) sur lesquelles s'observe une plus grande diversité d'animaux benthiques avec des mollusques (*Mytilus edulis*, *Monodonta lineata*, *Littorina rudis*, *Littorina obtusata*, *Patella vulgata*, *Gibbula umbilicalis*), des crustacés (*Balanus*

balanoides, *Balanus perforatus*, *Buccinum undatum*) et des annélides. On retrouve également dans la partie inférieure de cet étage quelques espèces de laminaires (*Laminaria saccharina*, *Laminaria digitata*, *Laminaria cloustoni*).

L'étage infralittoral à substrat dur

L'étage infralittoral se caractérise par une présence importante d'algues photophiles (*Laminaria saccharina*, *Laminaria digitata*, *Laminaria cloustoni*) formant de véritables forêts sous-marines. On y observe également une grande diversité d'invertébrés herbivores (*Gibbula magus*, *Calliostoma zizyphinum*) ainsi qu'une épifaune mobile (échinodermes) et fixée (anémones).

2.1.2.2. Les systèmes écogéomorphologiques des côtes à substrat meuble

Les systèmes écogéomorphologiques à substrat meuble

Au sein de la typologie des côtes à substrat meuble on peut distinguer trois systèmes écogéomorphologiques à dominante sédimentaire, en fonction de leur morphologie et de leurs processus de formation, les systèmes dunaires, les plages sableuses et l'estran sablo-vaseux.

Les systèmes dunaires, présents au sein du golfe normano-breton principalement sur la côte ouest de la presqu'île du Cotentin, ainsi qu'à l'est de Saint-Malo et au voisinage de Beausse-sur-Mer, sont des formations sédimentaires d'origine éolienne se répartissant de manière parallèle au littoral en différentes zones successives (Paskoff, 2003).

Les plages sont des formes littorales où l'accumulation l'emporte sur l'érosion (Bourgou, Miossec, 2010), sédimentologiquement définies comme étant des rivages où se déposent des particules dont la taille est supérieure à celle des constituants de la vase (Paskoff, 2003). Ce système est caractérisé par un ensemble sédimentaire non cohésif mis en mouvement par l'action des vagues ou du vent. La partie inférieure de la plage, aussi appelée « plage sous-marine », constitue le stock sédimentaire du haut de plage.

L'estran, ou zone intertidale, est la zone de battement des marées. Elle se définit par une topographie relativement homogène et présente des variations en termes de taille des sédiments, entre sables et vases. D'un point de vue granulométrique, on distingue ainsi, dans la partie basse de l'étage infralittoral, des sédiments grossiers appelés « sédiments grossiers sablo-graveleux » (40-50% de graviers (4-64 mm), 10% sables grossiers (0,5-1 mm)). À l'étage infralittoral, se trouvent également les « sables fins infralittoraux » composés de 60 à 90% de sables fins (125-250 µm) et moyens (0,25-0,5 mm) et les « sables vaseux infralittoraux » (Le Mao *et al.*, 2020).

L'étage supralittoral à substrat meuble

À l'étage supralittoral, on observe principalement le système dunaire (Figure 25), dont il est possible de distinguer généralement quatre stades distincts de composition floristique.

Le premier stade, dit de dune à oyats ou dune blanche, est la partie la plus mobile du système dunaire, et généralement la plus directement affectée par les événements météo-marins car étant la plus proche du rivage. Compte tenu de la mobilité quasi-permanente des sédiments constitutifs de la dune blanche, notamment sous l'action des vagues et du vent, une végétation adaptée à ces conditions y est rattachée. Ainsi, nous retrouvons dans ce stade de la formation dunaire, une végétation capable de s'accommoder de conditions particulières telles qu'un sol très pauvre et connaissant des variations hydriques importantes. Parmi les plantes représentatives de ce premier stade on retrouve notamment des plantes psammophiles et halophiles comme l'oyat, l'euphorbe, quelques immortelles ainsi que quelques panicauts maritimes. Cette végétation pionnière est également constitutive de micromodèles éoliens qui s'étendent en avant du front de dune, appelés *nebka* ou « dune embryonnaire » ; elle a la particularité de se propager par l'intermédiaire d'un réseau de racines traçantes qui lui permet de capter en profondeur la ressource en eau nécessaire à son développement. On notera également la présence sur la dune blanche d'espèces invasives telles que le *yucca*.

Le second stade, ou deuxième forme d'équilibre durable de la dune (Pinot, 1998), communément dit de « dune grise » est constitué d'une végétation plus exigeante que le stade précédent. Le couvert végétal de cette subdivision du système dunaire est généralement ras et forme une pelouse dunaire constituée de plantes plus exigeantes qui profitent de « l'embryon de sol » créé par la végétation pionnière de la dune blanche pour se développer. Ce stade dunaire est très vulnérable aux apports massifs de sable (par déflation éolienne) et est également fortement dépendant des conditions climatiques pour son développement. Les espèces végétales que l'on retrouve à ce stade de la dune sont par exemple le jonc aigu (*Juncus acutus*), l'immortelle des dunes (*Helichrysum stoechas*), l'œillet des dunes (*Dianthus gallicus*) ou encore la koelérie blanchâtre (*Koeleria glauca*) (ONF - Guide de la flore des dunes littorales de la Bretagne au sud des Landes).

On distinguera également dans la plupart des cas, la présence d'une formation de transition entre les deux stades de la formation dunaire précédemment cités (Favennec, 2007). Cette dune dite « semi-fixée » ou « de transition » que l'on retrouve à l'abri du cordon de dune blanche est constituée d'une mosaïque d'espèces végétales empruntées à chacun des deux stades qui l'entourent et qui supportent des apports en sable régulier et une salinité relativement importante. On retrouvera dans cette dune « semi-fixée » des espèces végétales comme le gaillet des sables (*Galium arenarium*) ou encore l'armoise de Lloyd (*Artemisia campestris subsp. maritima*).

Le troisième stade représentatif du développement de la dune littorale est la dune buissonnante. Ce stade est caractérisé par le développement de buissons : ajoncs, genêts, troènes, lupin arbustif ou encore prunelliers, ces formations végétales sont parfois qualifiées dans la littérature de

« fourrés pré-forestiers ». Ce stade se distingue des formations précédentes par la pérennité des espèces végétales que l'on y trouve et l'aspect paysager qui en résulte avec la présence de végétaux de tailles plus importantes.

Le dernier stade du développement dunaire, est celui de la dune boisée.

Au sein du système dunaire, en plus des insectes, on observe une faune constituée principalement de reptiles, de batraciens, de petits mammifères et d'oiseaux. En ce qui concerne le système sableux des hauts de plage, il présente peu de biodiversité en dehors des laisses de mer où l'on retrouve des insectes et la puce de mer *Talitrus saltator*.

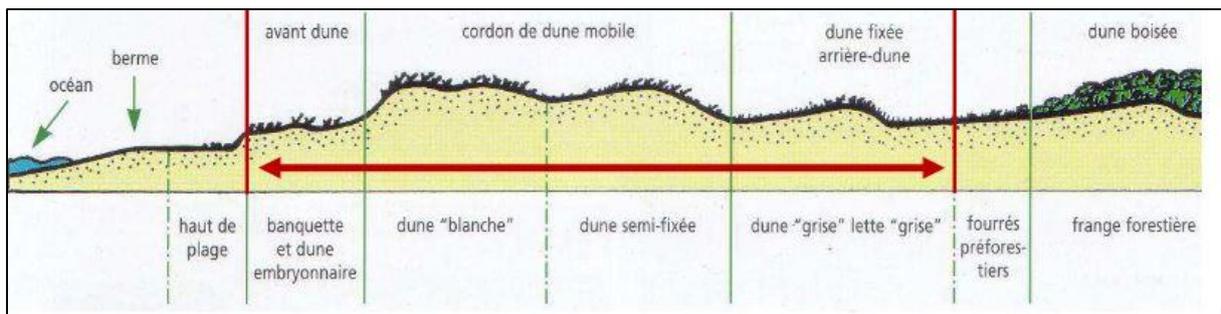


Figure 25. Profil schématique d'un système dunaire. Source : documentation NATURA2000.

Les étages médiolittoraux et infralittoraux à substrat meuble

Les étages médiolittoraux et infralittoraux à substrat meuble du golfe normano-breton, appelés estran, présentent différents systèmes éco-géomorphologiques en fonction de la granulométrie du substrat. La partie sableuse présente une faible diversité de formations végétales ; on y retrouve des prairies d'herbiers de phanérogames marines de la famille des *Potamogetonaceae* (*Zostera marina* et *Zostera noltii*), notamment sur la côte ouest de la presqu'île du Cotentin, ainsi que dans les secteurs de Dinard, et Saint-Jacut-de-la-Mer (Nebout *et al.*, 2002 ; Gerla, 2006 ; Lejolviet, 2019). Ces prairies constituent un habitat remarquable au niveau international et européen au regard de leur intérêt écologique et patrimonial en tant que réservoirs de biodiversité et zones de nurserie pour un grand nombre d'espèces marines (Hily, 2004) (Figure 26).

Espèces végétales	
<i>Zostera marina</i> L.	
<i>Zostera noltii</i>	

Figure 26. Zostères de la côte d'Émeraude. Source : Mury (2020), inédit.

Dans la partie haute des estrans du golfe, présentant des sables vaseux, on retrouve peu d'espèces végétales à l'exception de quelques salicornes et spartines qui constituent la végétation pionnière du schorre. L'essentiel de la biomasse de cette zone du golfe est constitué d'espèces animales telles que le crustacé *Corophium volutator*, le ver polychète *Hediste diversicolor*, *Macoma balthica*, *Peringia ulvae*, et *Scrobicularia plana* (Le Mao *et al.*, 2020).

Pour les secteurs présentant des « sables fins infralittoraux », que l'on retrouve majoritairement dans les formes de baies, on observe une biomasse animale plus importante, avec des annélidés polychètes tels que *Arenicola marina*, *Nephtys hombergii*, *Lanice conchilega*, *Pygospio elegans* et *Sabellaria alveolata*, des mollusques tels que *Cerastoderma edule*, *Donax vittatus* ou *Macoma balthica* et les crustacés *Carcinus maenas*, *Crangon crangon*, *Eupagurus bernhardus* et *Diogenes pugilator* (Le Mao *et al.*, 2020). On retrouve également une grande diversité de poissons pour qui ce système remplit une fonction de nurserie.

Dans la partie supérieure des baies, à « sédiments vaseux infralittoraux », a contrario des autres secteurs de l'estran, on retrouve une biomasse végétale importante, avec la présence des systèmes écotopographiques de marais littoraux (leur partie végétale est aussi appelé « schorre », du néerlandais « *shor* » et localement appelés « prés salés » et « herbus ») (Verger, 1995).

Les marais littoraux, notamment observés en baie du Mont-Saint-Michel, en baie de Beussais-Lancierieux et dans les havres de la côte l'ouest du Cotentin, forment un écotone complexe, entre le milieu marin et le milieu terrestre, ils se composent de différentes communautés végétales halophiles relativement basses (20 à 30 cm en moyenne, jusqu'à 1 m pour la végétation herbacée) regroupées communément sous l'appellation de « végétation mixte basse de marais », et réparties dans leur grande majorité selon des gradients nord-sud corrélés au gradient altitudinal du marais. Mais ils connaissent également une variabilité spatiale au sein de la baie, en raison des diverses pressions anthropiques pesant sur les différents secteurs de schorre.

Si l'on considère la répartition des communautés végétales selon un gradient nord-sud, du large vers la côte, il convient, à la suite de Bonnot-Courtois et Levasseur (Bonnot-Courtois et Levasseur, 2000), de distinguer plusieurs entités au sein du marais (Figure 27).

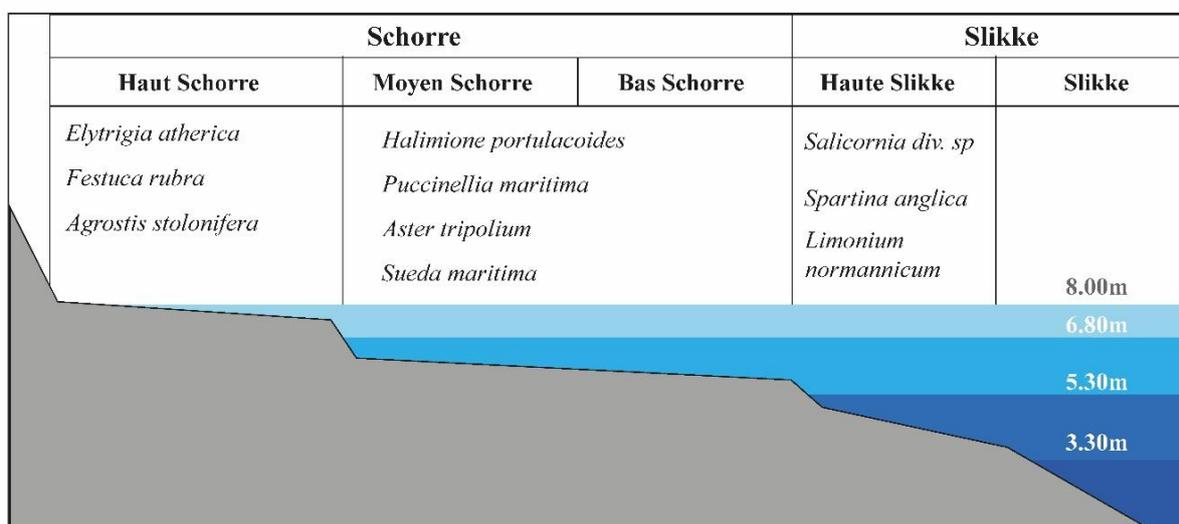


Figure 27. Coupe schématique de la stratification végétale de l'estran en baie du Mont-Saint-Michel. Source : Mury (2020), redessiné d'après Bonnot-Courtois et Levasseur (2000).

En effet, comme évoqué précédemment, dans ce qui correspond à l'entité nommé « haute slikke » qui est une zone immergée de manière quasi-quotidienne, et qui est donc topographiquement plus basse que les autres secteurs du marais, on distingue une végétation éparse constituée de plantes pionnières tels que les salicornes (*Salicornia div. sp.*) et les spartines (*Spartina anglica*) qui constituent le front pionnier du schorre (Figure 28).

Ensuite, dans la première partie du schorre, le « bas schorre », on retrouve, accompagné de quelques salicornes et de spartines qui profitent des dépressions topographiques, principalement des espèces végétales tels que l'obione (ou obione faux-pourpier) (*Halimione portulacoide*), la puccinellie maritime (*Puccinellia maritima*), l'aster maritime (*Aster tripolium*) la soude maritime (*Sueda maritima*) et la statice anglo-normande (*Limonium normannicum*) (Figure 28). Ces communautés végétales s'étendent jusqu'à ce que l'on nomme le « moyen schorre » en se densifiant selon le gradient

altitudinal, plus la zone est immergée régulièrement plus ces communautés seront éparées, jusqu'à former un véritable tapis végétal dans la partie la plus élevée du moyen schorre. Ces espèces végétales connaissent de grandes variations saisonnières, certaines d'entre-elles allant jusqu'à disparaître temporairement lors de la période hivernale, notamment les salicornes et les soudes.

Enfin, dans la partie supérieure du marais, le « haut schorre » qui correspond aux herbues, on retrouve la végétation la plus pérenne qui est également celle dont la tolérance à l'inondation est la moins importante, d'où sa présence dans la zone située topographiquement la plus haute. On retrouve dans ce secteur des communautés végétales herbacées comme le chiendent maritime (*Elytrigia atherica*) et la fétuque (*Festuca rubra*) (Figure 28).

La présence du chiendent peut être renforcée par des apports en azote d'origine anthropique (intrants agricoles notamment, que l'on retrouve dans les eaux résurgentes) qui permettent à l'espèce de se protéger contre le sel et de se développer ainsi sur des strates de marais où il n'était initialement pas présent, notamment le moyen schorre. (Leport *et al.*, 2006).

Espèces végétales	
<i>Spartina anglica</i>	
<i>Salicornia div. sp.</i>	

<p><i>Sueda maritima</i></p>	
<p><i>Halimione portulacoide</i></p>	
<p><i>Limonium normanicum</i></p>	
<p><i>Puccinellia maritima</i></p>	

Aster tripolium



Elytrigia atherica



Festuca rubra





Figure 28. Les principales communautés végétales des schorres de la baie du Mont-Saint-Michel. Source : Mury (2020), inédit.

2.1.3. Contexte socio-économique du golfe normano-breton

2.1.3.1. Structure administrative du golfe normano-breton

Le golfe normano-breton est un vaste espace majoritairement soumis à la souveraineté et à la juridiction française, à cheval sur deux régions françaises que sont la Bretagne au sud et à l'ouest et la Normandie à l'est. Il se découpe également à l'échelle départementale entre les Côtes-d'Armor dans sa partie occidentale, l'Ille-et-Vilaine dans sa partie centrale et le département de la Manche dans sa partie orientale. Outre ce partage entre deux régions françaises, le golfe présente une autre particularité juridique majeure avec la présence en son cœur des îles anglo-normandes (Jersey, Guernesey, Aurigny et Sercq) empêchant l'exercice de la souveraineté pleine et entière de l'État français sur l'ensemble du golfe.

2.1.3.2. Démographie du golfe normano-breton

À l'image de l'ensemble des littoraux métropolitains, le littoral du golfe normano-breton est un territoire attractif, en témoigne la densité moyenne de population de plus de 232 habitants par km² pour les communes ayant une façade littorale au sein du golfe, nettement supérieure à la moyenne nationale de 105,1 habitants/km² (INSEE, 2017). Les secteurs les plus densément peuplés se trouvent aux alentours des villes de Saint-Brieuc et Saint-Malo sur la côte d'Émeraude et dans le secteur de la pointe de Granville sur la côte ouest du Cotentin, qui constituent les principaux pôles économiques du golfe et dont les bassins d'emplois expliquent la répartition démographique (Figure 29).

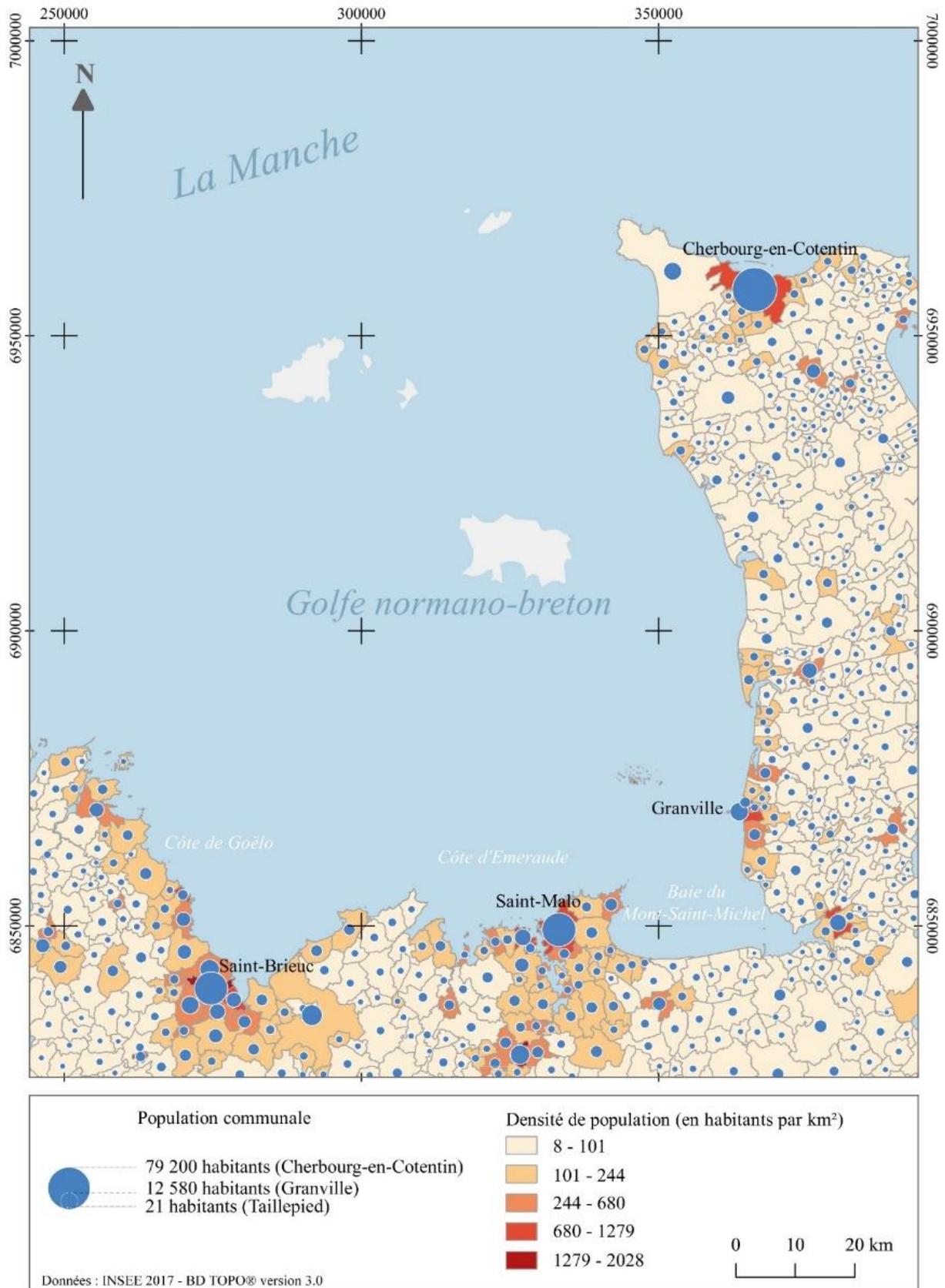


Figure 29. Démographie du golfe normano-breton. Source : Mury (2020), inédit, d'après les données INSEE 2017.

2.1.3.3. Économie du golfe normano-breton

Le golfe normano-breton est un secteur géographique porté économiquement par de nombreuses activités des secteurs primaires et secondaires, liées à la mer et l'exploitation de ses ressources naturelles, telles que la pêche, la conchyliculture, l'extraction d'agrégats et d'amendement marins, et les activités portuaires et industrielles. On y observe également un fort secteur agricole, notamment sur les polders bretons, avec des activités agricoles céréalières et maraichères.

Autre secteur majeur de l'économie du golfe normano-breton, le secteur tertiaire avec notamment les activités de tourisme et de loisir, est un élément structurant du paysage économique régional. En effet, si le Mont-Saint-Michel constitue le pôle majeur de l'économie touristique du golfe avec environ 1,5 millions de visiteurs par an, les autres communes littorales n'en demeurent pas moins attractives, avec des données de population qui connaissent de fortes évolutions sur la période estivale, pouvant plus que doubler par exemple dans certaines communes le littoral de la côte d'Émeraude.

2.1.4. *Spécificités de l'environnement local de la baie du Mont-Saint-Michel*

2.1.4.1. Contexte physique de la baie du Mont-Saint-Michel

La baie du Mont-Saint-Michel est un vaste bassin sédimentaire d'environ 500 km² situé à la terminaison sud-est du golfe normano-breton dans l'angle formé par la presqu'île du Cotentin et la côte nord de la Bretagne. Elle communique avec la Manche par l'intermédiaire de deux passes situées de part et d'autre de l'archipel des îles Chausey.

Les délimitations communément admises de la baie sont respectivement, à l'Ouest la Pointe du Grouin, à l'Est la Pointe de Champeaux, au nord l'archipel des îles Chausey et au Sud la digue de la Duchesse-Anne et l'estuaire des fleuves côtiers (Sée, Sélune, Couesnon) (Figure 30).

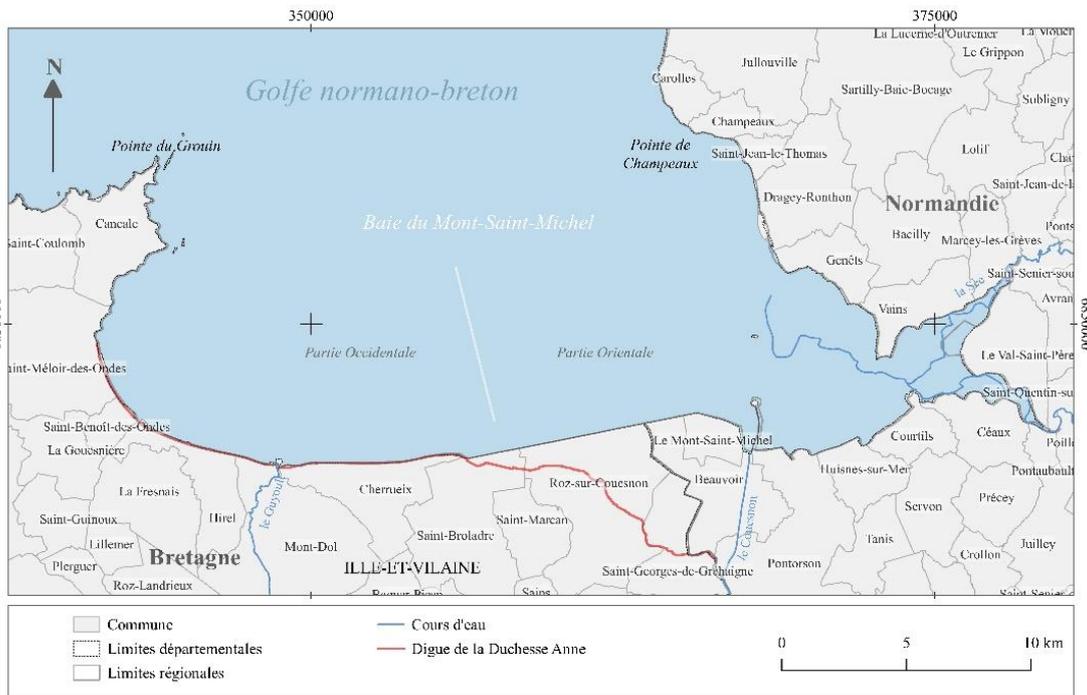


Figure 30. Cartographie générale de la baie du Mont-Saint-Michel. Source : Mury (2020), inédit.

Le paysage et la morphologie de la baie actuelle sont un héritage de la dernière transgression postglaciaire, la transgression flandrienne, durant laquelle s’est amorcé le processus de comblement de la baie. Le prisme sédimentaire holocène, qui est encore aujourd’hui en accrétion, repose sur des ensembles successifs de sédiments tantôt marins (sables) tantôt continentaux (tourbes) résultats de l’invasion périodique des zones basses par la mer, attribuable aux fluctuations de vitesse de la transgression, à l’action des courants de marée et aux houles occasionnées par les ondes de tempêtes (Figure 31).

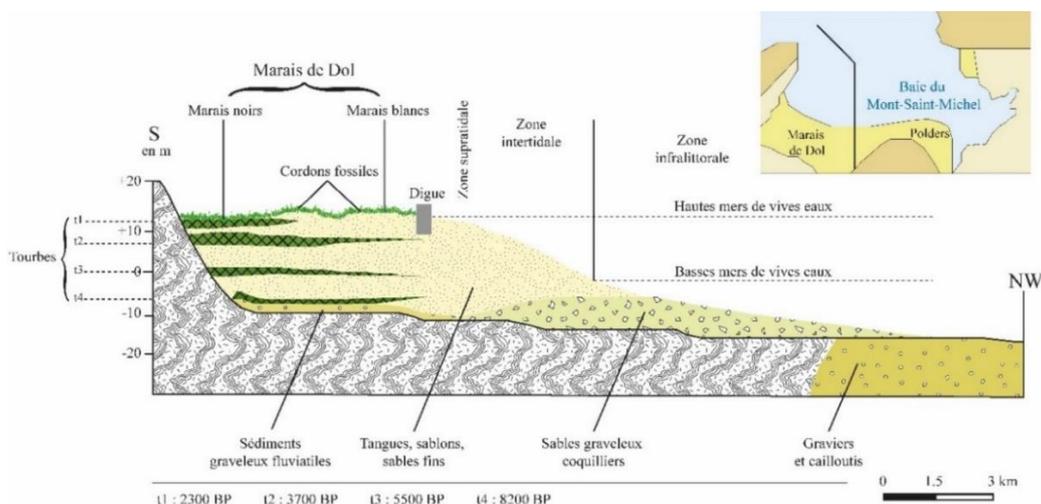


Figure 31. Profil topo-stratigraphique schématisé du marais de Dol-baie du Mont-Saint-Michel. Source : Mury (2020), redessiné d’après Morzadec (1974) dans Ehrhold (1999).

Lorsque la transgression s’amorce dans la baie, vers 10 200 BP, le niveau marin est situé 35 m en dessous du niveau marin moyen actuel de la Manche. La remontée du niveau marin s’effectue dans un premier temps de manière rapide jusqu’à 7000 BP (> 6mm/an) avant de connaître un ralentissement entre 7000 et 6000 BP (3mm puis 1mm/an). Cette transgression permet la constitution du prisme sédimentaire du marais de Dol à partir de 8200 BP.

Entre 5900 et 5000 BP, en raison du ralentissement de la dynamique de transgression, le trait de côte s’établit progressivement vers le Nord de la baie par progradation et accrétion sédimentaire, et des tourbières se forment progressivement au sein de l’actuel marais de Dol.

Un sursaut transgressif se produit entre 3400 et 3000 BP et permet la mise en place d’une barrière littorale, « Le Grand Sillon », composée de débris coquilliers et de sédiments grossiers (Figure 32). Vers 2000 BP, une nouvelle période de fluctuation du niveau marin permet l’établissement d’une nouvelle barrière littorale coquillière (Le Sillon de la Fresnais) un kilomètre en aval du Grand Sillon en direction du Nord (Figure 32).

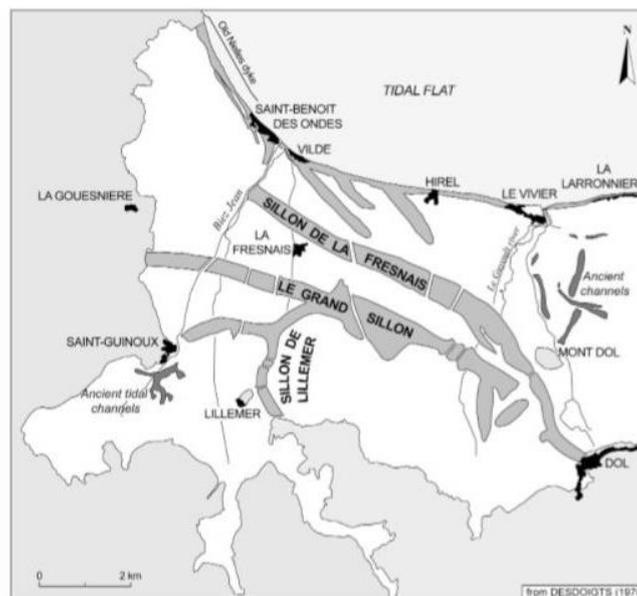


Figure 32. Les barrières littorales du marais de Dol. Source : Desdoigts (1970).

Le paysage de la baie ne connaît plus de grands bouleversements avant le VII^{ème} siècle de notre ère, à partir duquel le comblement du fond de baie reprend avec la formation progressive de bancs sableux. Ensuite, à compter du XI^{ème} siècle, l’artificialisation de ces bancs sableux par l’installation de digues successives, notamment la digue de la Duchesse-Anne sur des cordons coquilliers fossilisés, conduit au comblement total du marais, lui conférant sa morphologie actuelle. La progradation du prisme sédimentaire se poursuit aujourd’hui et est notamment observable par l’intermédiaire de la progression importante de la surface du schorre, depuis le pied de la digue de la Duchesse-Anne vers le nord (Figure 33).

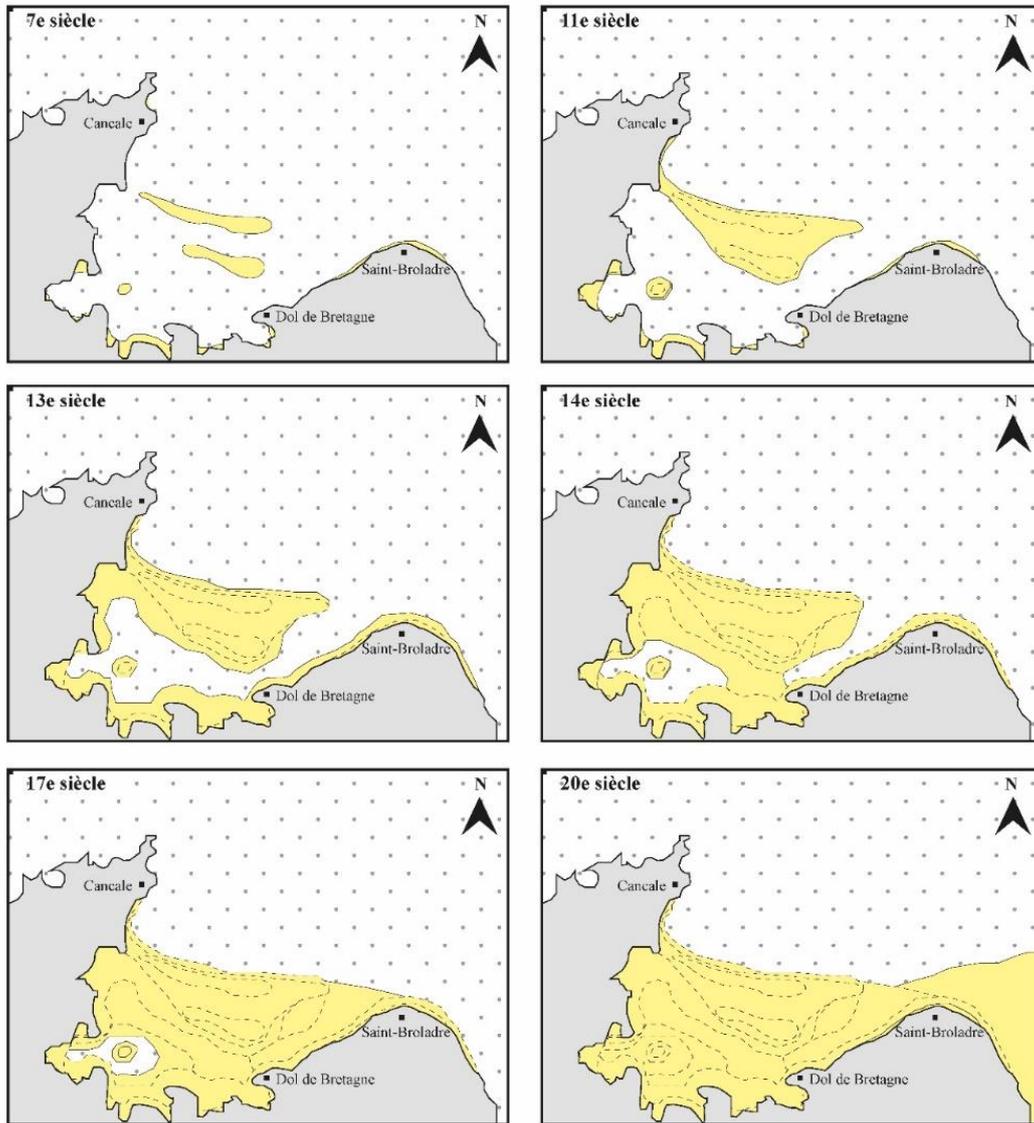


Figure 33. Étapes de construction du prisme sédimentaire de la baie du Mont-Saint-Michel entre le VIIème et le XXème siècle. Source : Mury (2020), redessiné depuis Lautridou et Morzadec dans Larsonneur (1989).

On différencie aujourd’hui deux grands ensembles hydro-morphosédimentaires au sein de la baie : la partie occidentale et la partie orientale, qui se distinguent par leurs caractéristiques en termes d’hydrodynamique et de sédimentologie.

2.1.4.2. Marées et hydrodynamique de la baie du Mont-Saint-Michel

La baie du Mont-Saint-Michel est un site emblématique à l'échelle nationale et internationale, en raison de l'une de ses principales caractéristiques, à savoir son marnage, qui avec plus de 15 m est l'un des cinq plus importants recensés à l'échelle mondiale, derrière la baie de Fundy au Canada (18,5 m), la baie de Puerto Gallegos en Argentine (16,8 m), l'estuaire de la Severn en Angleterre (16,5 m) et la baie de Frobisher au Canada (16,3 m) (Le Rhun, 1982 ; Archer, 2013). Ce marnage exceptionnel, qualifié de mégatidal, est à l'origine d'une grande partie du paysage actuelle de la baie, et trouve son explication dans la situation géographique de celle-ci.

Située dans l'estuaire de la Manche, coincée entre les côtes rocheuses du nord de la Bretagne et la presqu'île du Cotentin, la baie bénéficie de conditions hydrodynamiques exceptionnelles avec l'enchaînement en cascade de plusieurs phénomènes. D'abord, l'amplitude du marnage de la baie s'explique d'abord par la formation d'une onde stationnaire résultant de la réflexion de l'onde de marée en provenance de l'Atlantique-Nord sur la presqu'île du Cotentin. Celle-ci fait donc office d'obstacle naturel à la propagation de l'onde de marée en direction du NE, dans la Manche. Cela a ensuite pour conséquence d'augmenter l'amplitude de la marée, du nord vers le sud du Golfe et donc vers la baie du Mont-Saint-Michel. (Larsonneur, 1989, 1994). Cette élévation du niveau marin entraîne la formation d'un courant compensatoire, lequel permet un accès plus aisé à l'onde de marée progressive en direction du SSO. Le volume entrant dans la baie à chaque marée moyenne, soit environ toutes les 12 heures et 24 minutes en raison du type semi-diurne de celle-ci, est estimé à 5 milliards de m³ (Le Rhun, 1982 ; Lang *et al.*, 1973 dans Ehrhold 1999).

Cette amplitude de marée exceptionnelle n'est pas sans influence sur les courants en action dans la baie, en témoigne la dominance des courants de flot sur les courants de jusant (en moyenne 1,3 fois plus importants) (Figure 34).

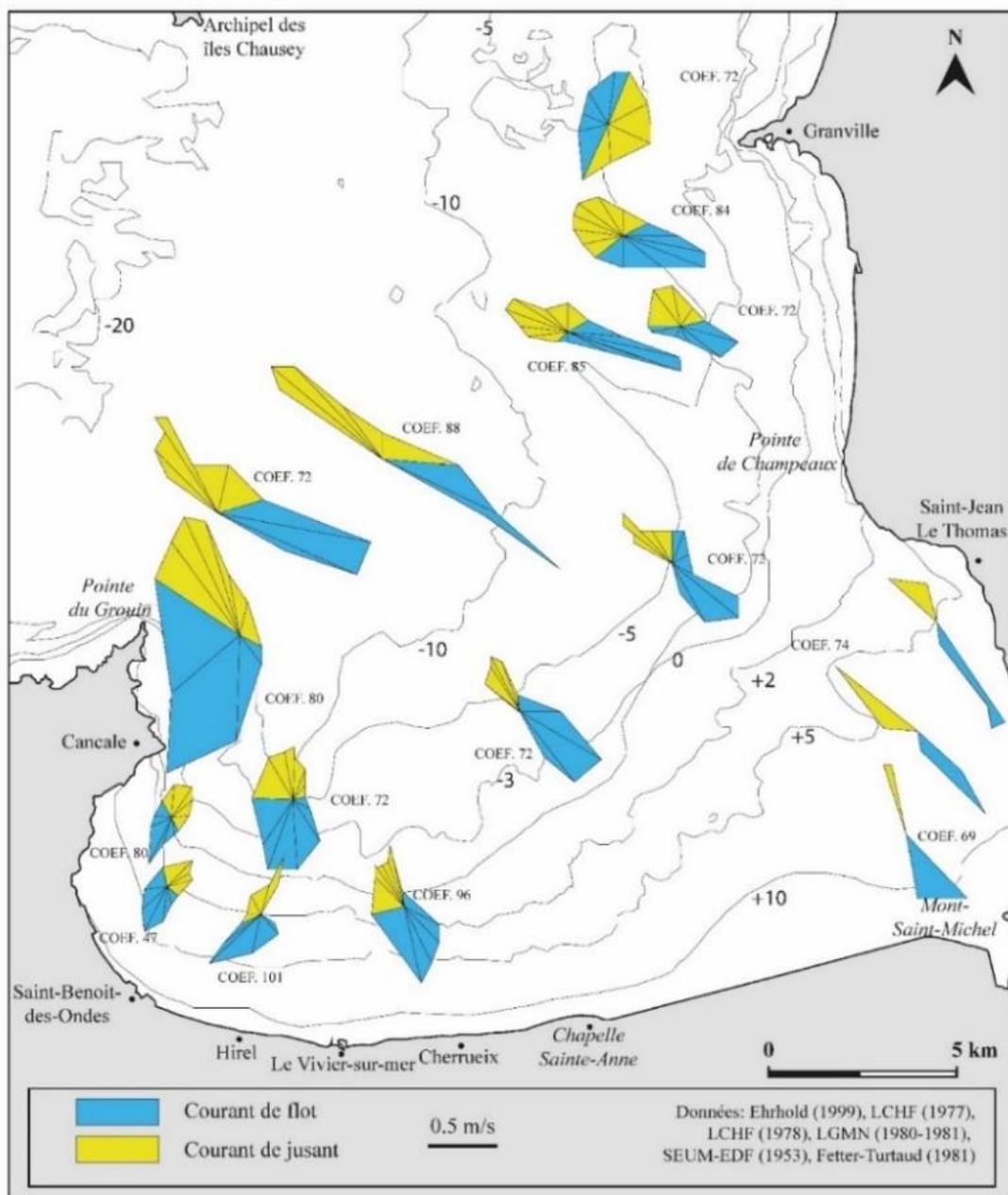


Figure 34. Cartographie des courants en action dans la baie du Mont-Saint-Michel. Source : Mury (2020), redessiné d'après Ehrhold (1999).

Mais cette composante mégatidale n'est pas le seul facteur explicatif de l'hydrodynamique de la baie. En effet, les courants sont également sous l'influence des vents dominants de secteur O à NO en entrée de baie et suivant l'axe médian de la baie, en témoigne les mesures réalisées sur l'archipel de Chausey entre 1951 et 1960 (Figure 35). Cette tendance des vents de secteur O et NO se confirme sur la normale 1951-1980 illustrée par les mesures réalisées à la pointe du Grouin (Figure 36).

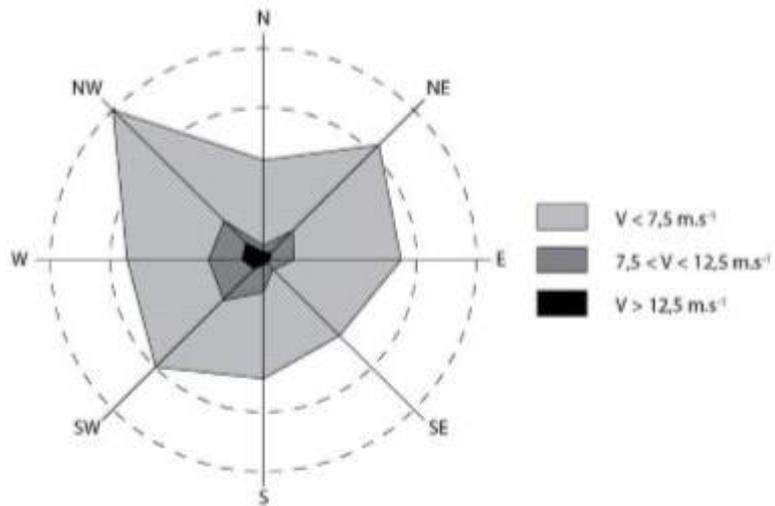


Figure 35. Rose annuelle des vents à Chausey sur la période 1951-1960. Source : Ehrhold (1999).

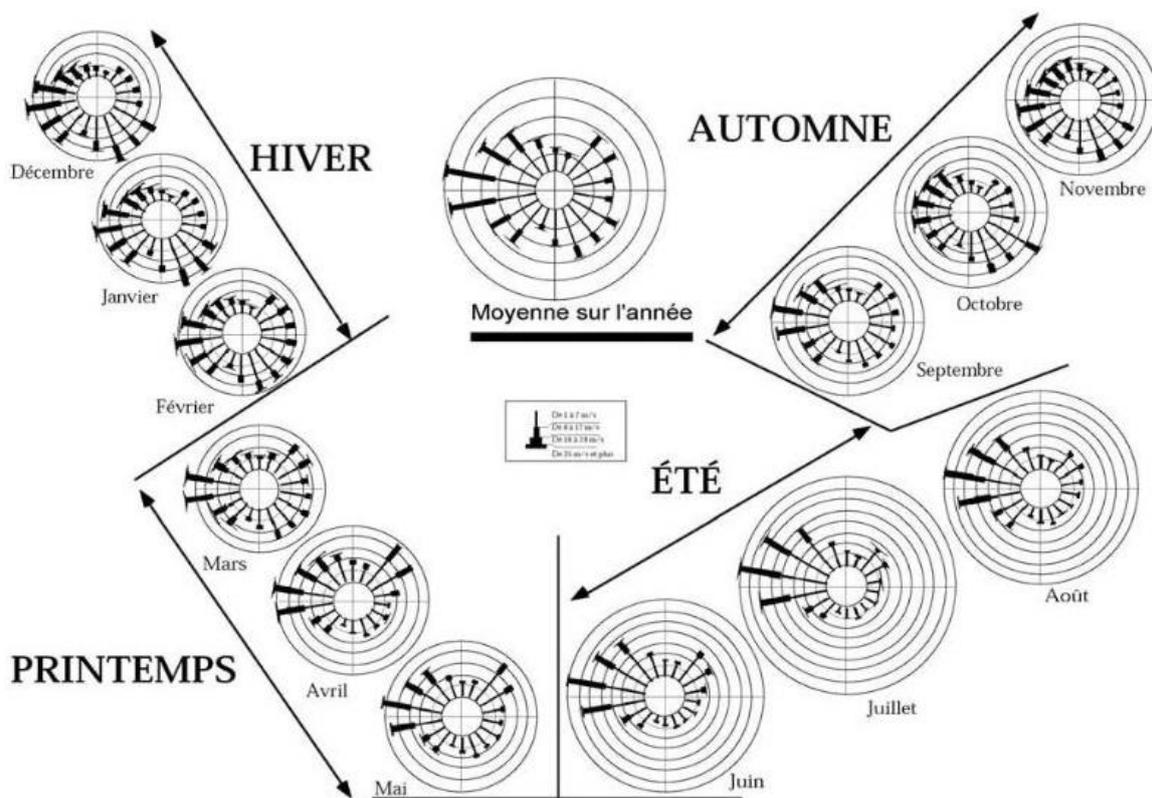


Figure 36. Roses mensuelles des fréquences des vents à la pointe du Grouin sur la normale 1951-1980. Source : Ehrhold (1999).

L'existence d'une zone de *fetch* entre la pointe du Grouin et l'archipel de Chausey entraîne le développement de ces vents (Figure 37). Le phénomène est particulièrement observable sur la période hivernale et notamment décembre et janvier, période pendant laquelle ont été enregistrés les événements tempétueux les plus importants de ces dernières années.

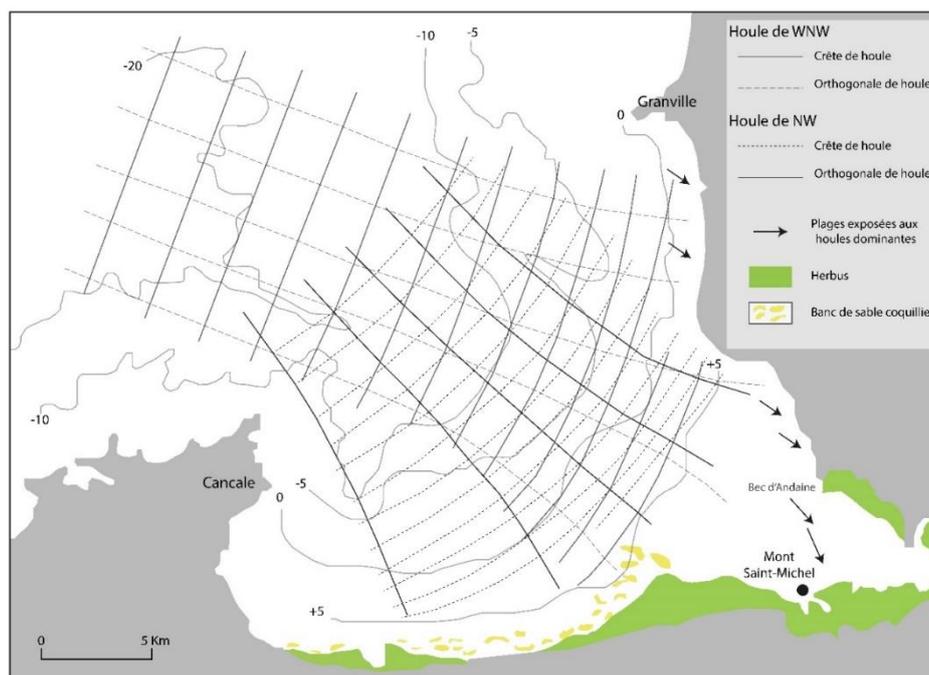


Figure 37. Plan de houle en baie du Mont-Saint-Michel. Source : Mury (2015) redessiné d'après Bonnot-Courtois (2012).

Cependant, ces courants connaissent des variations au sein même de la baie, en raison de la dissymétrie de celle-ci, mais également sous l'action de 3 facteurs :

- La faible déclivité orientée NO-SE : les frottements sur le fond augmentent avec la diminution de profondeur (cf. le resserrement des lignes de crête de houle sur le plan de vague) ;
- La forme dilatée de la baie au niveau de ses plages méridionales (ce qu'exprime la divergence des orthogonales de houle) ;
- Les obstacles sur le fond qui absorbent une partie de l'énergie des houles.

Ainsi, dans le secteur occidental de la baie du Mont-Saint-Michel, la baie de Cancale, les courants créés par l'onde de marée Atlantique, subissent des effets concomitants de diffraction autour de la pointe du Grouin et de réfraction (Guilcher, 1965) dans la baie de Cancale, la vitesse des courants s'en trouve ainsi considérablement réduite (vitesse maximale 0,6 m/s contre 1 m/s en entrée de baie entre la pointe du Grouin et l'archipel de Chausey) (Nikodic 1981).

Plus à l'est, à partir du Vivier-sur-Mer et jusqu'au fond de la baie du Mont-Saint-Michel, a contrario des courants entrant dans la baie de Cancale, les houles majoritairement orientées NO et NNO ne sont pas soumises à la diffraction autour de la pointe du Grouin et ne sont que très faiblement réfractés en raison de la morphologie et de la nature des fonds dans la zone pré-estuarienne. Les courants s'en trouvent même temporairement accentués sous l'action d'un effet venturi, jusqu'au débouché de l'estuaire du Couesnon, de la Sée et de la Sélune, où au bénéfice de larges grèves les

houles viennent ralentir (0,3-0,7 m/s). Cependant, en période de vive-eau, en raison de l'élévation du niveau marin, et sous l'action de l'effet venturi la masse d'eau pénètre davantage dans les estuaires avec des vitesses nettement plus importantes qu'à l'habitude, avec localement jusqu'à 2,2 m/s. (Nikodic, 1981).

2.1.4.3. Contexte morfo-sédimentaire de la baie du Mont-Saint-Michel

La dynamique des sédiments de surface et leur répartition sous-jacente sont régies principalement par la marée, et de manière plus épisodique par les houles.

Ainsi, la baie du Mont-Saint-Michel connaît, à l'inverse des littoraux qui la bordent, un phénomène d'accrétion important. En effet, la baie au relief peu marqué, est l'exutoire de plusieurs petitsfleuves côtiers et voit ses fonds progressivement s'exhausser en raison des apports sédimentaires terrestres et marins que les cours d'eau, compte tenu de leurs débits limités, peinent à mobiliser en direction du large. Cela d'autant plus que les îles et hauts fonds de l'archipel de Chausey constituent des obstacles topographiques supplémentaires à l'évacuation des sédiments de la baie vers la Manche et que les courants de flots enregistrés dans la baie sont supérieurs aux courants de jusant ; les sédiments sont donc repoussés dans le fond de la baie avec un bilan sédimentaire positif situé entre 400 000 et 700 000 m³ par an en 1999 (Figure 38) (Bonnot-Courtois, 2012).

Les caractéristiques des différentes unités morfo-sédimentaires présentes dans la baie permettent de la scinder en plusieurs zones :

- La zone subtidale, qui correspond à la partie de la baie constamment immergée et située à l'entrée de la baie du Mont-Saint-Michel. On y observe des ensembles sédimentaires composés de sables grossiers et de dépôts coquilliers ainsi que des secteurs à graviers et galets ponctuellement présents dans les zones à forts courants de marée.
- La zone intertidale, qui correspond à la zone de battement des marées. Elle se divise en quatre sous-ensembles :
 - Le secteur NE qui correspond à un cordon sableux localisé entre Saint-Jean-le-Thomas et le Bec d'Andaine ;
 - Le secteur SO entre Saint-Benoit-des-Ondes et Cherrueix qui correspond comme évoqué précédemment à un fond de baie maritime abritée avec de faibles pentes, propice au dépôt des vases ; on y retrouve également des dépôts coquilliers et la structure remarquable du récif des hermelles ;

- La partie centrale qui correspond à un delta de marée est composée de sables fins et est parcourue par des chenaux tidaux ;
- Enfin vers l'est, à proximité du Mont-Saint-Michel, on retrouve un domaine estuarien en raison de la présence des exutoires du Couesnon, de la Sélune et de la Sée. On y observe un système de « criches » (chenaux) drainant les prés-salés ainsi que des sablons et des tangles (Verger, 1995).

On observe donc un gradient nord-sud dans la répartition sédimentaire, des sédiments les plus grossiers en entrée de baie (graviers, cailloutis) vers la fraction la plus fine dans le fond de la baie et notamment dans le domaine estuarien (tangles, vases, sables).

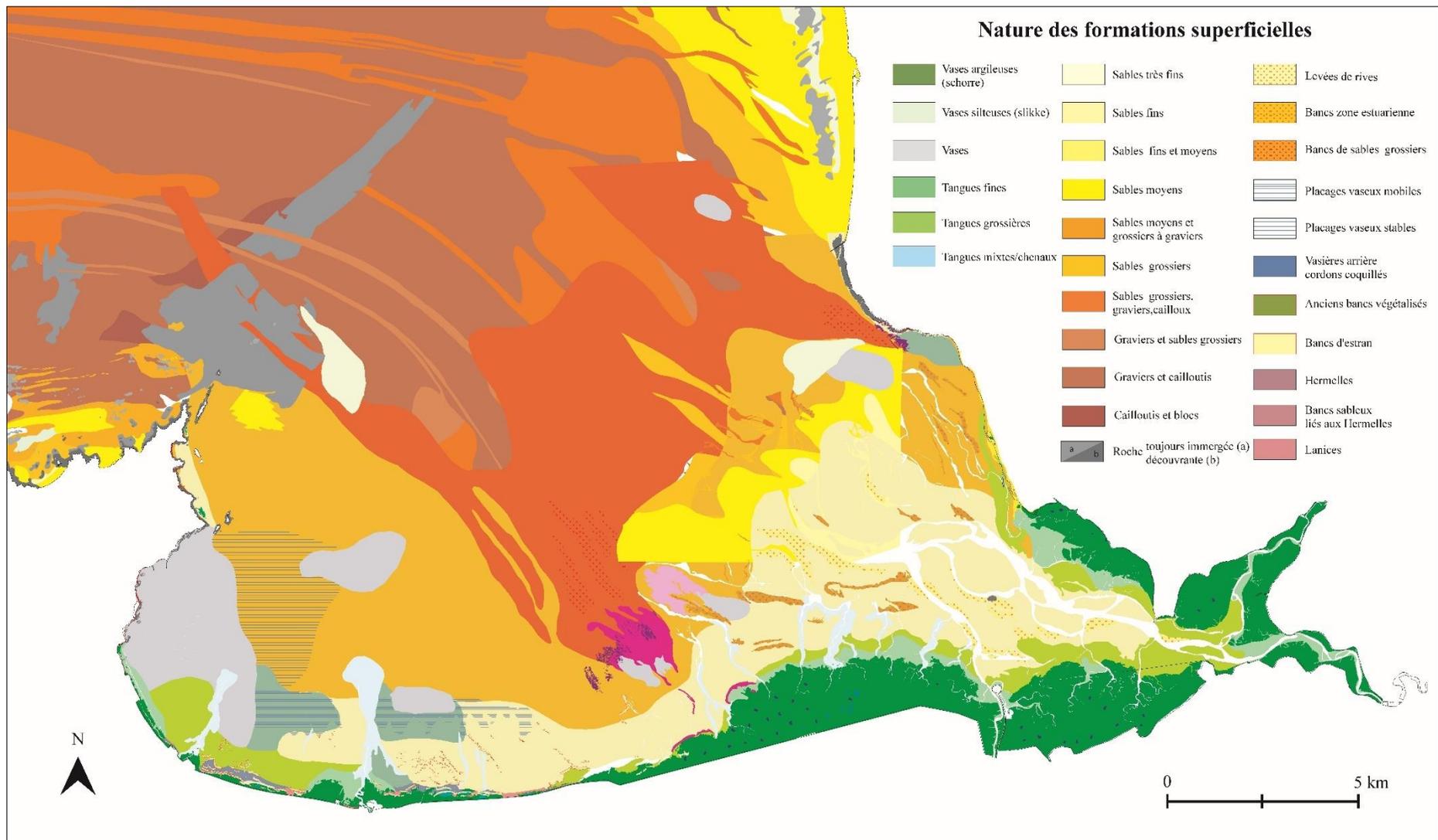


Figure 38. Cartographie de la répartition des sédiments de surface en baie du Mont-Saint-Michel. Source : Mury (2020) modifié d'après Augris *et al.* (2006).

2.1.4.4. Les systèmes écogéomorphologiques caractéristiques du domaine intertidal de la baie du Mont-Saint-Michel : distributions et dynamiques

Les schorres

Distribution :

Les schorres de la baie du Mont-Saint-Michel présentent un développement spatial hétérogène (Figure 39), en corrélation avec l'hydrodynamique local, les dynamiques sédimentaires (Figure 38) ainsi que la répartition spatiale des usages anthropiques sur le littoral.

En effet, si l'on considère la partie occidentale de la baie, de Vildé-Hirel à Sainte-Anne, qui est le secteur dans lequel les houles mobilisent les débris bioclastiques en formant des cheniers, et qui est également le secteur dans lequel on retrouve le plus de facteurs de pression anthropique (port mytilicole, activités nautiques et de loisirs), on observe la présence de schorres étroites, qui ne dépassent que rarement une extension supérieure à 200 m.

A contrario, dans le secteur oriental de la baie, de Sainte-Anne jusqu'aux exutoires des fleuves côtiers (Couesnon, Sée, Sélune) et aux pourtours du domaine estuarien, on observe des surfaces d'herbus fortement développées, atteignant plusieurs centaines de mètres au voisinage du Mont-Saint-Michel (Figure 39), soulevant d'ailleurs la problématique du maintien de son insularité. Le développement de ces vastes surfaces se trouve corrélé avec la dynamique sédimentaire locale, avec les apports estuariens en matériel fin et la relative faiblesse, dans le domaine estuarien, des courants de houles (Figure 34), susceptibles d'éroder le front du schorre. Les environnements côtiers à faible énergie représentent des espaces propices au développement des végétations pionnières qui amorcent le développement et entraînent la progradation des surfaces de schorre, il est donc logique que le secteur bénéficiant de l'hydrodynamique la plus modérée connaisse un développement plus important de sa surface de schorre. Celle-ci est également à mettre en corrélation avec les activités anthropiques de ce secteur géographique, puisqu'il se trouve en bordure du polder où l'essentiel des activités sont l'agriculture et le pastoralisme, des activités limitant la fréquentation des sites, car faiblement attractives et créant une zone tampon entre les zones urbanisées et les herbus, l'accès à ce secteur est donc plus restreint que dans le secteur occidental où il jouxte les zones urbaines.

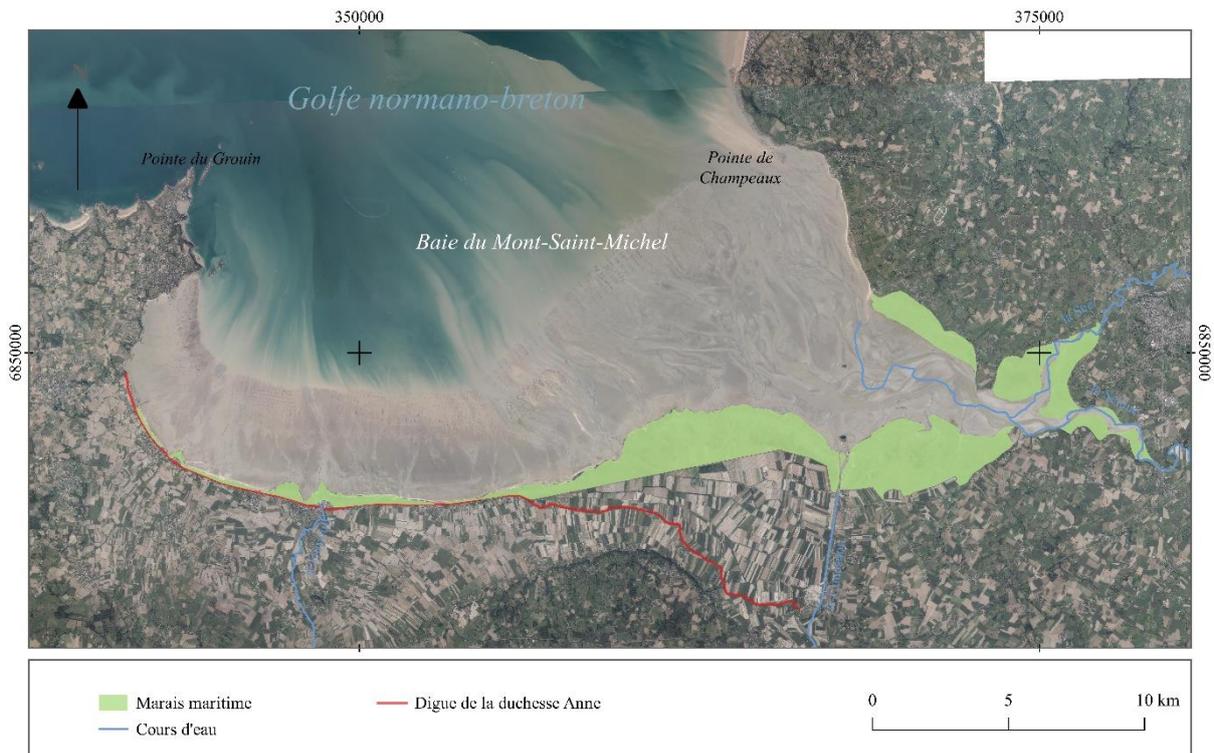


Figure 39. Localisation des surfaces de schorre en baie du Mont-Saint-Michel. Source : Mury (2020), inédit.

Dynamiques :

Si la surface des prés-salés de la baie du Mont-Saint-Michel est aujourd'hui estimée à plus de 4300 hectares (ha), celle-ci a connu une évolution exponentielle depuis le milieu du XX^{ème} siècle et cette dynamique de progradation semble encore d'actualité.

Ainsi, les travaux de photo-interprétation menés par Bonnot-Courtois à partir de clichés aériens ont mis en évidence le doublement de la surface de schorre située à l'ouest du Mont-Saint-Michel entre 1947 et 1996 (654 ha en 1947, 1366 ha en 1996), et un quasi doublement de la surface de schorre à l'est du Mont (634 ha en 1997, 1049 en 1996). Cependant, cette tendance générale à la progradation n'est pas homogène, spatialement ou temporellement.

En effet, l'évolution de la surface du schorre est fonction de la localisation des différents secteurs et des dynamiques locales en action. Dans le secteur ouest de la baie, Vildé-Hirel – Sainte-Anne, les surfaces de prés-salés connaissent de faibles taux de variation en raison de la présence des cheniers coquilliers qui contiennent la progradation des schorres. Les successions d'événements de forte intensité durant les périodes hivernales entraînent la remobilisation des cheniers par les houles et limitent ainsi la dynamique de colonisation des dépôts sédimentaires par les communautés végétales. Dans le secteur est, les dynamiques sont bien différentes puisqu'en l'absence de cheniers il n'y a pas d'obstacles naturels à l'expansion du schorre en direction du nord ; on enregistre dans ce secteur des taux de progression annuels de l'ordre de 15 à 20 ha (Bonnot-Courtois, 2012), taux annuel confirmé

pour l'ensemble de la surface de prés-salés de la baie par Valéry et Radureau (Valery et Radureau, 2014) entre 1984 et 2013 avec une progression moyenne de $16,24 \pm 1,84$ ha/an (Figure 40).

Dans le secteur de Sainte-Anne, la présence de dépôts coquilliers, moins soumis aux houles, et donc moins remobilisés que dans le secteur ouest, présente un bénéfice pour le schorre qui bénéficie de « fenêtres d'opportunités » pour se développer à l'abri des cheniers face aux houles. La présence des cheniers dans ce secteur permet donc au schorre de s'étendre.

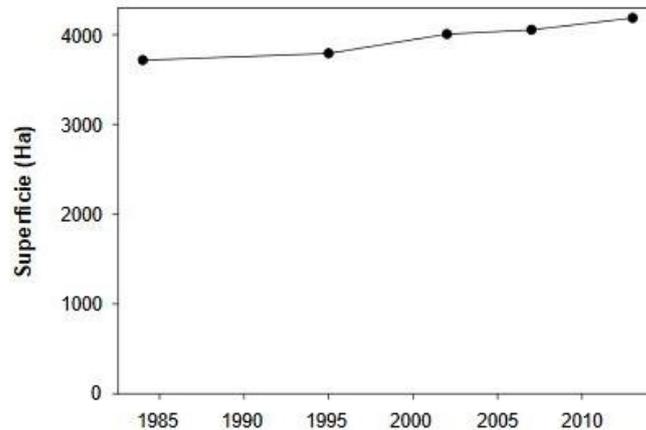


Figure 40. Évolution de la superficie des schorres en baie du Mont-Saint-Michel entre 1984 et 2013. Source : Valery et Radureau (2014).

La constitution intrinsèque des schorres connaît également des dynamiques de mutations avec la prise d'ampleur des strates supérieures (moyen et haut schorre) au détriment des communautés végétales de haute slikke et bas schorre comme illustré sur la période 1984-1995 (Bouchard *et al.*, 1995) (Figure 41).

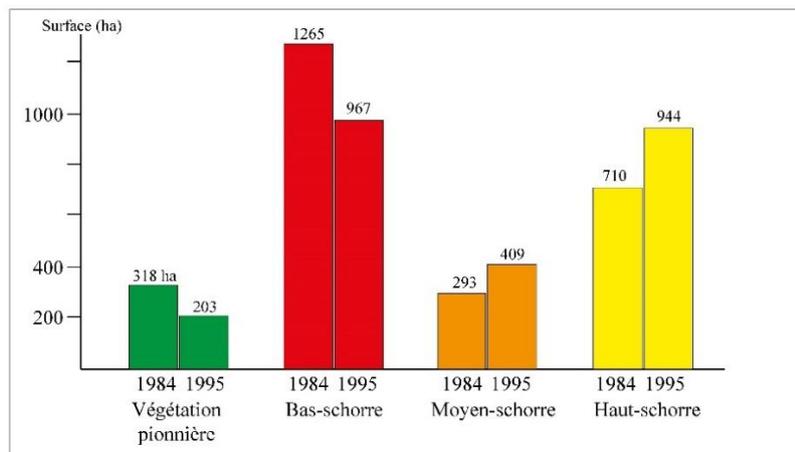


Figure 41. Évolution de la surface des différentes strates de végétation du schorre en baie du Mont-Saint-Michel, entre 1984 et 1995. Source : Bouchard *et al.*, (1995).

Les cheniers coquilliers

Distribution :

Les cheniers coquilliers de la baie, aussi appelés cordons coquilliers, sont parmi les structures les plus caractéristiques de la zone intertidale de la baie et sont des **accumulations de matériel sédimentaire** sous forme de bancs, **de localisation, de tailles et de morphologies variables**, constituées pour l'essentielle de **matériaux calcaires** provenant des coquilles de bivalves présents en nombre dans la baie et de **sables bioclastiques** (en grande majorité) et **siliciclastiques** (dans une moindre mesure) (Rieux *et al.*, 2018).

Ces cordons coquilliers forment dans le paysage actuel **une barrière littorale discontinue** localisée à environ 100 m de la digue de la Duchesse-Anne sauf en présence d'une surface de schorre développée, on les retrouve essentiellement au sud de la moitié occidentale de la baie et plus spécifiquement sur les secteurs de Vildé-Hirel, Cherrueix et Sainte-Anne (Figure 42).

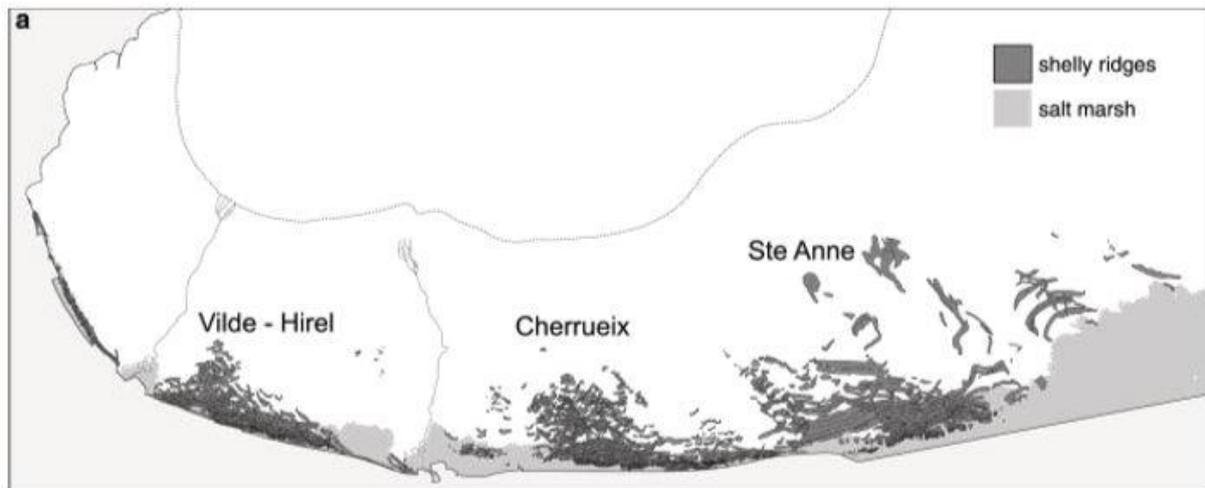


Figure 42. Identification de la position des cheniers coquilliers en baie du Mont-Saint-Michel. Source : Tessier *et al.* (2019).

Formation et morphologie :

À l'origine de la formation des cordons coquilliers, le déferlement des vagues, sous-jacent à la diminution des hauteurs d'eau à mesure que l'on progresse en direction du trait de côte, provoque un affouillement du substrat vaseux du bas et moyen estran dégageant ainsi les coquilles présentes. Les débris coquilliers ainsi dégagés sont alors mobilisés par les houles entrantes et viennent progressivement s'accumuler le long du schorre en suivant les crêtes de houles, c'est-à-dire parallèlement au rivage.

L'architecture des cheniers est donc corrélée avec leur stade de progression *cross-shore*, de profils peu marqués sur le bas estran vers des profils plus saillants lors de leur rencontre avec la bordure du schorre, avant de connaître une inversion nord-sud de la topographie de leurs profils sous l'action du processus de *washover* et des processus éoliens d'érosion (Figure 43).

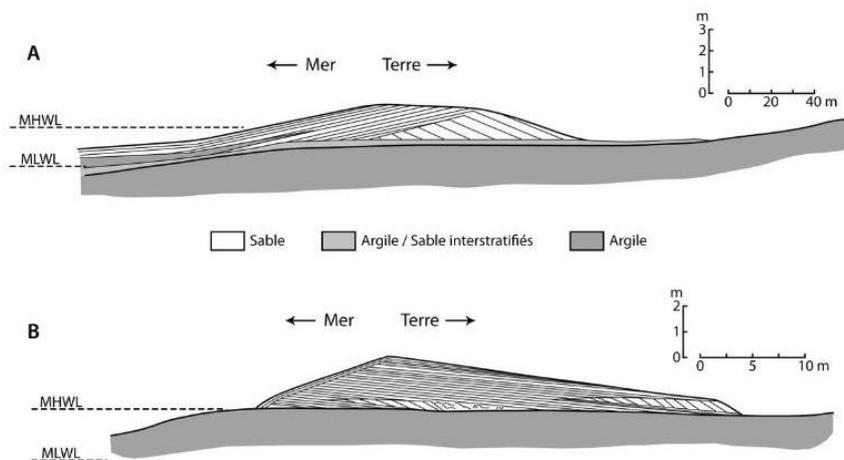


Figure 43. Changement de profil morphologique d'un chenier coquillier lors de sa progression transversale. Source : Weill (2010).

On distingue ainsi communément trois morphotypes de cheniers coquilliers, en fonction de leur position sur l'estran, de leur composition sédimentaire et de leur morphologie (Bonnot-Courtois *et al.* 2002) (Figure 44) :

- a) Les **bancs d'estran**, qui sont les dépôts sédimentaires les plus au large du trait de côte. Ils sont principalement composés de sables, auxquels viennent s'ajouter quelques coquilles entières ainsi que des débris coquilliers.
- b) Les **bancs de haute slikke** sont les dépôts coquilliers localisés pour la majorité d'entre eux en bordure externe du schorre, à la limite de la végétation. Ces cordons peuvent atteindre des dimensions importantes, mesurant jusqu'à 300 m de longueur avec une hauteur d'accumulation moyenne de 1,8 m. Ces dépôts, composés de sables ainsi que de débris coquilliers, possèdent une morphologie caractéristique avec une pente douce sur leur face externe (vers le large) et une face abrupte sur leur face interne (vers la digue de la duchesse-Anne dans le cas de notre zone d'étude). La présence de tels bancs coquilliers en marge du schorre permet le développement de dépressions lagunaires, le talus topographique formé par les dépôts empêchant l'évacuation des eaux.
- c) Les **bancs de schorre**, qui sont les bancs coquilliers généralement les plus anciens, sont le fruit de l'évolution des deux autres types de cordons précédemment présentés. En effet, ces accumulations, composées pour l'essentiel de débris coquilliers, sont celles situées le plus près du trait de côte, s'adossant même parfois à la digue de la Duchesse-Anne, elles constituent donc une forme de projection de ce que sera l'évolution future des bancs de haute slikke. Ces bancs sont en grande partie recouverts par la végétation halophile du fond de baie.

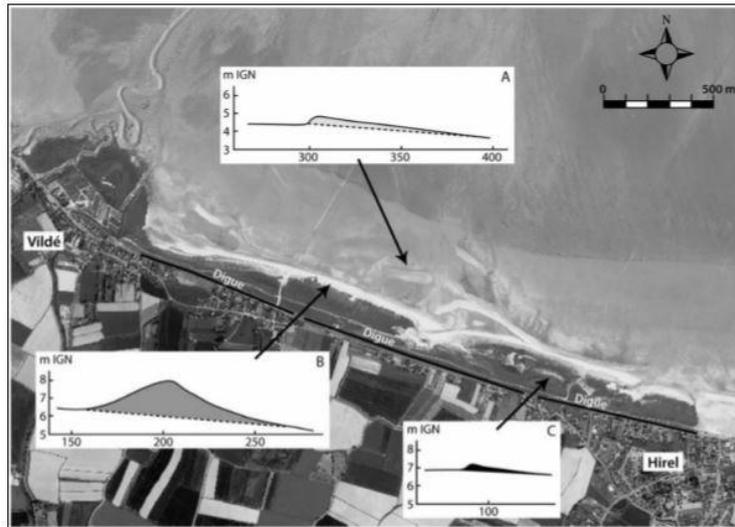


Figure 44. Caractérisation morphologique des cheniers coquilliers du secteur de Vildé-la-Marine, a) chenier sableux d'estran, b) chenier de haute slikke et c) chenier de schorre. Source : Bonnot-Courtois *et al.* (2014).

Dynamiques :

Les différents types de cheniers coquilliers présentent tous **une progression cross-shore** puisque les dépôts suivent les trajectoires des crêtes de houles diffractées autour de la pointe du Grouin.

À mesure de leur progression vers le trait de côte (Figure 45, Figure 46 et Figure 47), par des processus de *washover* successifs, la vitesse de déplacement des cordons diminue en raison de deux facteurs qui se cumulent, les pentes de l'estran et l'atténuation de l'énergie de la houle par le frottement sur les fonds vaseux.

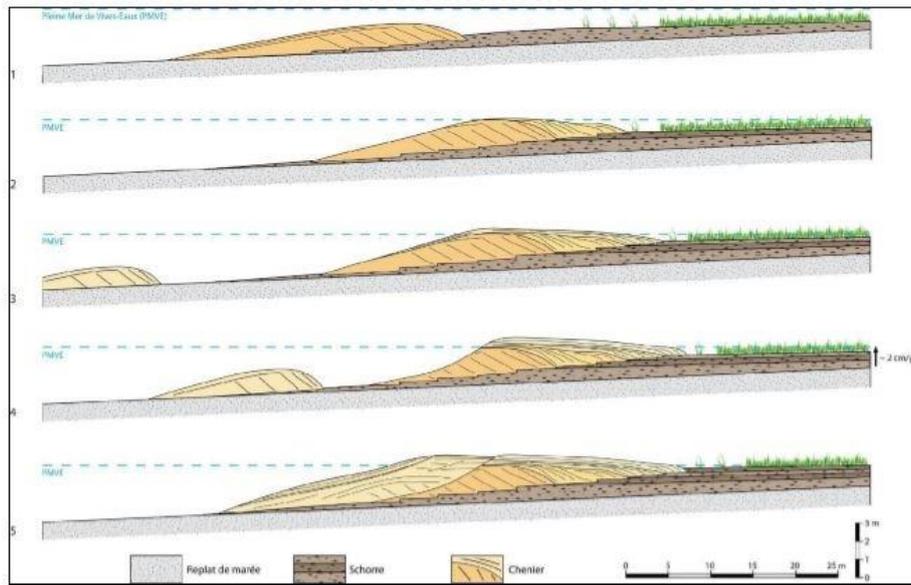


Figure 45. Évolution morpho-stratigraphique des cheniers, élaboré à partir de l'interprétation de profils radar. Source : Weill (2010).

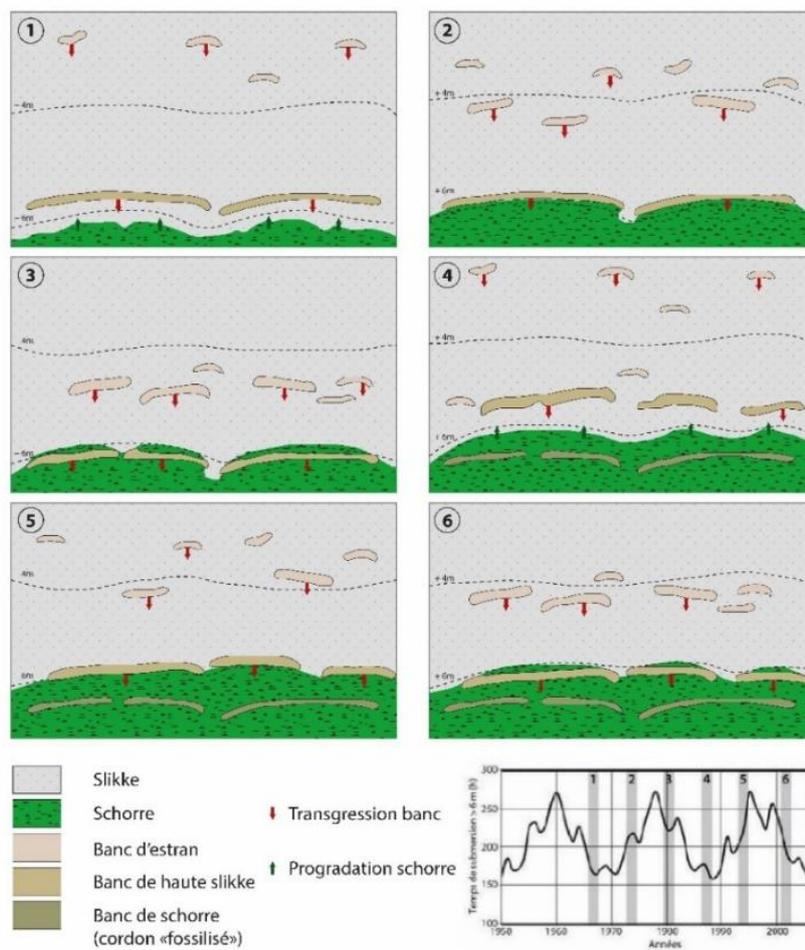


Figure 46. Dynamique transversale des cheniers coquilliers. Source : Weill (2010).

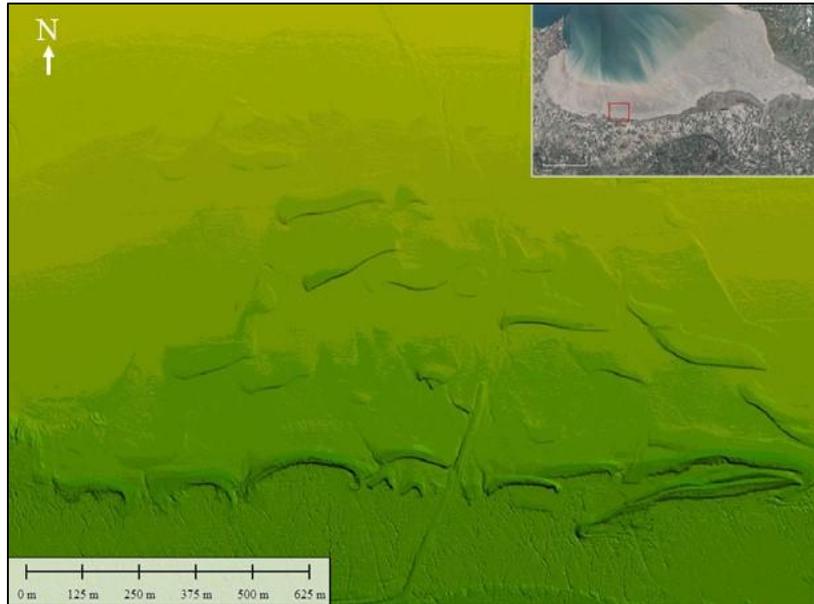


Figure 47. Progression transversale et évolution morphologique des cheniers illustrée à partir du modèle numérique d'élévation dérivé des données LiDAR topo-bathymétrique 2018. Source : SHOM (2020).

Les différentes typologies de cheniers connaissent des dynamiques différentes. Ainsi, **les bancs d'estran sont les plus mobiles**, ils peuvent en effet connaître des déplacements de plusieurs dizaines de mètres au cours d'une année. **Les bancs de haute-slikke et de schorre sont quant à eux peu mobiles**, avec des déplacements de moins d'un mètre par an pour les premiers et moins de 0,5 m pour les seconds, ces faibles mobilités s'expliquent par leur localisation et le phénomène de colonisation par la végétation qui vient stabiliser ces structures.

Les cheniers connaissent également un mouvement migratoire parallèle au trait de côte, de l'est vers l'ouest en raison du courant giratoire en action dans la baie (Figure 48).

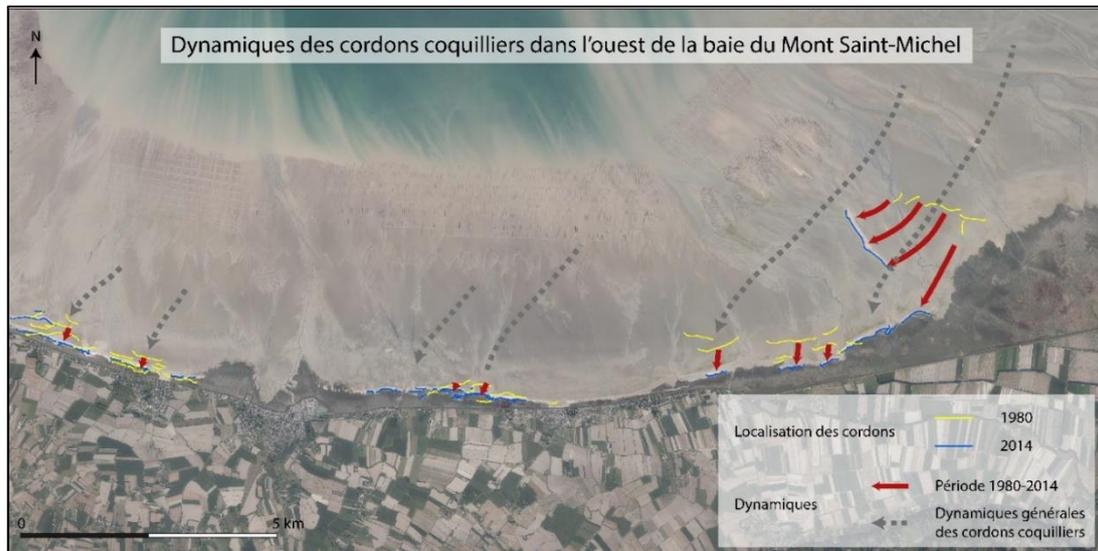


Figure 48. Trajectoires générales des cheniers coquilliers sur l'estran de la baie du Mont-Saint-Michel. Source : Mury (2015).

Une fois le haut de l'estran atteint, les cheniers sont progressivement colonisés par une végétation pionnière notamment des espèces thérophytiques et annuelles parmi lesquelles *Matricaria maritima*, *Cakile maritima*, *Atriplex glabriuscula*, *Atriplex hastata*, *Salsola kali*, *Elymus pycnanthus*, *Elymus farctus*, *Atriplex laciniata* ainsi que des espèces protégées comme *Polygonum oxyspermum ssp. rayi* et *Leymus arenarius* (seigle de mer).

Récif des hermelles

Distribution :

Le récif des hermelles de Sainte-Anne, au sein de la baie du Mont-Saint-Michel, avec sa surface d'environ 223 ha (Desroy *et al.*, 2011 ; Collin *et al.*, 2019) (Figure 49) constitue ce qui est aujourd'hui **la plus grande structure biogénique intertidale d'Europe**. Il s'agit d'une construction établie par *Sabellaria alveolata* qui est un annélide marin polychète, communément considéré comme une **espèce ingénieuse**. En effet, ce ver tubicole est à l'origine de constructions sédimentaires, de tailles et de surfaces variables, organisées sous la forme de récifs composés de tubes constitués d'une agglomération de sédiments coquilliers (Figure 50) (Desroy *et al.*, 2011). L'état de santé du récif est évalué par l'intermédiaire de la densité des tubes formés par *Sabellaria alveolata*.

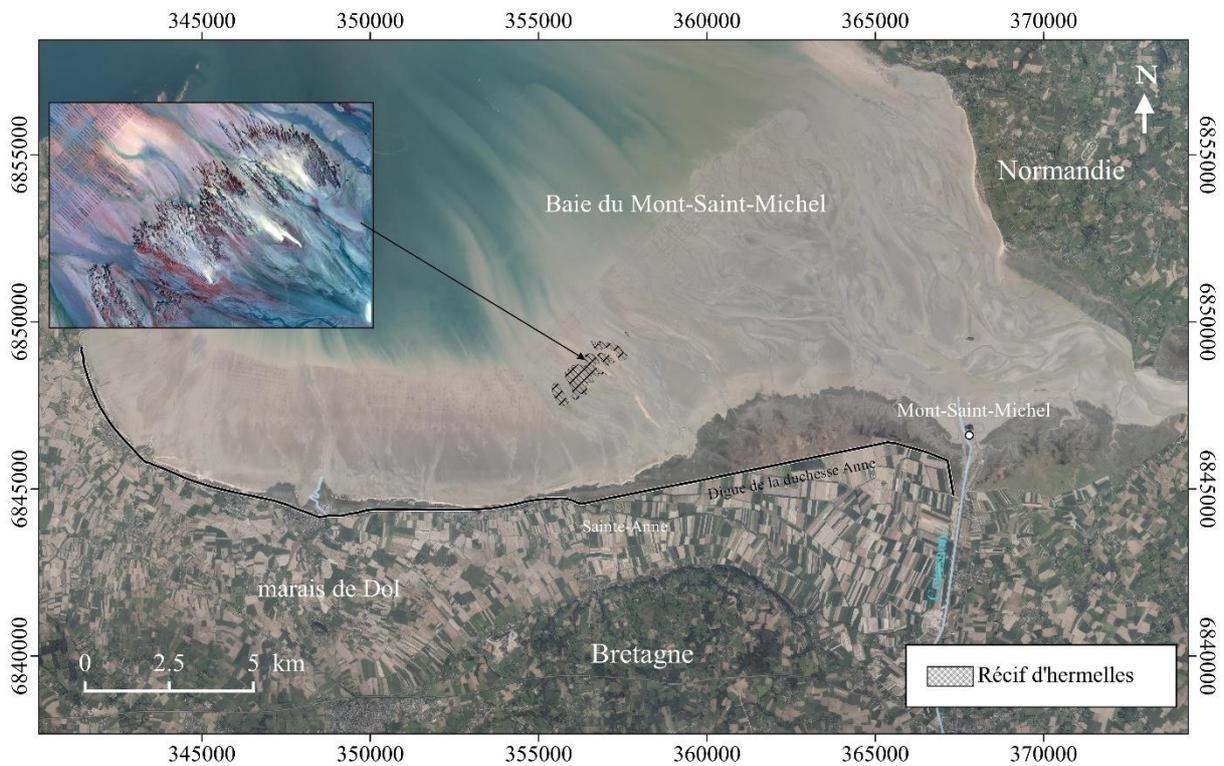


Figure 49. Localisation du récif biogénique des hermelles en baie du Mont-Saint-Michel. Source : Mury (2020), inédit.



Figure 50. Structure du récif d'hermelles de la baie du Mont-Saint-Michel (photos Caline, B. 2018).

Ce récif est porteur de différents services pour l'environnement local. En effet, en plus de constituer un habitat remarquable pour la biodiversité, il joue un rôle important en tant que zone nourricière pour de nombreuses espèces benthiques et pélagiques (Dubois *et al.*, 2006) et sa complexité structurale participe également au piégeage sédimentaire en augmentant la rugosité de surface (Desroy *et al.*, 2011 ; Collin *et al.*, 2018) (Figure 50 et Figure 51). Cette augmentation de la rugosité peut présenter un effet atténuateur sur les hauteurs de vagues notamment lors de la marée montante, bien que celui-ci n'ait pas été quantifié.

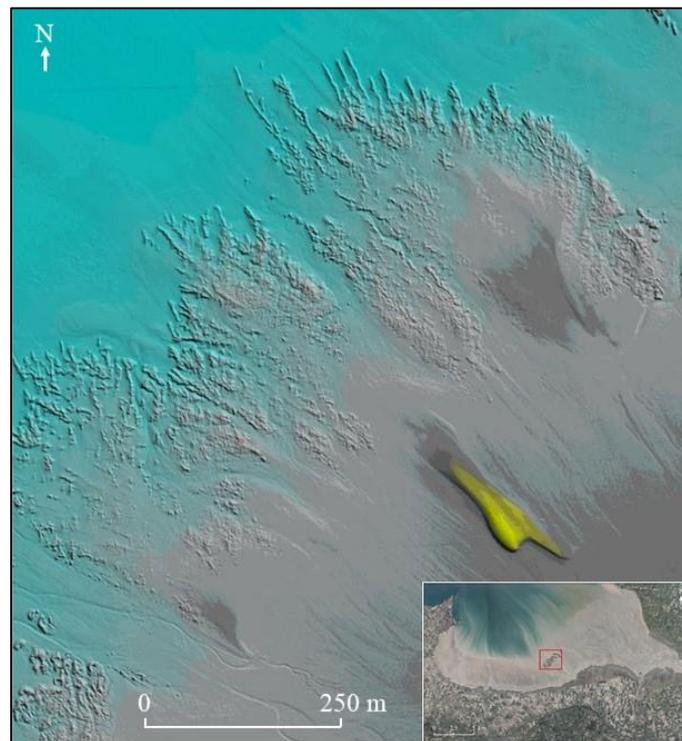


Figure 51. Extrait du modèle numérique d'élévation dérivé des données du LiDAR topo-bathymétrique sur les hermelles.
Source : SHOM (2020).

Dynamiques :

La superficie du récif des hermelles de la baie du Mont-Saint-Michel a connu des changements importants depuis la fin des années 1940 en raison de différents facteurs naturels et anthropiques, notamment liés à l'implantation des structures ostréicoles et mytilicoles entre les pointes du Grouin et de Granville à partir des années 1960 (Figure 52) (Sérot, 2019).

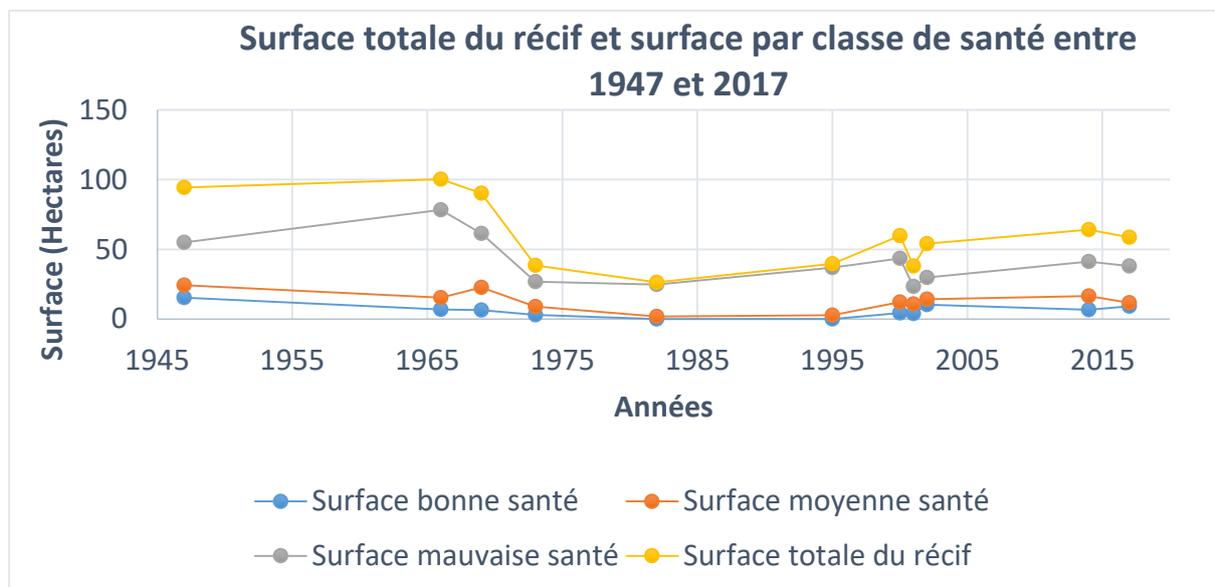


Figure 52. Évolution de la surface du récif des hermelles de la baie du Mont-Saint-Michel entre 1947 et 2017. Source : Sérot (2019).

2.1.4.5. Contexte socio-économique de la baie du Mont-Saint-Michel

Au sein de la baie du Mont-Saint-Michel, on retrouve deux des trois secteurs d'activités évoquées précédemment lors de la présentation des activités économiques du golfe normano-breton, à savoir le secteur primaire et le secteur tertiaire.

En ce qui concerne le secteur primaire, les activités liées à l'exploitation des ressources de la mer, notamment la conchyliculture, sont des activités économiques emblématiques de la baie, qui marquent fortement le paysage de celle-ci (Figure 53). Ces activités économiques conchylicoles participent également à véhiculer l'image de marque régionale par l'intermédiaire de produits à appellation d'origine protégée (AOP) et indication géographique protégée (IGP), notamment l'AOP moules de bouchots de la baie du Mont-Saint-Michel et l'IGP bulot de la baie de Granville.

Les activités primaires agricoles ne sont pas en reste dans le secteur de la baie du Mont-Saint-Michel, puisque comme évoqué précédemment ces activités ont forgé le paysage de polder au sud de la baie et l'élevage des agneaux fait également l'objet d'une reconnaissance d'AOP « Prés salés du Mont-Saint-Michel ». Le secteur tertiaire est porté quant à lui par le Mont-Saint-Michel dont les 1,5 millions de visiteurs annuels en font le monument de province le plus visité de France. Attractivité touristique dont bénéficient les communes de la baie par l'intermédiaire de l'hôtellerie, de la restauration et des activités de loisirs, avec à titre d'exemple plus de 580 000 nuitées enregistrées en 2019 dans la zone infra-départementale de la baie du Mont-Saint-Michel du département de la Manche (Comité régional de tourisme de Normandie, 2020).

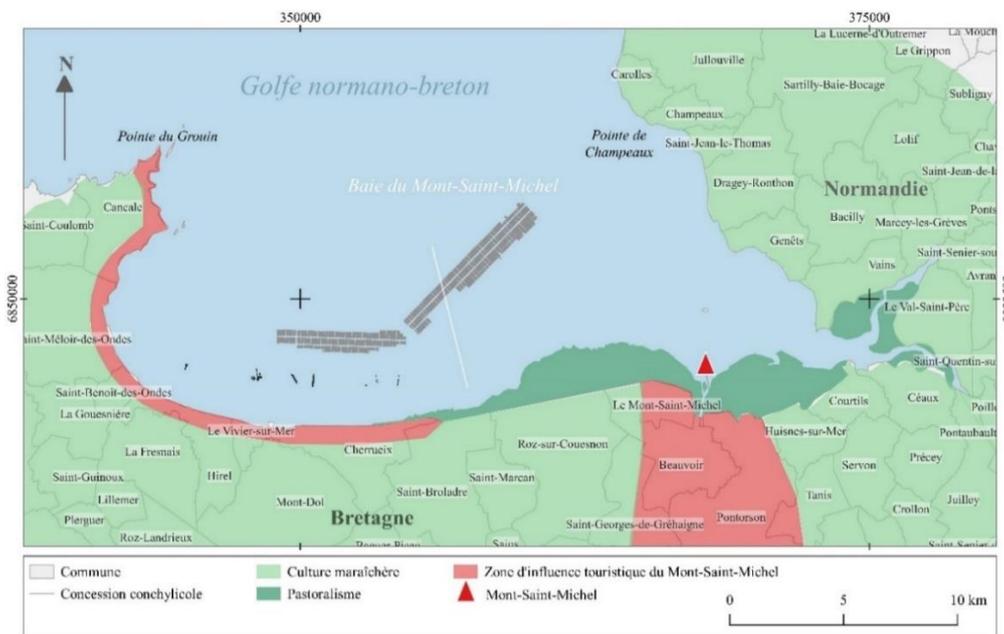


Figure 53. Répartition des principales activités économiques dans la baie du Mont-Saint-Michel en 2015. Source : Mury (2020), inédit.

2.1.5. Spécificités de l'environnement local de la côte d'Émeraude

2.1.5.1. Contexte physique de la côte d'Émeraude

L'appellation « **côte d'Émeraude** » désigne le littoral de nord-Bretagne bordant le sud de la Manche et s'étendant entre les pointes rocheuses **du cap Fréhel à l'ouest et la pointe du Grouin à l'est** (Figure 54). Elle est articulée en son centre autour **del'estuaire de la Rance**.

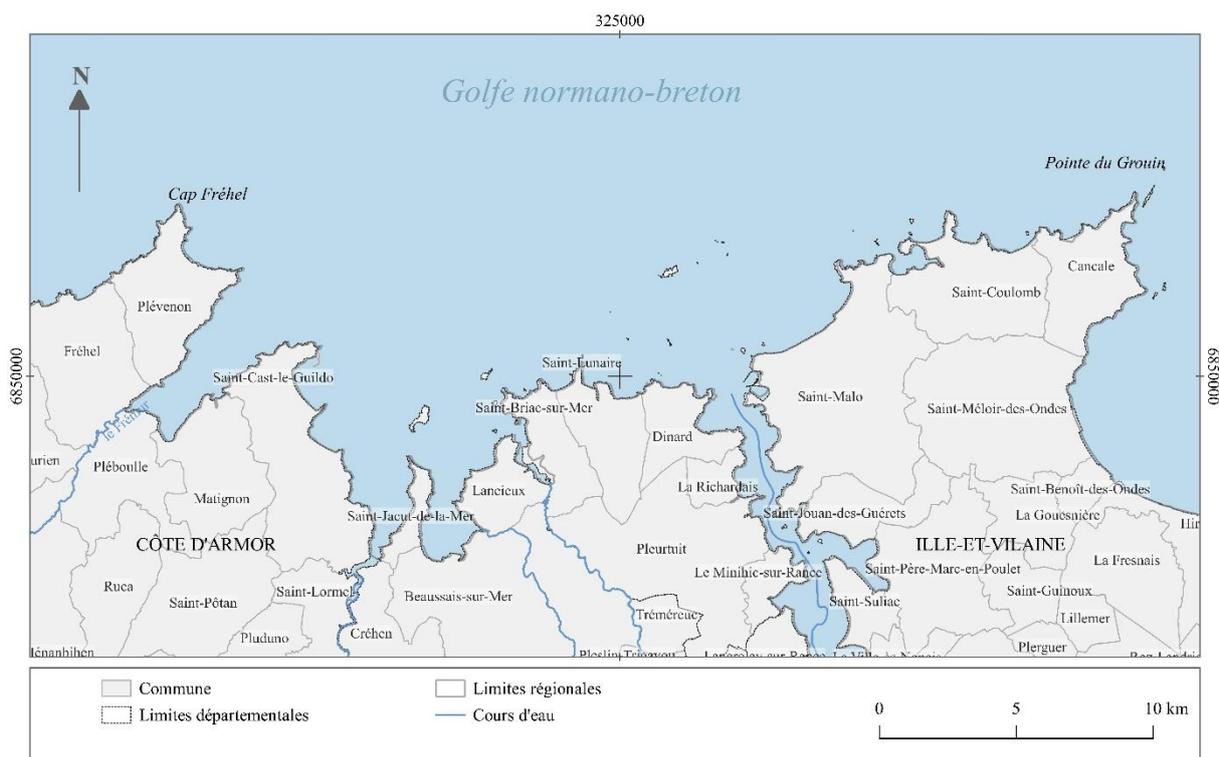


Figure 54. Cartographie générale de la côte d'Émeraude. Source : Mury (2020), inédit.

2.1.5.2. Marées et hydrodynamique de la côte d'Émeraude

Au même titre que la baie du Mont-Saint-Michel, une des caractéristiques principales de la côte d'Émeraude réside dans son **régime mégatidal**.

Les courants en action sur le littoral de la côte d'Émeraude sont relativement faibles avec des houles incidentes principalement orientées O et NO en raison de la configuration de « l'estuaire de la Manche » (Figure 55 et Figure 56).

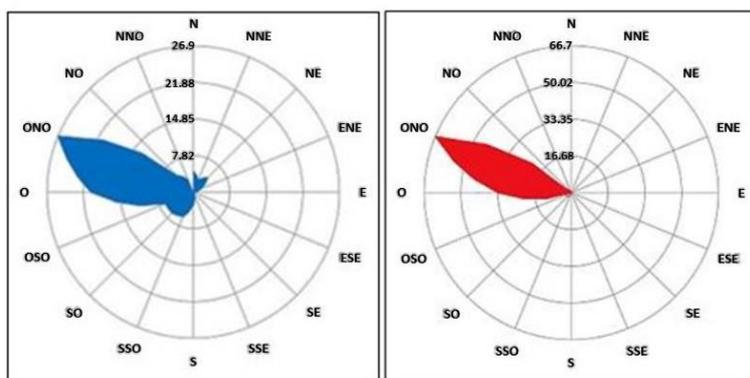


Figure 55. Rose annuelle des directions de houle moyenne et rose annuelle des directions de houle maxi +3m en 2012 à Saint-Malo. Source : Mahmoud (2015).

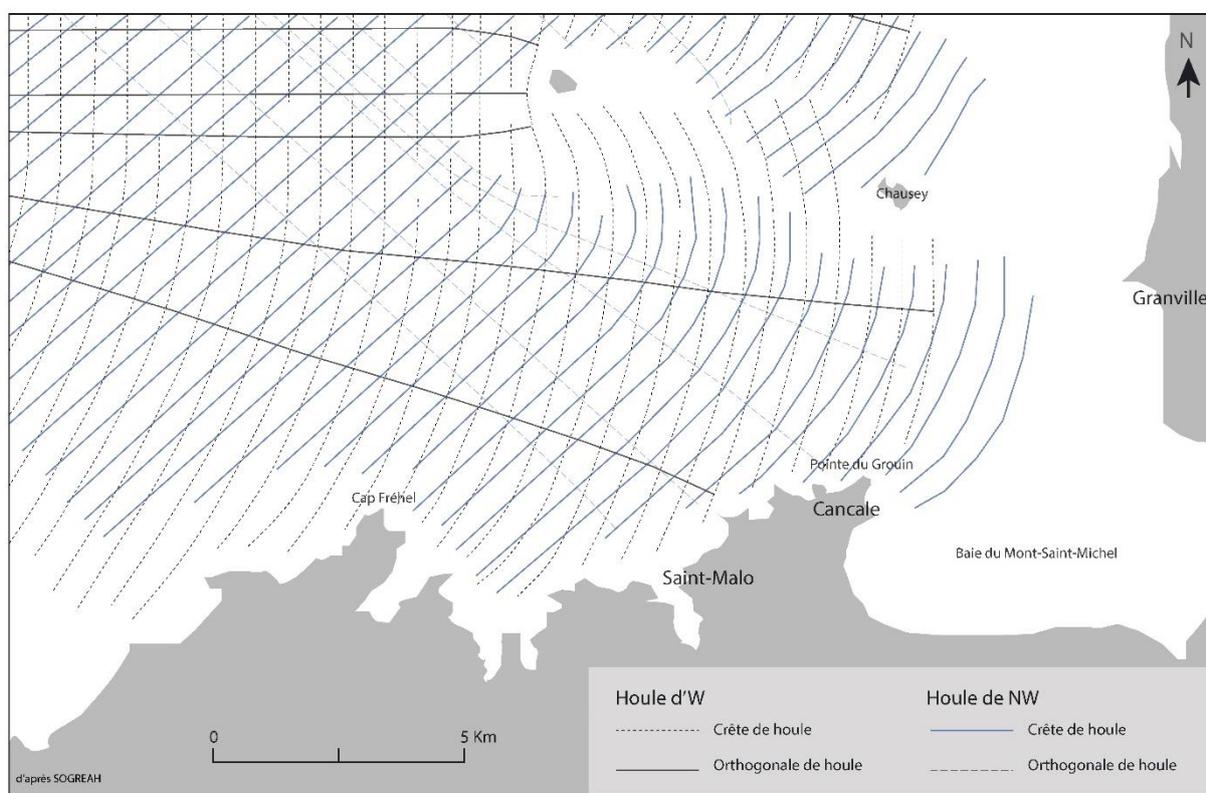


Figure 56. Plan de houle sur la côte d'Émeraude. Source : Mury (2020) redessiné d'après Esposito (1983).

2.1.5.3. Contexte morpho-sédimentaire de la côte d'Émeraude

À l'exception du domaine estuarien de la Rance qui bénéficie d'apports terrigènes, la répartition des sédiments de surface sur la côte d'Émeraude est principalement régie par les marées. Les sédiments y sont globalement distribués selon un gradient Nord-Sud, des fractions les plus grossières au large vers les fractions les plus fines dans les baies (Figure 57).

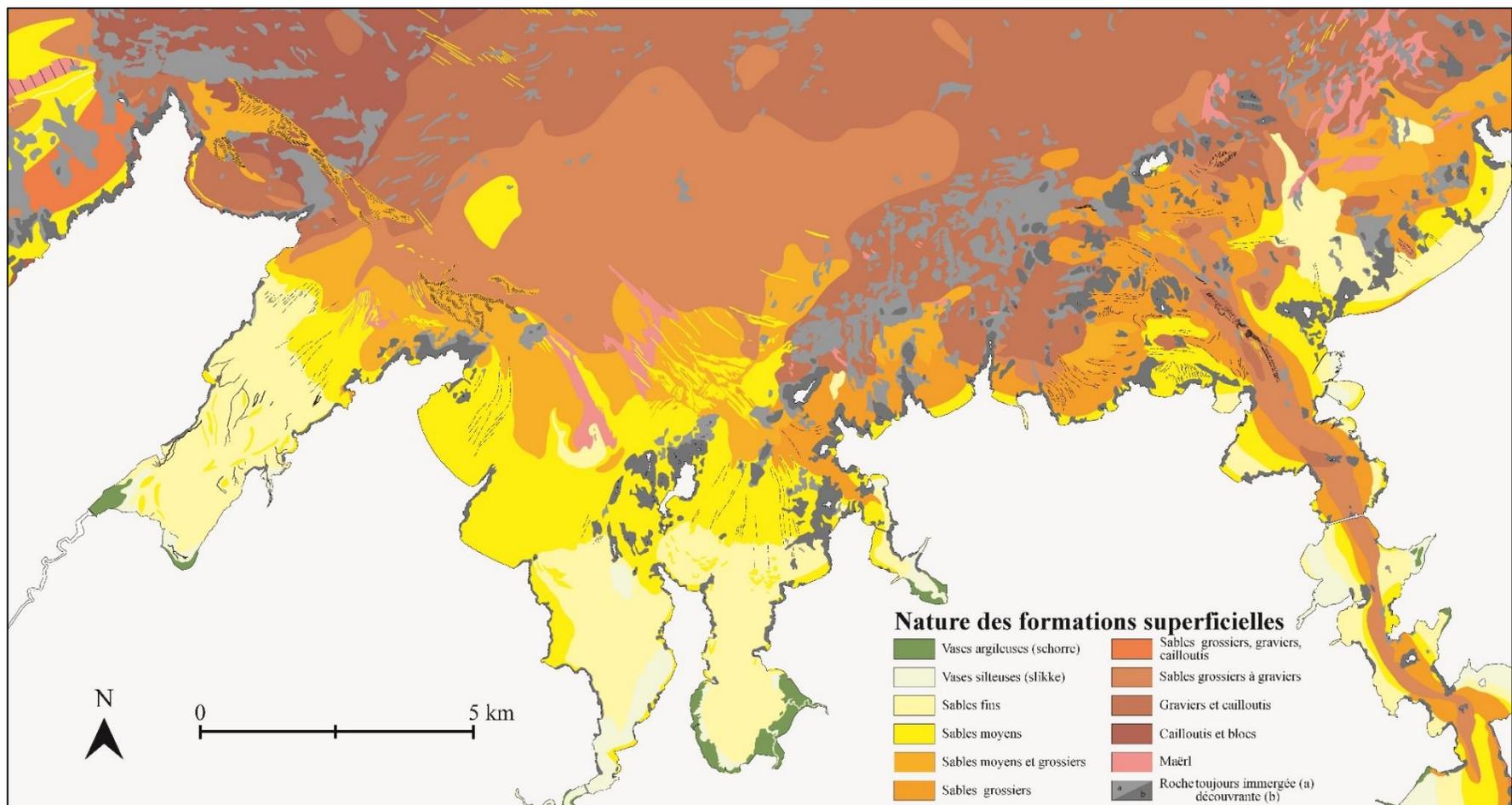


Figure 57. Cartographie de la répartition des sédiments de surface de la côte d'Emeraude. Source : Mury (2020) modifié d'après Augris *et al.* (2006).

2.1.5.4. Les systèmes écogéomorphologiques caractéristiques du domaine intertidal de la côte d'Émeraude : distributions et dynamiques

À l'instar de la baie du Mont-Saint-Michel, la côte d'Émeraude présente un panel important de systèmes écogéomorphologiques littoraux.

Les schorres

Distribution :

On retrouve sur la côte d'Émeraude quelques surfaces de schorre, principalement localisées au sein de la baie de Beussais-Lancierieux (Figure 58) avec une dominance des espèces végétales *Halimione portlacoides*, *Salicornia europea*, *Spartina anglica* et *Suedamaritima*.

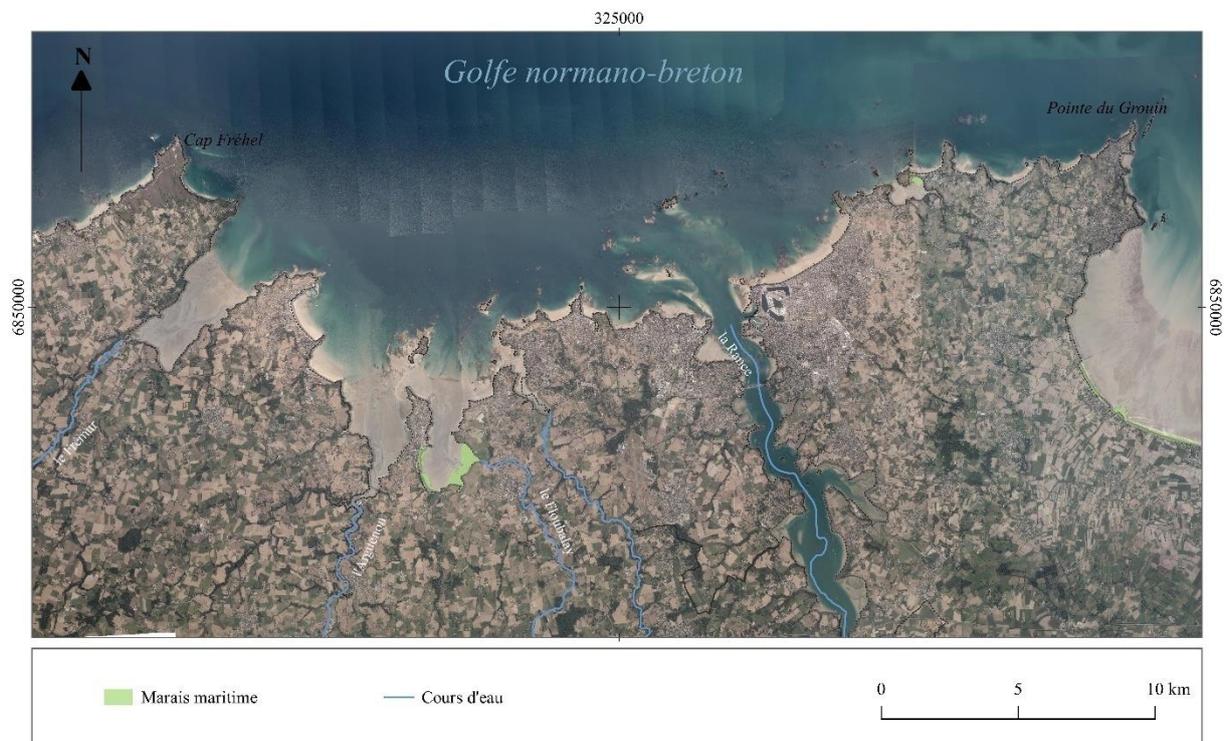


Figure 58. Localisation des surfaces de schorre sur la côte d'Émeraude. Source : Mury (2020), inédit.

Dynamiques :

Bien que les différents secteurs de schorre, considérés individuellement, présentent des dynamiques hétérogènes, notamment en raison de la présence de l'estuaire du Floubalay, pouvant entraîner un recul important du front de végétation (Figure 59), le schorre dans sa globalité connaît néanmoins une dynamique générale de progradation relativement importante avec une évolution de sa surface de 65,7 ha en 1948 à 91,9 ha en 2013 (Bitoun *et al.*, 2018).

Evolution du front de végétation du schorre entre 1948 et 2013

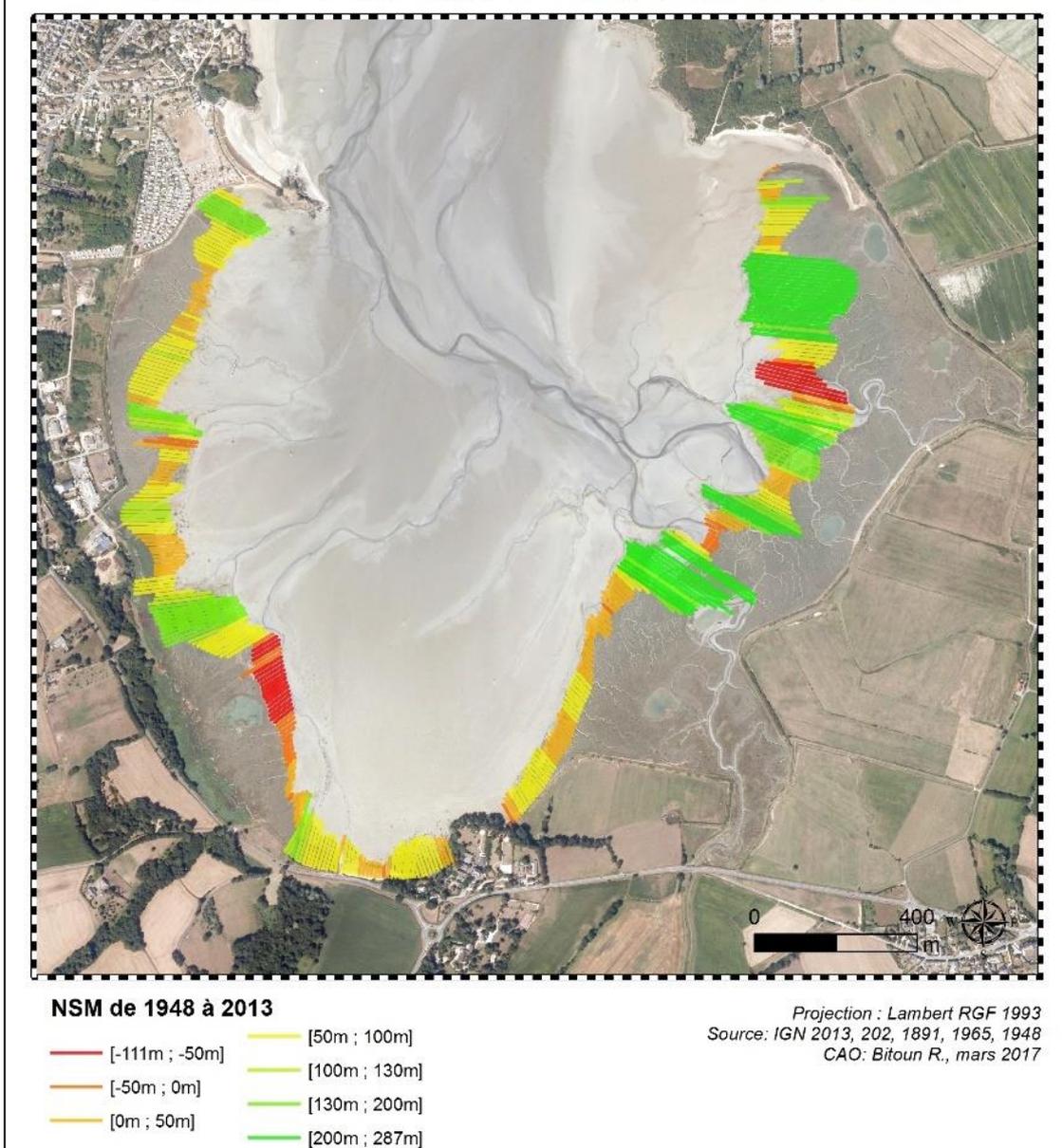


Figure 59. Évolution du front de végétation schorre de la baie de Beaussais-Lancieux entre 1948 et 2013. Source : Bitoun (2017).

Les herbiers marins

Distribution :

Si leur présence n'est que très ponctuelle dans la baie du Mont-Saint-Michel, les herbiers marins constituent néanmoins un système éco-géomorphologique remarquable de la côte d'Émeraude, avec une présence beaucoup plus importante. On les retrouve principalement sur les littoraux de Dinard, Saint-Briac-sur-Mer, et Saint-Jacut-de-la-Mer (Figure 60).

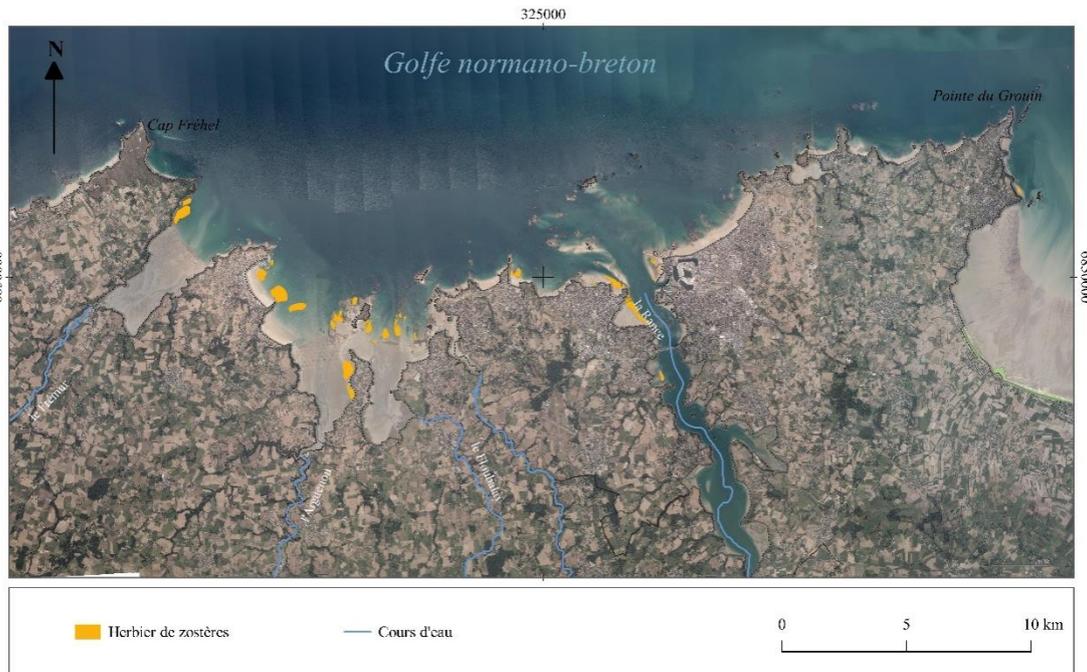


Figure 60. Localisation des herbiers de zostères de la côte d'Émeraude. Source : Mury (2020), inédit.

Dynamiques :

Après avoir quasiment disparues de la côte d'Émeraude dans les années 1930 en raison de la « *wasting disease* » (maladie du dépérissement), les herbiers de zostères marines (*Zostera marina* et *Zostera noltii*) ont progressivement recolonisé les littoraux de la région malouine. Après une première phase d'extension lente aux voisinages de la Rance, notamment liée à l'implantation de l'usine marémotrice dans les années 1960 qui a modifié la circulation hydro-sédimentaire locale, les surfaces d'herbiers ont ensuite rapidement progressé. À titre d'exemple, sur la période 1952-2019, la surface de l'herbier de *Zostera marina* de la plage de l'Écluse à Dinard a été multipliée par 11, celle de l'herbier du Prieuré à Dinard sur la période 1967-2013 par 5,7 et la surface de l'herbier de *Zostera noltii* de Saint-Jacut-de-la-Mer par 1,08 entre 1961 et 2013.

Cependant, bien que ces herbiers connaissent une dynamique globale d'extension, ils sont aujourd'hui menacés par les activités nautiques, notamment de plaisance, en raison de la fragmentation des surfaces d'herbiers, causée par le raguage des chaînes de mouillage (James *et al.*, 2020) (Figure 61).

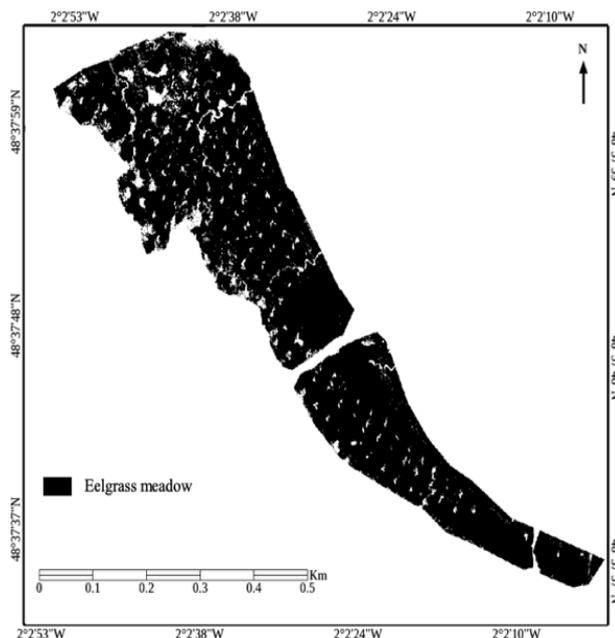


Figure 61. Fragmentation de l’herbier de zostères, plage du Prieuré, Dinard. Source : James *et al.* (2020).

2.1.5.5. Contexte socio-économique de la côte d’Émeraude

Le paysage économique de la côte d’Émeraude, comme celui de la baie du Mont-Saint-Michel, est fortement marqué par le secteur tertiaire et tout particulièrement les activités de tourisme et de loisir. En effet, la côte d’Émeraude comptabilisait plus de 7 900 000 nuitées en 2016, faisant du territoire le premier lieu d’excursion du département de l’Ille-et-Vilaine avec plus de 18 % des excursions touristiques et une capacité d’accueil de plus de 43 000 lits touristiques (Source - Saint-Malo agglomération) (Figure 62).

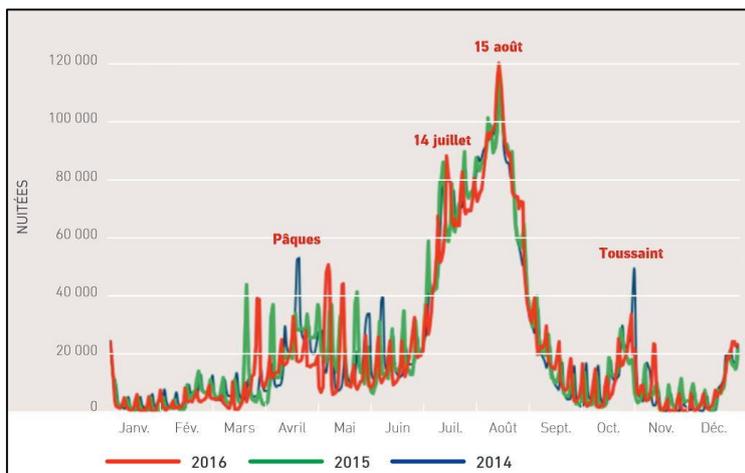


Figure 62. Répartition des nuitées touristiques au cours de l’année et évolution entre 2014 et 2016. Source : Saint-Malo Agglomération.

Au-delà des secteurs d'activités liés à l'accueil touristique sur le territoire, le port de Saint-Malo est le premier port de la région Bretagne en termes de transport de passagers avec 1 132 440 passagers enregistrés en 2015, notamment à destination des Iles anglo-normandes (40,7 %).

2.2. Le contexte de la submersion marine en baie du Mont-Saint-Michel et sur la côte d'Émeraude

2.2.1. Des territoires exposés au risque de submersion marine

Les territoires de la baie du Mont-Saint-Michel et de la côte d'Émeraude constituent, en raison de leur proximité immédiate avec la mer et de leurs nombreux secteurs de zones basses littorales (altitude inférieure à 10 m, McGranahan *et al.*, 2007) (Figure 63), des territoires exposés au risque de submersion marine.

Cette exposition est particulièrement remarquable en baie du Mont-Saint-Michel, où comme évoqué précédemment, la majeure partie du territoire actuel du marais de Dol situé au sud de la baie, résulte des épisodes successifs de comblement de la baie, d'origines naturelle ou anthropiques (poldérisation). Les seuls secteurs topographiquement élevés sont le secteur de Cancale-Pointe du Grouin à l'Ouest de la baie, le Mont Dol au cœur du marais de Dol et le massif de Saint-Broladre, la majeure partie du marais de Dol étant situé à des altitudes comprises entre 3 et 7,5 m NGF.

En raison de la nature des formations qui constituent le marais de Dol, s'agissant aussi bien des ensembles sédimentaires du marais blanc que des tourbières du marais noir, la topographie de celui-ci est amenée à connaître un phénomène de tassement, duquel résulte un abaissement topographique progressif et naturel de la zone. En raison de ce phénomène, la caractéristique de zone topographiquement basse du marais de Dol tend donc à s'accroître sur le long terme, notamment dans les secteurs de marais noirs, lesquels devraient connaître un phénomène de tassement différencié de celui du marais blanc en raison de la dégradation des matières organiques qui le composent.

Dans le cas de la côte d'Émeraude, les zones topographiquement basses sont quant à elle localisées principalement dans le secteur de Saint-Malo, de la baie de Lancieux ainsi que sur les berges de la Rance. Dans ce dernier cas, l'exposition au risque de submersion est cependant nettement moins importante en raison de la présence du barrage de la Rance permettant de réguler les niveaux d'eau et de réduire donc considérablement les risques.

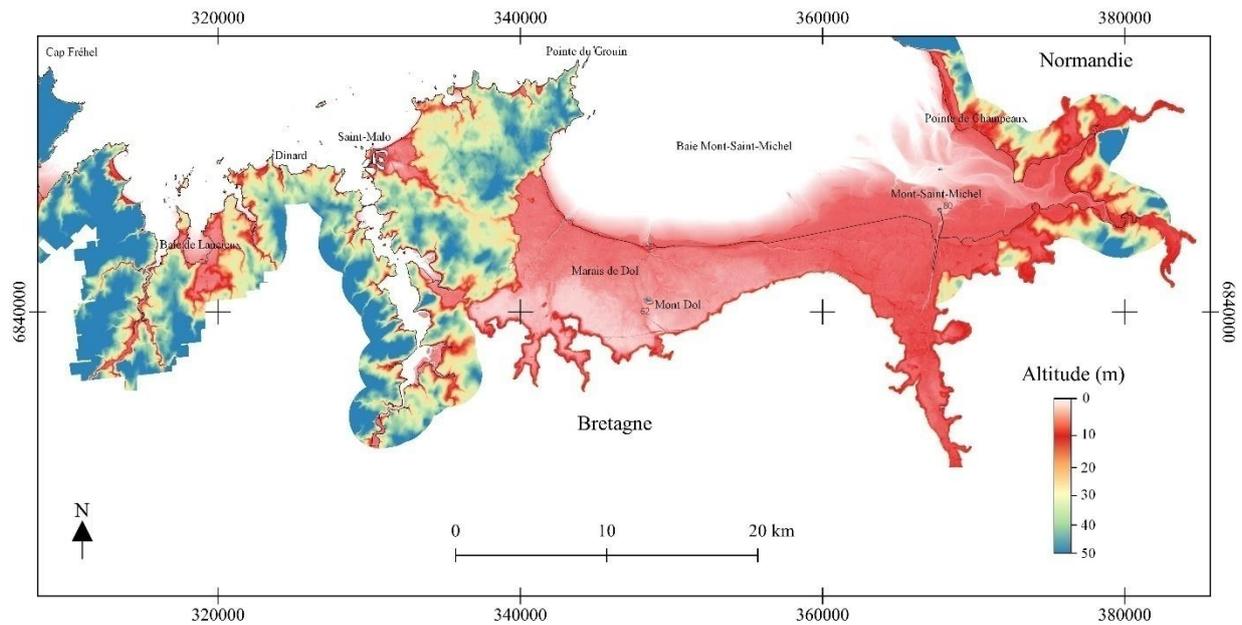


Figure 63. Topographie du secteur littoral côte d'Émeraude - baie du Mont-Saint-Michel. Source : Mury (2020), inédit.

Cette caractéristique de zone basse littorale qui induit un territoire exposé à l'aléa submersion marine est un important facteur de risque puisqu'une majorité des zones urbaines de la côte d'Émeraude et de la baie du Mont-Saint-Michel se trouvent localisées dans ces secteurs topographiquement bas, à l'image d'une grande partie de la ville de Saint-Malo et du marais de Dol (Figure 64).

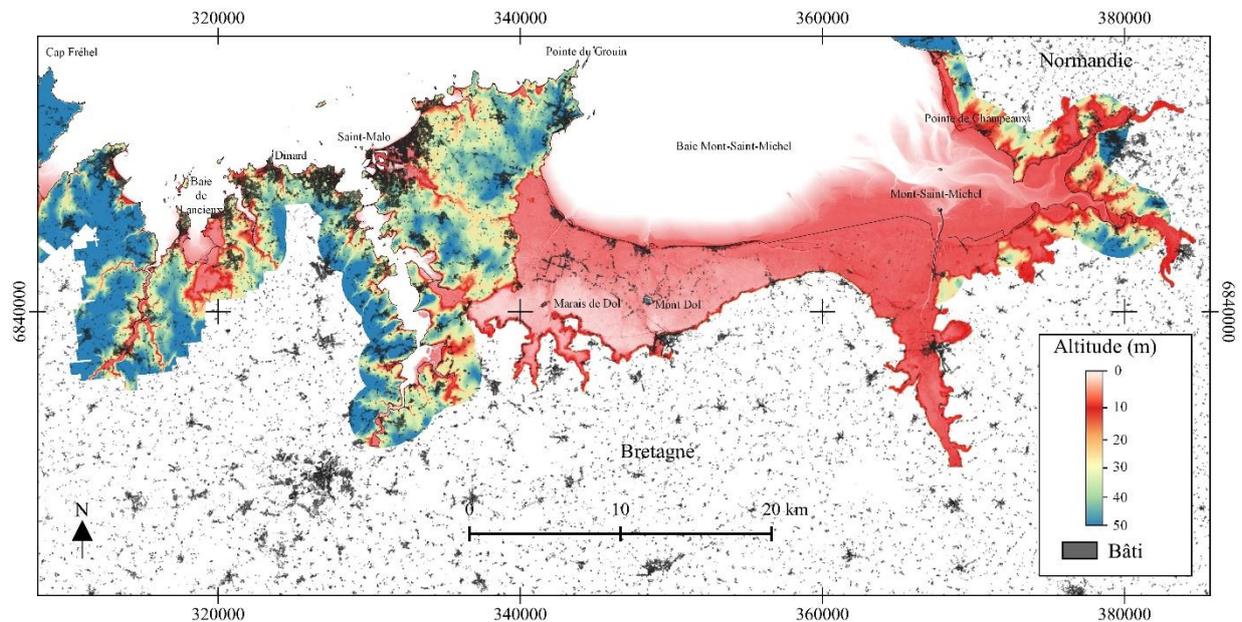


Figure 64. Localisation des enjeux du cadre bâti sur le secteur côte d'Émeraude - baie du Mont-Saint-Michel. Source : Mury (2020), inédit.

Autre facteur d'exposition à l'aléa submersion marine : la distance des enjeux par rapport au trait de côte. Or, il apparaît une nouvelle fois qu'une grande partie des enjeux de la baie du Mont-Saint-Michel et de la côte d'Émeraude, ici représentés par les éléments du cadre bâti, est localisée à faible distance du trait de côte (Figure 65). Ainsi, environ 57 % des bâtiments des communes littorales de la côte d'Émeraude et de la baie du Mont-Saint-Michel s'inscrivent dans une frange côtière de 1 km, avec notamment les centres urbains de Cherrueix, Hirrel, Le-Vivier-sur-Mer, Saint-Benoit-des-Ondes, Cancale pour les communes de la baie et Saint-Malo, Dinard, Saint-Lunaire, Saint-Briac-sur-Mer, Lancieux, Saint-Jacut-de-la-Mer et Saint-Cast-le-Guildo pour la côte d'Émeraude.

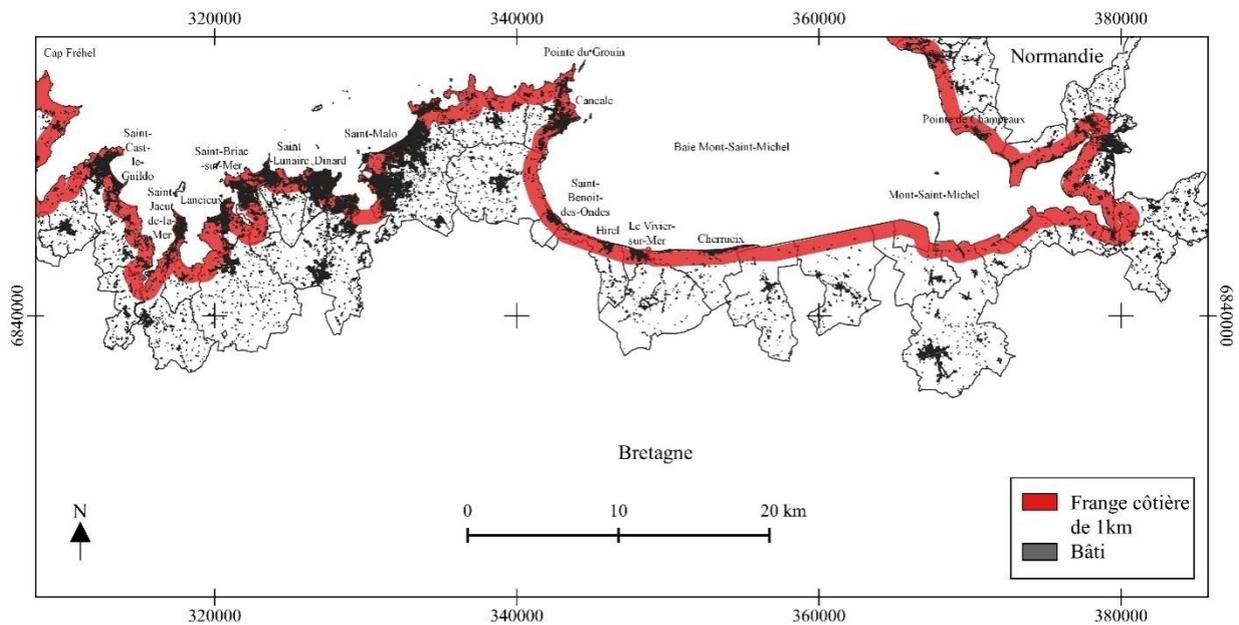


Figure 65. Identification des enjeux du cadre bâti dans une bande côtière de 1km. Source : Mury (2020), inédit.

2.2.2. Rétrospective des événements de submersion marine en baie du Mont-Saint-Michel et sur la côte d'Émeraude

Les secteurs côtiers de la baie du Mont-Saint-Michel, ainsi que la ville de Saint-Malo sur la côte d'Émeraude, sont donc des territoires fortement exposés aux aléas météo-marins et tout particulièrement à la submersion marine en raison de la faible topographie locale (Figure 64). Cette exposition n'est pas nouvelle et inscrite plus ou moins durablement dans la mémoire collective, mais elle reste accessible à travers l'exploration de diverses archives historiques. Compilées par les services du bureau de recherche géologique et minière (BRGM) et les services de Saint-Malo agglomération (SMA), à partir de sources de données variées (Association du marais de Dol, Bibliothèque nationale de France (Gallica), archives communales et départementales, Direction départementale d'Ille-et-Vilaine, SOCOTEC, centre régional de documentation pédagogique...), ces archives permettent un recensement des événements dits de « submersion marine » et des dégradations associées (Figure 66).

La liste des événements recensés est non-exhaustive mais donne un aperçu non-négligeable de l'occurrence de tels phénomènes sur le territoire.

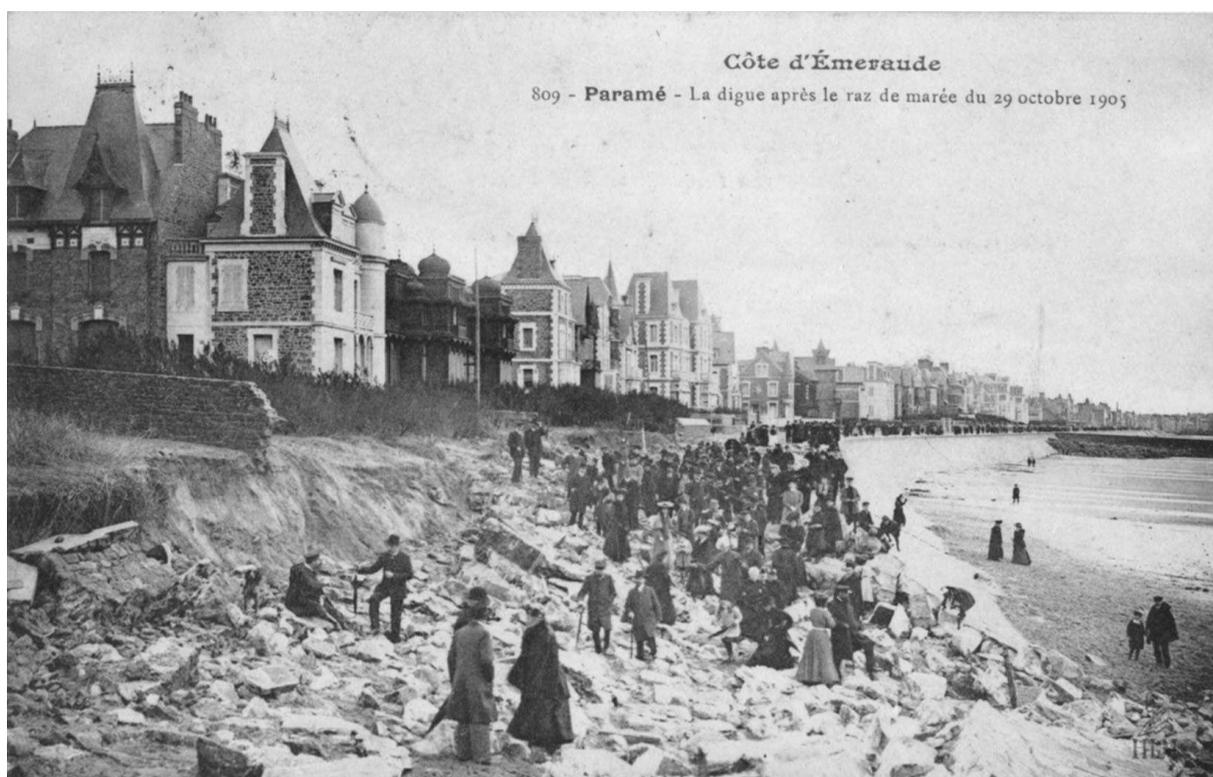


Figure 66. Cartes postales illustrant les dégâts de la submersion historique de 1905 dans le secteur de Paramé à Saint-Malo.

Dans le secteur de la baie du Mont-Saint-Michel, les données historiques font état de 40 événements de submersion marine ayant engendré des dégâts d'ampleurs variables, recensés entre l'an 1081 et 1951 (Figure 67).

Sur le secteur de Saint-Malo, le nombre d'événements ayant causé des dégâts aux infrastructures (digues, habitations, voirie...) recensés dans les archives historiques atteint 109 sur la période 1160-2010 (Figure 68). Pour la grande majorité des dégâts recensés sur le secteur de Saint-Malo, il s'agit de dommages structurels liés à des phénomènes de vagues de submersions, affectant particulièrement les secteurs endigués du Sillon et de Paramé, ainsi que les installations portuaires des Bas-sablons et le centre historique intra-muros. Cette répartition spatiale des dommages s'explique par la concomitance, particulièrement marquée dans ces secteurs géographiques, des facteurs de risque que sont la distance au trait de côte et la faible élévation.

Bien que bénéficiant d'un environnement naturellement moins propice à la submersion marine que la ville de Saint-Malo en raison de sa localisation en fond de baie abritée, le secteur baie du Mont-Saint-Michel - marais de Dol n'en demeurent pas moins exposé en raison de sa topographie basse.

Les données de recensement d'événements présentent également un biais méthodologique notamment sur les périodes les plus anciennes en raison des importantes différences démographiques et en termes d'aménagement entre les deux secteurs, les modalités de prise en compte d'un événement ou de dégradations pouvant varier selon les secteurs.

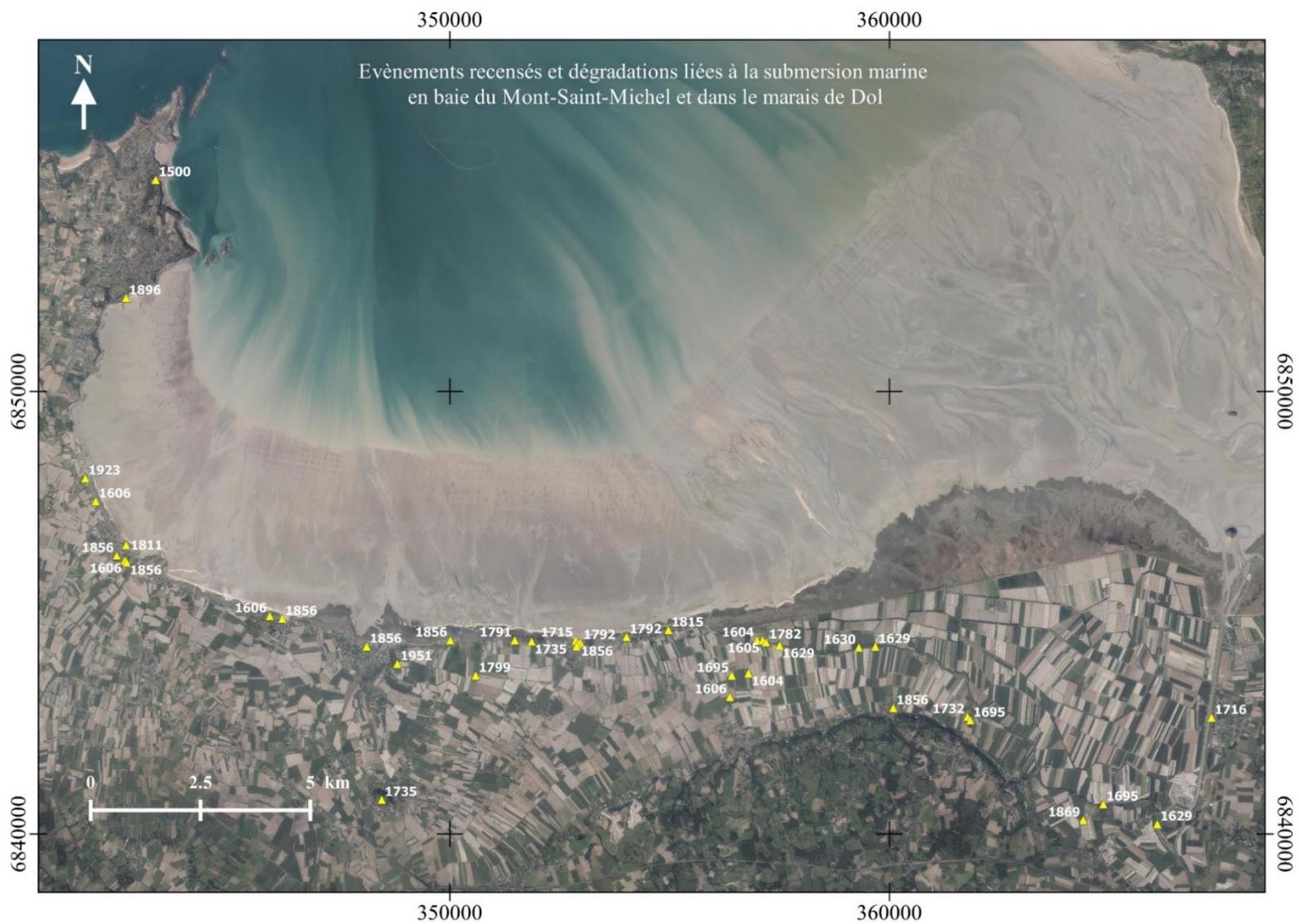


Figure 67. Cartographie des événements de submersion marine et dégradations associées en baie du Mont-Saint-Michel entre 1081 et 1951. Source : Mury (2020) d'après les données de Saint-Malo-Agglomération.



Figure 68. Cartographie des événements de submersion marine et dégradations associées à Saint-Malo entre 1160 et 2010. Source : Mury (2020) d'après les données de Saint-Malo-Agglomération.

2.2.3. *Gestion des risques littoraux en baie du Mont-Saint-Michel et sur la côte d'Émeraude*

Le périmètre de la baie du Mont-Saint-Michel et de la côte d'Émeraude s'inscrit en partie dans le cadre du **TRI Saint-Malo – Baie du Mont-Saint-Michel**, qui englobe 26 communes, de trois établissements publics de coopération intercommunale (EPCI) du golfe normano-breton : 23 communes de la région Bretagne et 3 communes de la région Normandie.

TRI Saint-Malo – Baie du Mont-Saint-Michel

Région Bretagne

- **Saint-Malo Agglomération**
 - Saint-Malo
 - Cancale
 - Châteauneuf-d'Ille-et-Vilaine
 - Hirel
 - La Fresnais
 - La Gouesnière
 - Lillemer
 - Miniac-Morvan
 - Plerguer
 - Saint-Benoît-des-Ondes
 - Saint-Guinoux
 - Saint-Méloir-des Ondes
 - Saint-Père
- **Communauté de Communes du pays de Dol et de la baie du Mont-Saint-Michel**
 - Baguer-Pican
 - Cherrueix
 - Dol-de-Bretagne
 - Le Vivier-sur-Mer
 - Mont-Dol
 - Roz-Landrieux
 - Roz-sur-Couesnon
 - Saint-Broladre
 - Saint-Georges-de-Gréhaigne
 - Saint-Marcen

Région Normandie

- **Communauté d'Agglomération Mont-Saint-Michel Normandie**
 - Beauvoir
 - Le Mont-Saint-Michel
 - Pontorson

Au sein de ce TRI, élargi ultérieurement à la demande des acteurs du territoire à 35 communes potentiellement exposées au risque de submersion, s'applique la SLGRI, déclinaison locale du PGRI mis en œuvre à l'échelle du bassin Loire-Bretagne et de la SNGRI nationale, dans le cadre de la Directive européenne inondation et qui comprend notamment la mise en application des PPRL et des PAPI (Figure 69).



Figure 69. La gestion et la prévention des risques du niveau européen au niveau local.

L'ensemble de la zone d'étude baie du Mont-Saint-Michel – côte d'Émeraude fait état de quatre PPRL-SM connaissant des degrés d'avancement différents : Saint-Malo (approuvé)(Figure 70et Figure 71), Marais de Dol (approuvé en 2016), Saint-Jean-le-Thomas – Dragey-Rothon et Genêts (en cours d'élaboration, prescrit en février 2017, début de la phase 3 en septembre 2019, prorogation en février 2020) et Carolles – Jullouville – Saint-Pair-sur-Mer (en projet) (Figure 70).

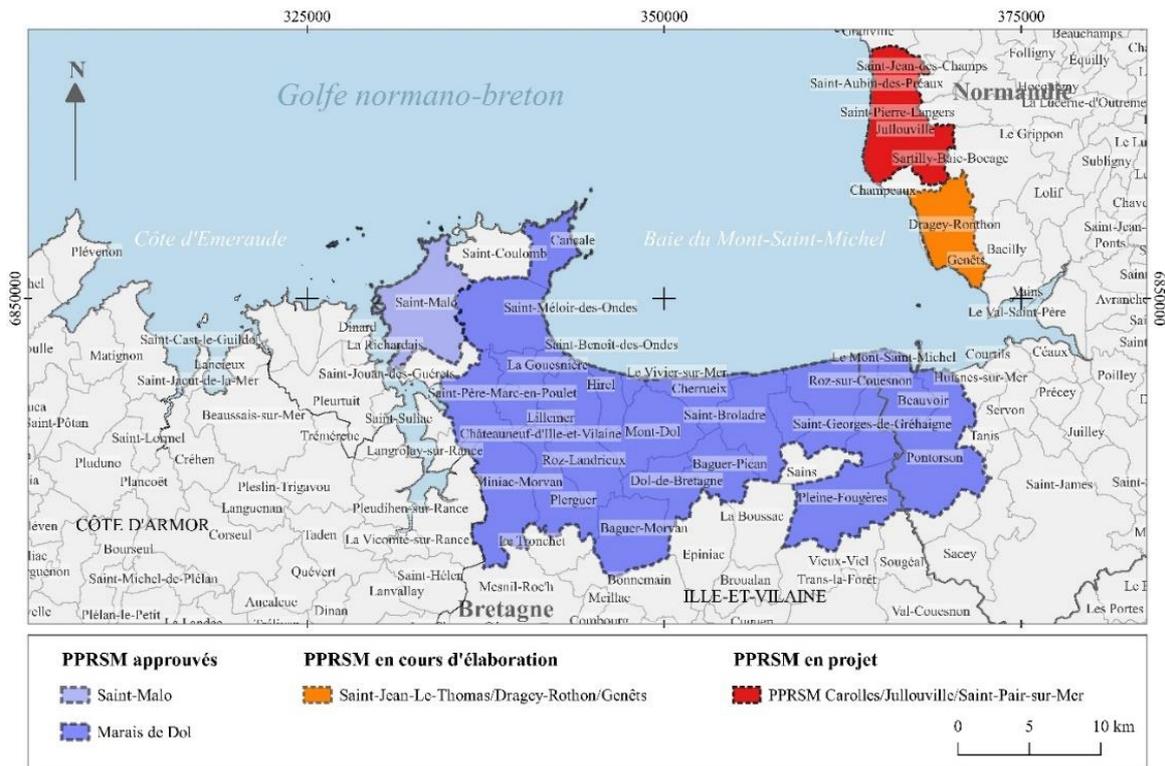


Figure 70. Périmètres concernés par les PPRSM. Source : Mury (2020), inédit.

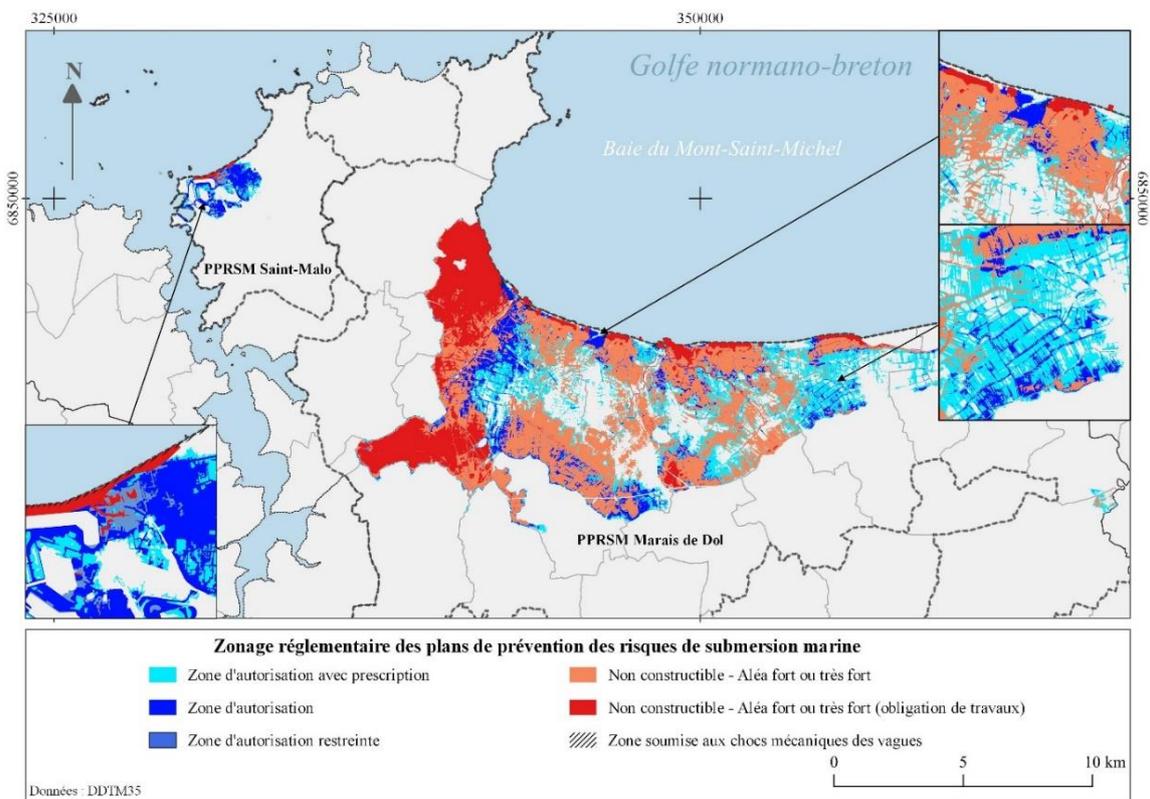


Figure 71. Zonage réglementaire des plans de prévention des risques de submersion marine à Saint-Malo et dans le marais de Dol. Source : Mury (2020) d'après les données de la DDTM35.

Ce TRI est également sujet à la mise en œuvre de PAPI, portés par les Communautés de Saint-Malo Agglomération et des communes du Pays de Dol et de la baie du Mont-Saint-Michel. Ces PAPI dits « de 3^{ème} génération » visent à la mise en œuvre de mesures concrètes pour la réduction de la vulnérabilité des territoires face aux risques d'inondation et donc de submersion marine.

Parmi les principales évolutions de ces PAPI « de 3^{ème} génération » en comparaison de deux précédentes générations, la volonté de « donner davantage de place aux actions visant à réduire la vulnérabilité des territoires comme compléments et/ou alternatives aux travaux de digues ou d'ouvrages hydrauliques ».

Dans le cas des territoires de la baie du Mont-Saint-Michel et de Saint-Malo agglomération sur la côte d'Émeraude, ces dispositifs « PAPI 3 » sont pour l'heure définis comme des « PAPI d'intention » dans l'attente d'un diagnostic territorial complet. C'est donc dans le cadre de ce diagnostic territorial et dans ces actions et mesures de prévention, portés notamment par les axes 1 (amélioration de la connaissance et de la conscience du risque) et 5 (réduction de la vulnérabilité des personnes et des biens) du dispositif « PAPI 3 » que s'intègrent les études portant sur le service écosystémique de protection contre la submersion marine.

**PARTIE II : Développement méthodologique pour
l'évaluation quantitative du risque de submersion
marine**

Chapitre 1 – Suivi du littoral en milieu mégatidal

1.1. Acquisition et traitement des données

1.1.1. Mesures *in situ* des hauteurs significatives des vagues et calcul de l'atténuation des vagues

Afin de permettre l'étude du service écosystémique de protection contre la submersion marine, offert par les systèmes écogéomorphologiques littoraux de la baie du Mont-Saint-Michel et de la côte d'Émeraude, il est nécessaire d'étudier l'origine du risque, à savoir l'aléa, et plus particulièrement dans le cas présent, les vagues, susceptibles de causer des dommages aux ouvrages de défenses et d'entraîner par voie de conséquence la submersion des zones basses.

1.1.1.1. Matériel et méthodologie de déploiement

Les mesures des hauteurs significatives de vagues (H_{m0}) sont issues de campagnes d'acquisition réalisées *in situ* par l'intermédiaire de capteurs de pression-température (marque NKE, modèle SP2T10) (Figure 1). Les capteurs sont déployés par paires (au minimum) sur les sites d'expérimentations le long de transects transversaux orientés en fonction des houles dominantes de chaque site (Figure 72). En suivant la méthodologie de déploiement éprouvée par Jeanson *et al.* (2015), les appareils sont fixés à 5 cm du sol (hauteur corrigée lors du traitement des données) sur des supports métalliques directement implantées dans le substrat.

Les campagnes de mesure des H_{m0} sont réalisées essentiellement en automne-hiver, en raison de l'occurrence plus importante sur cette période des événements tempétueux susceptibles d'occasionner des phénomènes de submersion marine et des dégradations à la côte. De plus, une grande majorité des mesures sont réalisées à l'occasion de marées de coefficients supérieurs à 90, condition nécessaire pour que les vagues atteignent la partie supérieure de l'estran, ou à l'inverse pour que le bas estran soit à découvert, en raison de la composante mégatidale des environnements dans lesquels sont réalisées les expérimentations.

Il est important de noter que les mesures de vagues ne sont plus réalisables au-delà d'une hauteur d'eau supérieure à 10 m en raison des limitations techniques du matériel utilisé (saturation du signal). Il s'agit d'une des principales raisons, avec les difficultés d'accès à certains sites en raison du marnage, pour lesquelles la quantification de l'effet atténuateur de certains systèmes écogéomorphologiques n'a pas été rendue possible (récif d'hermelles).

Pour des raisons matérielles liées au nombre d'appareils disponibles, et méthodologiques, liées à la nécessité de disposer d'un maximum de stations de mesure sur un même site dans l'optique de réaliser des modélisations spatiales, la majorité des mesures *in situ* ont été réalisées sur le périmètre de

la baie du Mont-Saint-Michel au sein duquel est recensée une grande partie des systèmes écotopographiques caractéristiques de l'ensemble « baie du Mont-Saint-Michel – côte d'Émeraude ».

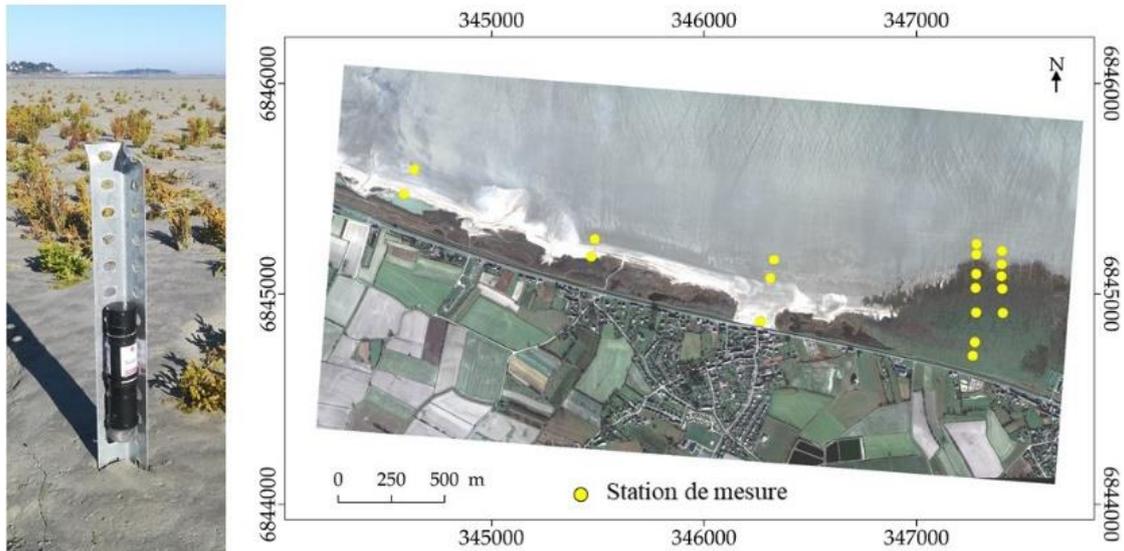


Figure 72. Capteur de pression NKE SP2T10 et exemple d'implantation sur site de mesure. Source : Mury (2020), inédit.

1.1.1.2. Traitement du signal des vagues

Les données brutes de pression enregistrées par les capteurs de pression-température NKE sont des valeurs correspondant à la pression exercée par la colonne d'eau à laquelle s'ajoute la valeur de pression atmosphérique. Dans le cadre de ce travail de recherche, les valeurs de pression sont enregistrées à une fréquence de 2Hz (2 enregistrements par seconde). Afin d'extraire de ces données brutes les valeurs de hauteurs significatives utiles à l'évaluation du service écosystémique de protection, celles-ci font l'objet d'un traitement.

La première étape du traitement des données consiste à corriger le signal induit par les variations de la pression atmosphérique (Figure 73). Afin de retrancher les valeurs de pression atmosphérique de la donnée brute, celles-ci sont récupérées à partir des données Météo-France sur le site internet <http://www.infoclimat.fr> pour la station de Saint-Malo-Dinard, située 20 km au sud-est de la zone d'étude. Cette correction de la pression atmosphérique est réalisée pour que les valeurs enregistrées lorsque le capteur est hors de l'eau soient égales à 0. Il est également nécessaire de corriger le décalage instrumental présent dans les données par le retrait de la moyenne des valeurs de pression enregistrées. Ces étapes sont réalisées par l'intermédiaire d'un script *Matlab* dit de « correction atmosphérique » (Annexe 2) (Lambert, 2017).

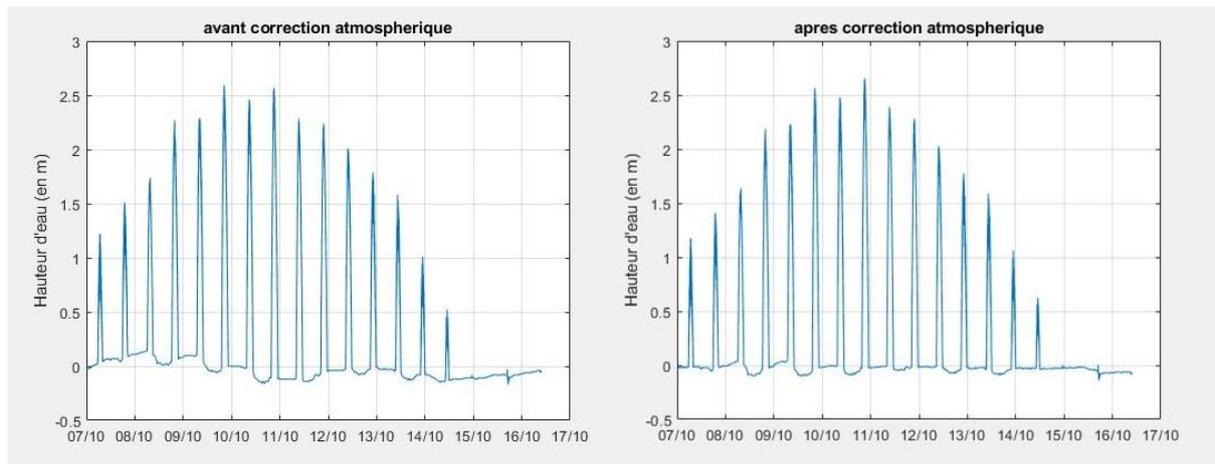


Figure 73. Correction de la pression atmosphérique. Source : Mury (2020), inédit.

La seconde étape du traitement des données de pression vise à extraire le signal des vagues du signal global, qui correspond à des variations du niveau d'eau (vague + marée + surcote/décote), par le retrait de la moyenne des hauteurs d'eau sur chaque instant (Figure 74) (Lechevalier, 2016).

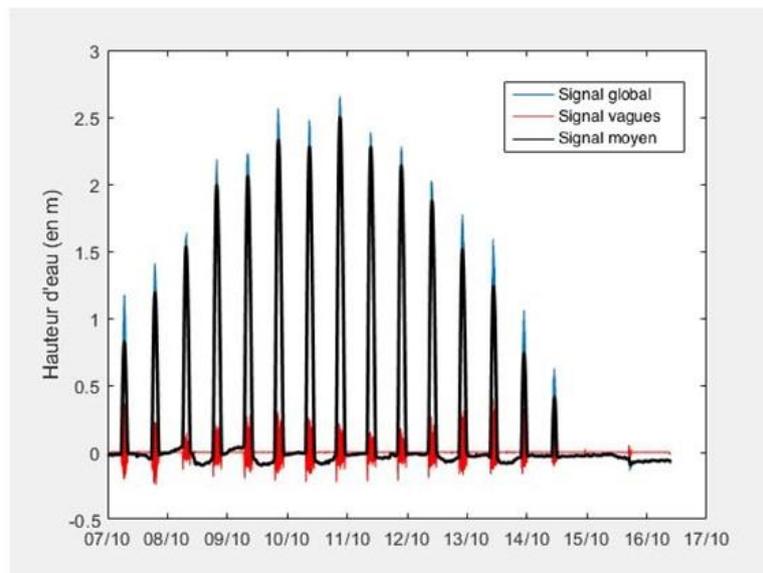


Figure 74. Extraction du signal de vague à partir du signal global. Source : Source : Mury (2020), inédit.

Préalablement à la réalisation de l'analyse spectrale par l'intermédiaire de la transformée rapide de Fourier (*Fast fourier transform*), nécessaire au calcul des Hm_0 , le signal temporel est décomposé en fenêtres d'une amplitude de 20 mn grâce à une méthode de fenêtres glissantes afin de réduire le bruit et l'imprécision dans le spectre tout en conservant un pas temporel permettant l'observation des variations au cours du cycle de marée ainsi que les ondes infragravitaires (période < 25 sec) (Lambert, 2017). Il existe un bruit dans le signal qui s'explique par le fait que les hypothèses de

stationnarité et d'homogénéité sur lesquelles se fonde l'analyse spectrale ne sont pas vérifiées en milieu littoral (Lambert, 2017).

Ensuite, afin de limiter les erreurs liées aux effets de bords qui peuvent amplifier les valeurs du spectre pour les fréquences proches de 0, un fenêtrage de Hanning est appliqué pour réduire le signal sur le bord des fenêtres temporelles. Afin de maintenir l'indépendance statistique de chacune des fenêtres, celles-ci doivent avoir un taux de recouvrement de 75 % (Sénéchal, 2003).

Le spectre de densité d'énergie (PSD *Power Spectral Density*) a été calculé tel que :

$$psd = \frac{1}{(Tps)} \cdot |(fft x)^2| \quad (1)$$

Avec Tps le temps d'intégration et $fft x$ la transformée de Fourier du signal.

Pour procéder au calcul des Hm_0 , il est nécessaire d'apporter une dernière correction au signal. En effet, celui-ci s'atténue à mesure que la hauteur d'eau au-dessus du capteur augmente. Cette correction est réalisée considérant la profondeur (Kpt) à partir de l'équation suivante :

$$Kpt = \cos h \frac{(K \cdot Zpt)}{\cos h} (K \cdot h) \quad (2)$$

Avec Zpt la hauteur du capteur par rapport au fond, K le nombre d'ondes calculé grâce à la fonction *Matlab* (`wavenumL`) et h le niveau d'eau moyen sur l'intervalle (Lechevalier, 2016). On calcul ainsi le spectre d'élévation de la surface libre (pse) :

$$pse = \frac{psd}{Kpt^2} \quad (3)$$

Les paramètres de vagues tels que la hauteur significative ou la période de pic sont calculés par la méthode des moments, avec p défini tel que :

$$m_p = \int_{lim1}^{lim2} f^p \cdot E(f) df \quad (4)$$

Les moments ont été calculés à une fréquence de 0,04Hz, afin que ne soient pas prises en considération les ondes infragravitaires ($T > 25$ sec) à 1Hz, pour satisfaire aux conditions du théorème de Nyquist-Shannon (Lechevalier, 2016). La hauteur significative des vagues Hm_0 (Figure 75) est calculée telle que :

$$Hm_0 = \sqrt{4 \cdot m_0} \quad (5)$$

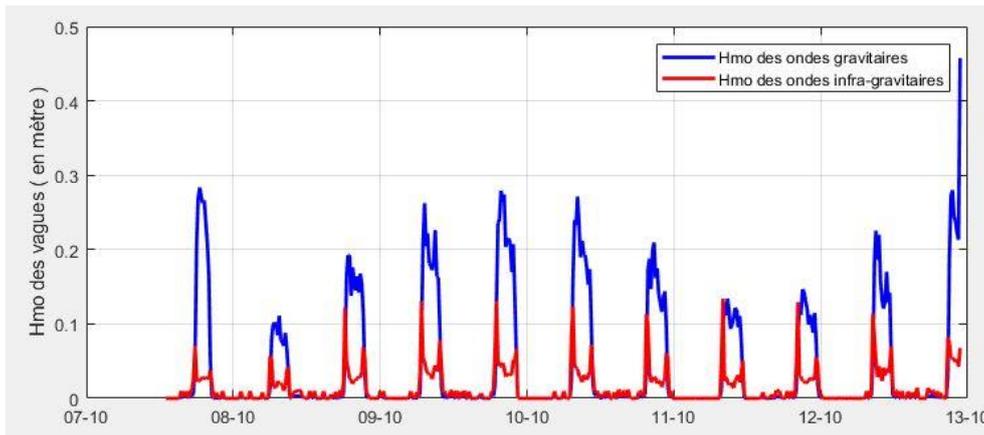


Figure 75. Mesure des Hm_0 après analyse spectrale. Source : Mury (2020), inédit.

1.1.1.3. Calcul des atténuations induites par les systèmes écogéomorphologiques

L'atténuation des hauteurs significatives des vagues par les systèmes écogéomorphologiques est calculée entre les stations de mesures réparties le long des transects d'acquisition (Figure 72). Le pourcentage d'atténuation global des valeurs de Hm_0 entre chaque couple de stations de mesure est calculé, cette valeur peut conserver ce format d'atténuation « globale » ou être divisée par la distance séparant les deux stations de mesure afin d'obtenir une valeur d'atténuation par unité de distance (ex : %/m, % /100 m, etc.). Il s'agit de la méthodologie couramment utilisée dans les études portant sur l'atténuation des Hm_0 par les systèmes écogéomorphologiques littoraux (Wayne, 1976 ; Knutson *et al.*, 1982 ; Moller *et al.*, 1996, Moller *et al.*, 1999 ; Cooper, 2005 ; Yang *et al.*, 2008).

1.1.2. Données acquises *in silico*

Le terme de « données acquises *in silico* » (traduit littéralement par « dans la silice ») désigne les données acquises par l'intermédiaire de moyens informatiques. Ce terme s'explique par l'utilisation de silicium pour la fabrication des unités de calcul des ordinateurs (Danchin *et al.* 1991). Il désigne ici les données d'imageries passives ou actives acquises par satellites, avions ou drones. Une donnée d'imagerie se définit par son emprise, sa résolution spatiale, temporelle, spectrale et radiométrique (Robin, 1995).

Emprise spatiale : L'emprise spatiale d'une image se définit comme étant la surface couverte par celle-ci (*ibid.*).

Résolution spatiale : La résolution spatiale d'une image correspond à la taille réelle de la plus petite surface au sol détectable par un capteur. La taille de cette surface, généralement de forme carrée et appelée pixel, est fonction des caractéristiques du capteur et de l'altitude de prise de vue. La résolution spatiale est donc définie par une unité de surface. Il convient de différencier résolution spatiale et emprise spatiale, l'emprise désignant la surface totale couverte par l'image (*ibid.*).

Résolution temporelle : La résolution temporelle d'une source d'imagerie est définie par sa fréquence d'acquisition, soit le temps nécessaire à une source d'acquisition d'images pour observer un même élément à partir du même point. L'unité de résolution temporelle est le temps (*ibid.*).

Résolution spectrale : La résolution spectrale d'une source d'imagerie est définie son nombre de bandes (panchromatique, multispectrale, superspectrale, hyperspectrale, etc.) et se décrit par la capacité d'un capteur à découper le spectre de l'onde électromagnétique en petites fenêtres de longueurs d'ondes. Plus la résolution spectrale d'un capteur est fine plus les fenêtres de découpages des différents canaux seront étroites. Une grande résolution spectrale permettra de différencier facilement les caractéristiques d'une image, et donc d'un objet (*ibid.*).

Résolution radiométrique : La résolution radiométrique d'une source imagerie se définit par sa capacité à reconnaître de petites variations dans l'intensité de l'énergie reçue par le capteur, soit le nombre de nuances perçues par celui-ci. Cette gamme de nuances, appelée plage dynamique, est exprimée en bit, le bit correspondant à un exposant de la base 2. Ainsi, un capteur 4 bits enregistrera 16 nuances d'intensité, 8 bits 256 nuances, 12 bits 4096 nuances, etc (*ibid.*).

1.1.2.1. Fondamentaux de télédétection

La télédétection est une discipline scientifique qui regroupe différentes connaissances et techniques permettant l'observation, l'analyse et l'interprétation d'un objet et de ses caractéristiques, à distance, à partir de différentes sources d'imagerie, actives comme passives, pouvant être acquise par des plateformes spatiales, aéroportées ou maritimes. Elle est particulièrement adaptée à l'étude de l'environnement en raison de la possibilité qu'elle offre de réaliser des suivis à haute résolution spatiale et temporelle, mais également pour sa capacité à couvrir des surfaces importantes et dans des secteurs géographiques difficilement accessibles.

La télédétection fonctionne sur le principe de la mesure d'un rayonnement électromagnétique réfléchi par un objet d'étude. Une onde électromagnétique correspond à la variation d'un champ électrique et d'un champ magnétique, elle se définit par une longueur λ (Figure 76). L'étude de cette

longueur d'onde électromagnétique permet la détermination des caractéristiques de l'objet (Agence spatiale européenne).

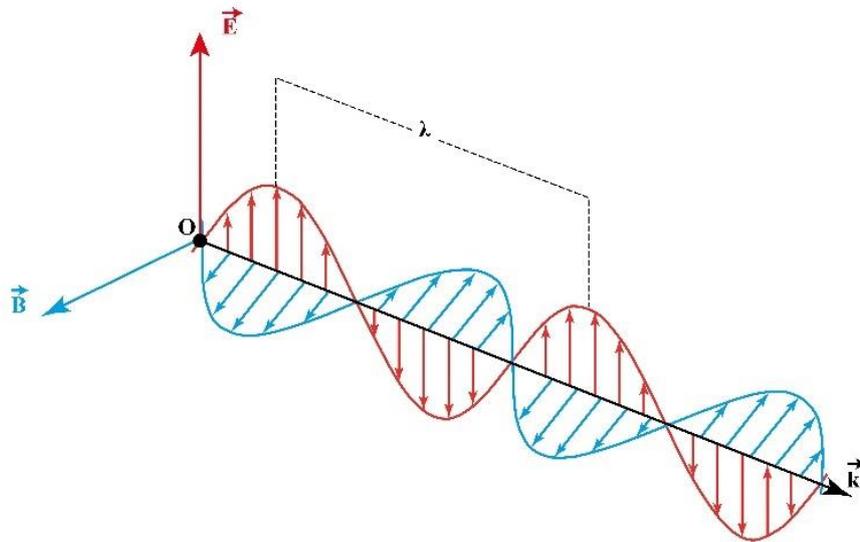


Figure 76. Schéma d'une onde électromagnétique. Source : Mury (2020), inédit.

On distingue généralement deux types de télédétection en fonction des sources d'imagerie utilisées, passive ou active.

La télédétection est qualifiée de « passive » lorsque l'instrument récepteur enregistre le rayonnement électromagnétique issu d'une source tierce, généralement le soleil (Figure 77). Dans ce cas de figure, l'image résultant de cette méthode d'acquisition permet de visualiser les objets en fonction de leur longueur d'onde λ , dans le spectre du visible (imagerie optique) et/ou dans le spectre infrarouge (*ibid.*).

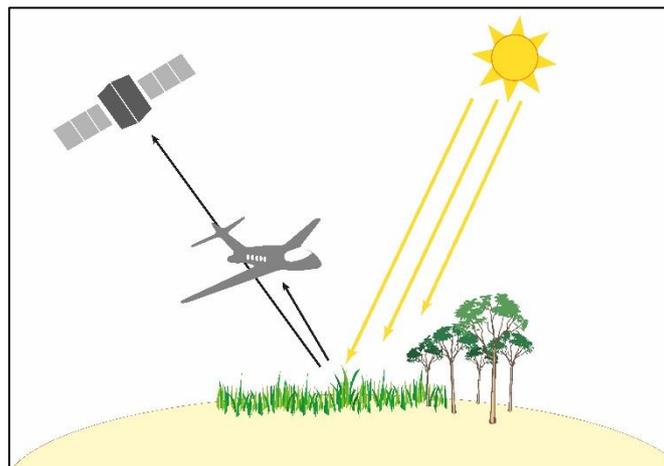


Figure 77. Schéma du fonctionnement de la télédétection "passive". Source : Mury (2020), inédit.

À contrario, la télédétection est dite « active » lorsque l'instrument récepteur du rayonnement électromagnétique en est également l'émetteur (Figure 78). C'est le cas du SoNAR (*sound navigation*

and ranging), du RaDAR (*radio detection and ranging*) et du LiDAR (*light detection and ranging*) (*ibid.*).

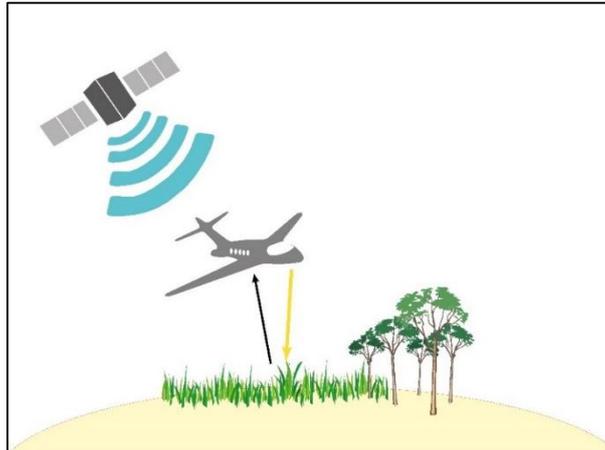


Figure 78. Schéma du fonctionnement de la télédétection "active". Source : Mury (2020), inédit.

1.1.2.2. Imageries drones et produits photogrammétriques : caractéristiques des produits et limites

Les caractéristiques de l'imagerie acquise par drone ainsi que les produits dérivés de cette imagerie par des méthodes de photogrammétrie sont entièrement dépendantes du matériel utilisé ainsi que de la méthodologie d'acquisition (notamment l'altitude de vol).

Ainsi, les tableaux suivants présenteront les différents matériels et produits utilisés dans le cadre de ce travail de recherche et issues d'acquisitions par drone aérien (Tableau 7 à Tableau 15), par LiDAR aéroporté (Tableau 16), par satellite (Tableau 17).

Campagne N°1 – Drone aérien multicoptère et capteur rouge-vert-bleu



Figure 79. Quadricoptère DJI Mavic Pro Platinum. Source : www.pxfuel.com (2020).

Tableau 7. Caractéristiques techniques du drone aéroporté DJI Mavic Pro Platinum. Source : Mury (2020).

Capteur	1/2,3" (CMOS)
Nombre de pixels	Nombre total de pixels : 12,71 MP Nombre effectif de pixels : 12,35 MP
Lentille	FOV 78,8°, Focus : 28 mm (35 mm format équivalent) Ouverture : f/2,2
Logiciel de programmation et de contrôle du vol	DJI GS Pro

Caractéristiques du vol

Tableau 8. Caractéristiques du vol programmé pour l'acquisition d'image à partir du DJI Mavic Pro Platinum pour l'expérience présentée en 1.2.3. Source : Mury (2020).

Logiciel de programmation du vol	DJI GS Pro
Taux de recouvrement longitudinal	60%
Taux de recouvrement latéral	60%
Altitude	50 m
Surface couverte	0,02 km ²
Angle d'inclinaison	-90°
Intervalle de prise de vue	2,0 sec.
Temps de vol	12 mn

Caractéristiques de l'imagerie et produits photogrammétriques dérivés

Tableau 9. Caractéristiques de l'imagerie et des produits photogrammétriques issus de l'acquisition à partir du DJI Mavic Pro Platinum. Source : Mury (2020).

	Imagerie drone	Produits photogrammétriques	
Résolution spatiale	0,0165 m × 0,0165 m	0,0165 m × 0,0165 m	
Résolution temporelle (potentielle)	< 1 jour	< 1 jour	
Résolution spectrale	4 bandes	NA	
Résolution radiométrique	8 bits/pixel	NA	
Précision	0,0165 m	Horizontale (X, Y)	Verticale (Z) :
		0,032 m	0,048 m

Campagne N°2 – Drone aérien à voilure fixe et capteur multispectral



Figure 80. Aile volante Sensefly eBee+®, utilisée pour la campagne d'acquisition N°2. Source : sensefly.com (2020)

Tableau 10. Caractéristiques techniques de l'aile volante Sensefly eBee+®. Source : Mury (2020).

Capteur	Parrot Sequoia®
Nombre de pixels (capteur Rouge-Vert-Bleu)	5472 × 3648 pixels
Nombre de pixels (capteur Sequoia : Vert, Rouge, Red Edge et Proche infrarouge)	1280 × 960 pixels
Lentille	F/2,3
Logiciel de contrôle du vol	eMotion 3.5

Caractéristiques du vol

Tableau 11. Caractéristiques du vol programmé pour l'acquisition d'image à partir de l'aile volante eBee+® pour l'expérience présentée en Partie 2. Source : Mury (2020).

Logiciel de programmation du vol	eMotion 3.5
Taux de recouvrement longitudinal	90%
Taux de recouvrement latéral	65%
Altitude	150 m
Surface couverte	1 km ²
Angle d'inclinaison	-90°
Intervalle de prise de vue	2,6 s
Temps de vol	25 mn

Caractéristiques de l'imagerie et produits photogrammétriques dérivés

Tableau 12. Caractéristiques de l'imagerie et des produits photogrammétriques issus de l'acquisition à partir du Sensefly eBee+®. Source : Mury (2020).

	Imagerie drone	Produits photogrammétriques	
Résolution spatiale	RVB: 0,04 m × 0,04 m Sequoia : 0,15 m × 0,15 m	RVB: 0,04 m × 0,04 m Sequoia : 0,15 m × 0,15 m	
Résolution temporelle	< 1 jour	< 1 jour	
Résolution spectrale	RVB : 4 bandes Sequoia : 4 bandes	NA	
Résolution radiométrique	8 bits/pixel	NA	
Précision	RVB : 0,04 m Sequoia : 0,15 m	Horizontale (X, Y)	Verticale (Z)
		RVB : 0,04 m Sequoia : 0,15 m	RVB : 0,04 m Sequoia : 0,12 m

Campagne N°3 – Drone aérien à voilure fixe et capteur multispectral



Figure 81. Aile volante Sensefly eBee+®, utilisée pour la campagne d'acquisition N°3. Source : sensefly.com (2020).

Tableau 13. Caractéristiques techniques de l'aile volante Sensefly eBee+®. Source : Mury (2020).

Capteur	Parrot Sequoia®
Nombre de pixels (capteur RVB)	5472 × 3648 pixels
Nombre de pixels (capteur Sequoia : Vert, Rouge, Red Edge et Proche infrarouge)	1280 × 960 pixels
Lentille	F/2,3
Logiciel de contrôle du vol	eMotion 3.5

Caractéristiques du vol

Tableau 14. Caractéristiques du vol programmé pour l'acquisition d'image à partir de l'aile volante eBee+® pour l'expérience présentée en Partie 2. Source : Mury (2020).

Logiciel de programmation du vol	eMotion 3.5
Taux de recouvrement longitudinal	75 %
Taux de recouvrement latéral	75 %
Altitude	93 m
Surface couverte	0.5 km ²
Angle d'inclinaison	-90°
Intervalle de prise de vue	2,6 s
Temps de vol	15 mn

Caractéristiques de l'imagerie et produits photogrammétriques dérivés

Tableau 15. Caractéristiques de l'imagerie et des produits photogrammétriques issus de l'acquisition à partir du Sensefly eBee+®. Source : Mury (2020).

	Imagerie drone	Produits photogrammétriques	
Résolution spatiale	RVB: 0,025 m × 0,025 m Sequoia : 0,12 m × 0,12 m	RVB: 0,025 m × 0,025 m Sequoia : 0,12 m × 0,12 m	
Résolution temporelle	< 1 jour	< 1 jour	
Résolution spectrale	RVB : 4 bandes Sequoia : 4 bandes	NA	
Résolution radiométrique	8 bits/pixel	NA	
Précision	RVB : 0,04 m Sequoia : 0,15 m	Horizontale (X, Y)	Verticale (Z)
		RVB : 0,04 m Sequoia : 0,15 m	RVB : 0,04 m Sequoia : 0,12 m

1.1.2.3. Données LiDAR : caractéristiques et produits dérivés

Les données d'imagerie LiDAR (Tableau 16) utilisées ici sont issues d'une campagne d'acquisition réalisée entre le 2 mai et le 4 juillet 2018, par le Service hydrographique et océanographique de la marine (SHOM) par l'intermédiaire d'un LiDAR aéroporté (Figure 82) équipé d'un capteur HawkEye-3 (Chiroptera + canal profond). Cette campagne d'acquisition a permis la réalisation de modèles numériques dérivés : modèle numérique d'élévation (MNE), de surface (MNS), de hauteur (MNH), d'intensité infrarouge (MNI), de pente (MNP) et de rugosité (MNR).

Tableau 16. Caractéristiques du nuage de points issu de l'acquisition par LiDAR aéroporté. Source : Mury (2020).

	Min.	Max.	Moy.	Écart type
Densité de points par m ²	11,52	53,69	29,98	14,02

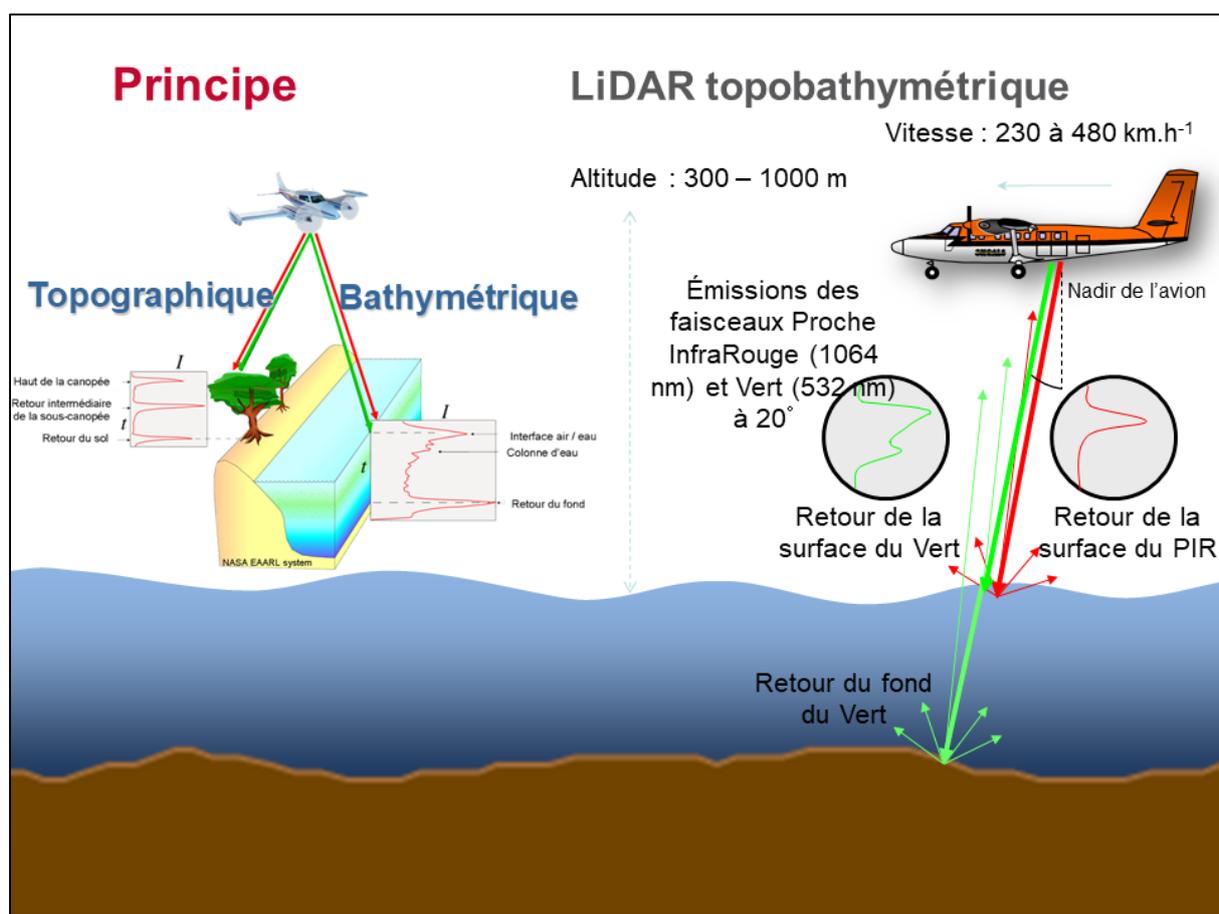


Figure 82. Principe de fonctionnement du LiDAR topobathymétrique. Source : Collin (2020).

1.1.2.4. Imagerie satellite superspectrale WorldView-3 : caractéristiques des produits

Les données d'imagerie satellite superspectrale WorldView-3 (Tableau 17 et Figure 84), utilisées dans le cadre de ce travail de recherche, ont été commandées par l'Agence spatiale européenne (ASE) le 20 février 2019, suite à un appel à projet couronné de succès.

Tableau 17. Caractéristiques techniques de l'imagerie satellite WorldView-3. Source : Mury (2020).

	Imagerie satellite WorldView-3
Emprise spatiale	Max. : 66,5 km x 112 km (5 bandes)
Résolution spatiale	Panchromatique : 0,31m x 0,31m Multispectrale : 1,24m x 1,24m Moyen infrarouge : 3,7m x 3,7m
Résolution temporelle	< 1 jour
Résolution spectrale	superspectrale – 16 bandes
Résolution radiométrique	Panchromatique et multispectrale : 11- bits/pixel Moyen infrarouge : 14 bits/pixel

L'imagerie satellite WorldView-3 a pour spécificité d'être une imagerie superspectrale disposant de 16 bandes : huit bandes dans le spectre visible (« côtier », bleu, vert, jaune, rouge, red edge, proche infrarouge (PIR)1 et PIR2) et huit bandes à ondes courtes dans le spectre du moyen infrarouge (MIR1- 8) (Figure 83) (Longbotham *et al.*, 2015).

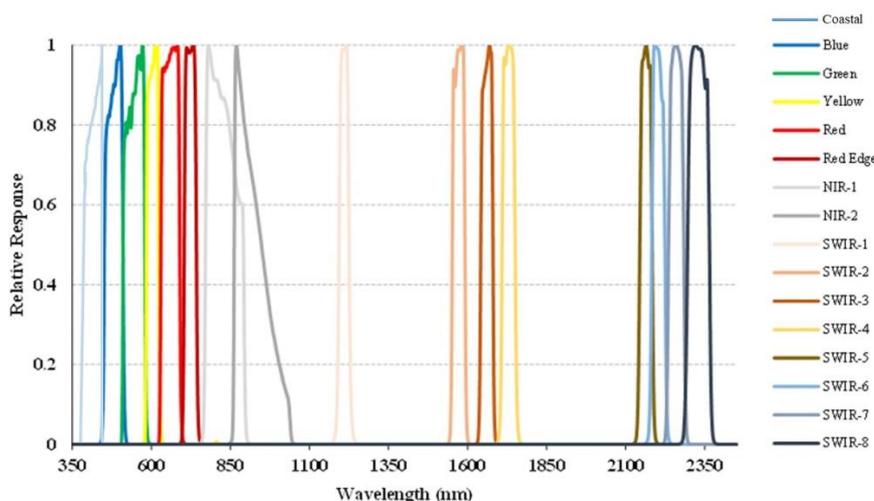


Figure 83. Longueurs d'ondes des 16 bandes spectrales de l'imagerie satellite WorldView-3. Source : Mury (2020), inédit.



Figure 84. Illustration de l'imagerie WorldView-3 fournie par l'agence spatiale européenne, secteur de la baie du Mont-Saint-Michel. Source : ASE (2018).

1.2. Suivi géomorphologique en environnement littoral

1.2.1. L'intérêt du suivi géomorphologique en milieu littoral

En raison de leur situation spatiale, à l'interface entre terre et mer, et de l'augmentation de l'activité humaine qu'elles connaissent depuis des décennies, les zones côtières sont parmi les zones les plus exposées dans le monde aux effets du changement global, en particulier à l'élévation observée et prévue du niveau de la mer (IPCC, 2014) ainsi que l'augmentation potentielle de l'intensité des tempêtes (Knutson *et al.*, 2010).

Dans ce contexte, les dépôts de sédiments côtiers, comme les plages, les dunes de sable, les barrières de graviers ou les cheniers, ont des rôles importants à jouer pour l'environnement, aussi bien à l'échelle locale que globale.

Tout d'abord, les formations sédimentaires littorales présentent un intérêt majeur en termes de protection des enjeux humains, en agissant comme zone tampon naturelle, grâce à leur capacité d'atténuation des vagues (Etienne *et al.*, 2015 ; Jeanson *et al.*, 2016 ; Mury *et al.*, 2018). Le suivi morpho-sédimentaire de ces structures à travers des séries chronologiques est donc crucial pour comprendre leurs dynamiques et leurs rôles et ainsi les prendre en compte dans une gestion intégrée des risques côtiers. Ce suivi vise à connaître le territoire pour mieux anticiper les lacunes ou insuffisances potentielles que pourraient présenter ces formations au regard du service de protection qu'elles assurent. Il permet ainsi d'identifier les zones vulnérables ou en devenir, afin d'y adapter les solutions de gestion adéquates.

Ensuite, les ensembles sédimentaires sont partie intégrante d'un environnement littoral global dans lequel les différents systèmes éco-géomorphologiques sont en situation d'interdépendance puisque la dégradation d'un système éco-géomorphologique peut avoir des répercussions sur les systèmes

voisins et leurs fonctions écosystémiques respectives en matière de protection, de fourniture d'habitat, de biodiversité, etc. Cette interdépendance peut être illustrée notamment à travers la notion de « fenêtres d'opportunités » (Balke *et al.*, 2011 ; Hu *et al.*, 2015 ; Poppema *et al.*, 2019). Cette notion fait référence au développement d'un système éco-géomorphologique conditionné par l'existence et les fonctions écosystémiques d'un ou plusieurs autres systèmes éco-géomorphologiques dans son voisinage. Par exemple, au sein d'un schorre, les strates de végétation pionnières permettent le développement des strates suivantes ; la présence de récifs d'huîtres permet le développement de végétation pionnière ; les cheniers coquilliers permettent le développement du schorre en baie du Mont-Saint-Michel, etc. En cas de dégradation d'un système, en raison de la connectivité des systèmes et de leur interdépendance, on assiste donc à la dégradation en cascade des systèmes voisins, au sein de l'environnement.

Le suivi géomorphologique des structures sédimentaires est une démarche importante et nécessaire car il permet par exemple d'observer les effets cumulatifs négatifs de l'implantation d'ouvrages de protection côtière « grises » (Griggs *et al.*, 1988 ; Woodroffe, 2002 ; Paskoff, 2010) (voir I-1.2.2) et ainsi de réorienter les méthodes de gestion vers des méthodes plus durables, plus douces. La connaissance de l'environnement littoral, de ses composantes et de ses dynamiques est un élément primordial dans l'analyse des risques littoraux et notamment dans le cas de la submersion marine pour laquelle les structures sédimentaires jouent le rôle de barrières naturelles.

Les prochains développements visent à étudier l'intérêt et la pertinence des différentes méthodes traditionnelles de suivi géomorphologique mises en œuvre en milieu littoral, avant de les comparer, en termes d'efficacité et de précision, aux méthodes de suivi permises par l'utilisation de la technologie drone.

1.2.2. *Les méthodes traditionnelles de suivi géomorphologique*

1.2.2.1. Méthodes de suivi manuel

La méthode la plus couramment utilisée (et la plus ancienne) pour la surveillance morpho-sédimentaire dans les zones côtières est l'acquisition directe de données sur le terrain. Cette méthode peut être divisée en deux catégories : le suivi de la position du dépôt sédimentaire et la surveillance topographique.

Le suivi de la position d'un dépôt sédimentaire consiste en l'enregistrement de la position d'un indicateur préalablement déterminé (trait de côte, rupture de pente, ligne de végétation, etc.), à l'occasion de plusieurs campagnes de mesure, à l'aide d'un système mondial de navigation par satellite (SMNS) ou un SMNS différentiel (SMNSD) plus précis. La précision de cette méthode de

contrôle dépend de la précision induite par le matériel utilisé. Cette méthode ne permet pas d'obtenir des informations sur la topographie, le volume du dépôt subséquent et son évolution.

Le suivi topographique manuel peut être effectué par plusieurs méthodes et l'utilisation de différents outils. Premièrement, certains profils topographiques peuvent être étudiés à l'aide d'un tachéomètre ou d'un SMNSD. Ces profils topographiques permettent d'observer l'évolution de l'élévation de la surface des entités le long de transects ponctuels (Stephan *et al.*, 2018, Jeanson et Etienne, 2015). La surveillance topographique manuelle peut également être effectuée en 2D au moyen d'un MNE à l'aide d'un semis de point acquis au SMNSD, ce qui permet d'estimer l'évolution du volume du dépôt sédimentaire, en plus des profils topographiques (Stephan *et al.*, 2018).

1.2.2.2. Méthodes de suivi aérien (avion)

Les données acquises par avion peuvent être utilisées pour surveiller les zones côtières et les dépôts sédimentaires. Ces données peuvent être traitées en 1D, 2D et 2,5D selon la nature passive ou active des capteurs sources.

Avec les données d'imagerie aéroportées, la surveillance consiste en un suivi de position 1D à l'aide d'une méthode de photo-interprétation. Ce type de données peut être utilisé de la même manière que les données acquises manuellement au SMNSD pour étudier l'évolution spatio-temporelle d'un dépôt sédimentaire ainsi que pour suivre l'évolution de sa forme (Mury *et al.*, 2019b).

L'imagerie passive présente l'avantage de couvrir un site d'étude à petite échelle, contrairement aux méthodes manuelles, et est relativement rentable en termes de temps et d'effort. Toutefois, la résolution de l'imagerie aérienne ne permet ni une surveillance à très haute résolution spatiale en raison de la résolution des pixels, ni une résolution temporelle très élevée en raison des contraintes logistiques (coûts, programmation des vols) et, éventuellement, météorologiques.

Dans le cas des données acquises par laser aéroporté (LiDAR), un suivi morpho-sédimentaire en 2D et 2,5D peut être réalisé à l'aide du MNE établi à partir des données du nuage de points (Gens, 2010) ou directement en utilisant les données brutes de ce dernier. Les données LiDAR tirent parti d'une très grande précision spatiale et d'une couverture spatiale très importante pendant l'acquisition, mais cette méthode d'acquisition est également très coûteuse, ce qui entraîne une faible résolution temporelle.

1.2.2.3. Méthodes de suivi satellitaire

Les méthodes de surveillance utilisant des données satellitaires (imagerie satellite et Icesat 2 LiDAR), faisant écho aux données aéroportées, permettent une surveillance 1D, 2D et 2,5D des dépôts sédimentaires au moyen de données d'imagerie via l'utilisation des méthodes de photo-interprétation

pour le suivi de la position 1D (Mury *et al.*, 2019a ; Ford, 2013) et des données LiDAR pour générer un MNE(2D) ou un nuage de points (2,5D).

La précision et la résolution de la méthode spatiale sont corrélées négativement avec l'altitude d'acquisition des données d'imagerie. Ces dernières sont beaucoup plus élevées pour l'imagerie satellitaire que pour l'imagerie aéroportée. La précision de numérisation utilisée pour la surveillance est moindre, mais une seule image satellite couvre davantage de surface.

Les inconvénients de la méthode spatiale sont les mêmes que pour les données d'imagerie aéroportée acquises à l'aide des moyens aéroportés.

1.2.2.4. Bilan des méthodes traditionnelles de suivi

Tableau 18. Synthèse des résolutions spatiales et précisions des différents outils de suivi géomorphologique. Source : Mury *et al.* (2019b).

Source des données	Résolution spatiale/ Distance des points (m)	Précision (m)	
		Horizontale	Verticale
Suivi manuel			
SMNSD	N/A	<0,1	<0,1
Tachéomètre	N/A	<0,1 (en-dessous de 300 m de distance)	<0,1 (en-dessous de 300 m de distance)
Suivi aéroporté (avion)			
Imagerie optique	>0,2	N/A	N/A
LiDAR	>0,2	<0,1	0,15–0,2
Suivi satellitaire			
Landsat 8	15 (panchromatique)/30 (multispectrale)	12 (CE90)	N/A
SPOT 6–7	1.5 (panchromatique)/6 (multispectrale)	10 (CE90)	N/A
WorldView-2	0,46 (panchromatique)/1,84 (multispectrale)	3,5 (CE90)	N/A
WorldView-3	0,31 (panchromatique)/1,24 (multispectrale)	3,5 (CE90)	N/A
Pleiades-1	0,5 (panchromatique)/2 (multispectrale)	3 (CE90)	N/A
GeoEye-1	0,41 (panchromatique)/1,65 (multispectrale)	5 (CE90)	N/A

1.2.2.5. Étude de cas : suivi de l'évolution du trait de côte et réponses des cheniers coquilliers aux forçages météo-marins.

Cette étude consiste en un suivi à haute résolution spatiale (HRS) du trait de côte et des cheniers coquilliers à la suite d'événements hivernaux de haute énergie (du 18 au 24 février 2015 et du 19 au 25 mars 2015) et est réalisée à l'aide d'une combinaison d'imagerie optique satellitaire et aérienne, de données topographiques in situ et de mesures des vagues à HRS et haute résolution temporelle.

Extrait de :

Mury, A., Jeanson, M., Collin, A., James, D., Etienne, S., 2019.

“High resolution shoreline and shelly ridge monitoring over stormy winter events: a case study in the megatidal bay of Mont-Saint-Michel, (France)”

Article de journal – Journal of Marine Science and Engineering, 7 (4), 97 – MDPI

Soumis le 18 mars 2019, accepté le 2 avril 2019, publié le 4 avril 2019

<https://doi.org/10.3390/jmse7040097>

Matériel et méthodes

Mesurer l'aléa

Afin de comprendre les réponses du trait de côte et des cheniers coquilliers aux forçages il est nécessaire de quantifier les forces naturelles responsables des déplacements des structures sédimentaires sur le site d'étude. Ainsi, des mesures de hauteurs significatives des vagues ont été réalisées sur deux périodes, du 18 au 24 février 2015 et du 19 au 25 mars 2015, grâce à deux sondes de pression (NKE SP2T10), l'une positionnée sur le site de Sainte-Anne (Figure 85a) et l'autre sur le site des Nielles (Figure 85b).

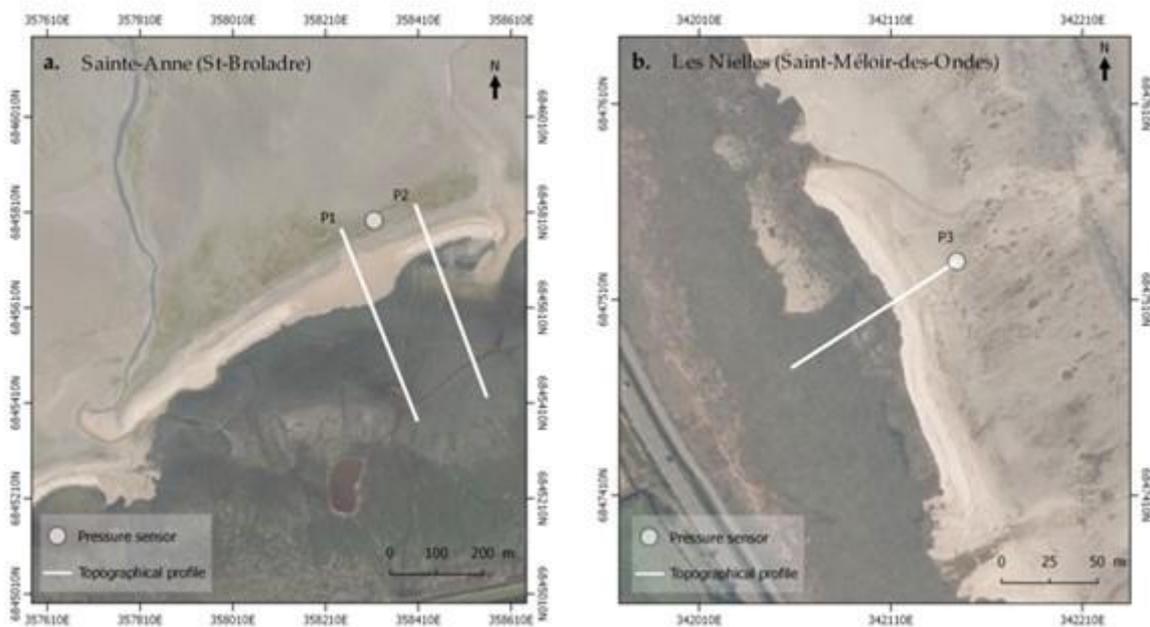


Figure 85. Localisation des stations de mesure et des transects topographiques sur les sites d'étude, a) Sainte-Anne, b) Les Nielles. Source : Mury *et al.* (2019a).

Campagne 1 – Février 2015

Du 18 au 24 février 2015 (événement principal de cette étude), un creusement dépressionnaire affecté la zone d'étude. Les données de pression atmosphérique sont passées progressivement d'environ 1040 hPa le 18 février à moins de 1005 hPa le 20 février, avant d'augmenter momentanément le 22 février, pour finalement redescendre sous les 1000 hPa le 23 février (998,3 hPa) (Figure 86a). Sur cette même période des vents dominants de secteur ouest ont été enregistrés (Figure 86b).

Au cours de cette période, sur le site de Sainte-Anne, les H_{m0} devant le chenier coquillier étaient de l'ordre de 0,30 à 0,35 m au début de la période de mesure, augmentant graduellement pour atteindre 0,76 m le 20 février sous l'effet du renforcement des vents de secteur NO. Une chute de la hauteur des vagues a été observée le 22 février ($H_{m0} = 0,39$ m) avant une légère augmentation à 0,53 m (Figure 86c).

En ce qui concerne le site des Nielles, l'agitation observée, sous l'influence des conditions météorologiques, montre des valeurs de H_{m0} très modérées. Celles-ci mesurées en amont du chenier (Figure 86c) étaient de l'ordre de 0,15 m au début, avant d'augmenter progressivement au cours des enregistrements pour atteindre un pic à 0,39 m dans la soirée du 20 février sous l'influence d'un renforcement des vents du secteur NO. Les H_{m0} demeurent modérées ($H_{m0} = 0,37$ m) le 21 février au matin au moment de la haute mer de vives-eaux, puis diminuent régulièrement jusqu'au 23 février ($H_{m0} = 0,16$ m), avant d'augmenter de nouveau légèrement lors de la dernière marée enregistrée.

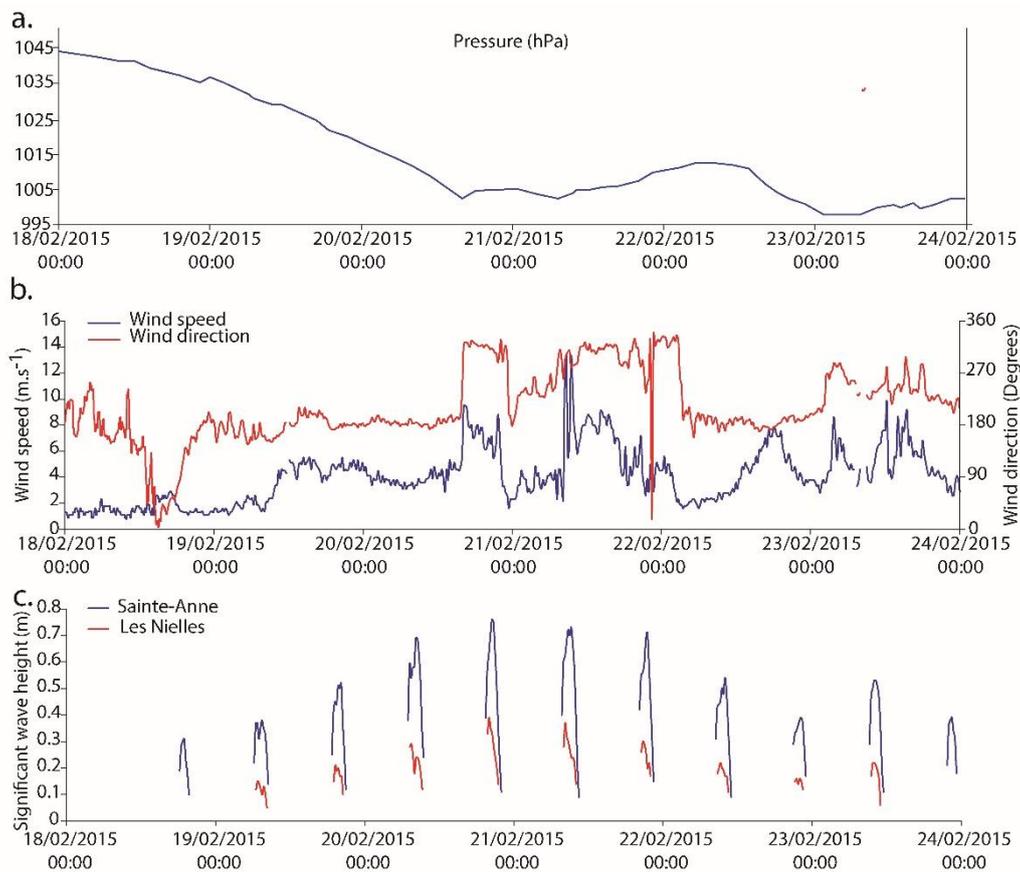


Figure 86. Conditions météorologiques et paramètres de vagues enregistrés lors de la campagne 1. Source : Mury *et al.* (2019a).

Campagne 2 – Mars 2015

Au cours du deuxième événement enregistré, du 19 au 24 mars 2015, une diminution progressive des valeurs de pression atmosphérique a été observée, passant d'environ 1030 hPa à environ 1010 hPa, avec une légère augmentation le 21 mars (Figure 87a). Les conditions de vent étaient plus calmes que lors de la première campagne de mesures et caractérisées par un secteur dominant du nord-est (Figure 87b).

De manière générale, les valeurs de H_{m0} enregistrées en mars (Figure 87c) ont été inférieures à celles relevées en février. Sur le site de Sainte-Anne, elles varient entre 0,18 et 0,22 m pendant les deux premières marées pour atteindre une hauteur de 0,43 m le 20 mars. Elles oscillent ensuite entre 0,28 et 0,37 m jusqu'à la fin de la période d'enregistrement.

Sur le site d'étude des Nielles, l'agitation observée, sous l'influence de conditions anticycloniques, montre des valeurs de H_{m0} modérées. Les valeurs enregistrées devant le chenier coquillier (Figure 87c) sont assez variables sur la durée des mesures et suivent les variations de la force du vent. Elles sont de l'ordre de 0,20 à 0,30 m au début de la période de mesure avant un pic à 0,40 m le 22 mars au matin, sous l'influence d'un renforcement des vents du secteur NNE. Une

diminution importante a ensuite été observée au cours des trois dernières marées enregistrées (0,15 m) en corrélation positive avec l'affaiblissement des vents.

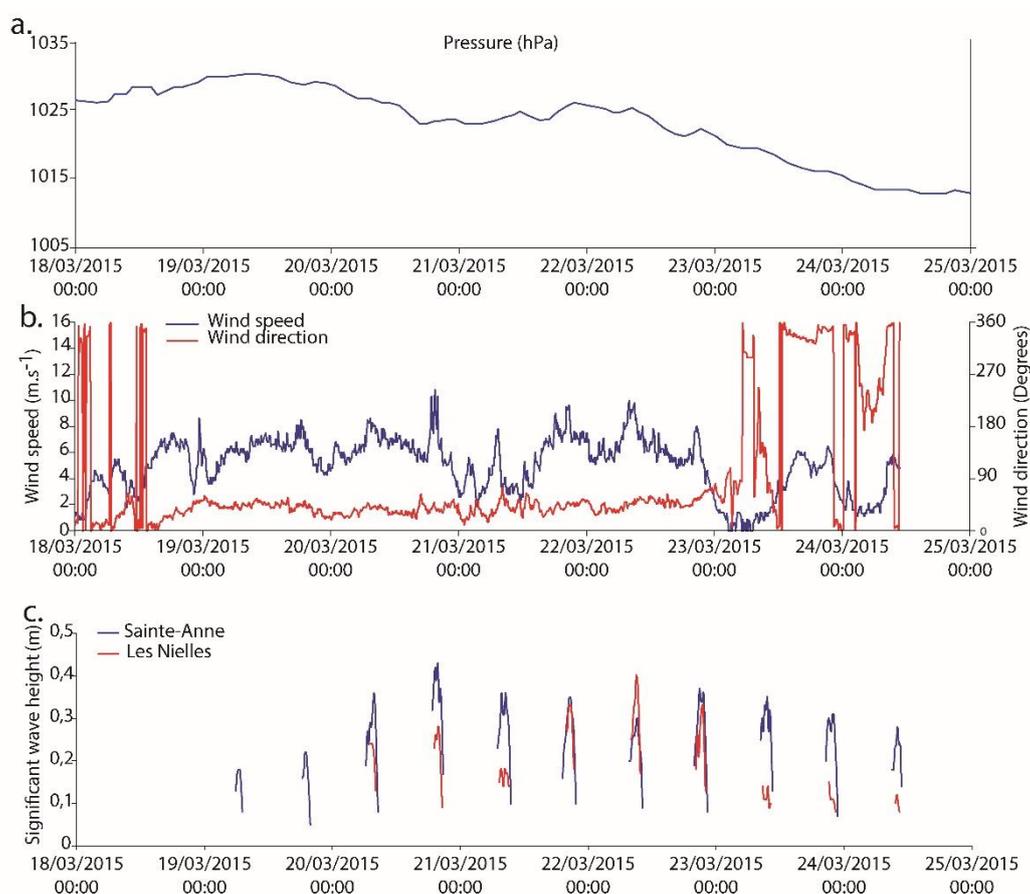


Figure 87. Conditions météorologiques et paramètres de vagues enregistrés lors de la campagne 2. Source : Mury *et al.*(2019a).

Indicateurs de suivi

Afin de quantifier les mouvements du trait de côte et des cheniers coquilliers à l'occasion des événements hivernaux de forte énergie en février et mars 2015, la limite entre la lisière de la végétation des prés salés et la limite intérieure des cheniers coquilliers a été utilisée comme indicateur. La position de cet indicateur peut évoluer dans le temps et l'espace sur nos sites d'étude en fonction de plusieurs facteurs :

- Laprogradation de la zone de prés salés par colonisation végétale des cheniers, ce qui ne peut se produire qu'en l'absence d'événements tempétueux ;
- Le recul en raison de la migration vers la terre des cheniers en réponse à l'action des vagues pendant les événements de haute énergie;
- Le recul en raison de l'activité anthropique (par ex. : aménagement d'une surface de loisir). Cet indicateur demeure plus fiable et plus facilement identifiable que la

frontière entre la limite externe des cheniers et l'estran sablo-vaseux grâce à l'imagerie aérienne et satellitaire.

La numérisation de la position du trait de côte (avant et après évènements) a été effectuée grâce aux outils QGIS (système d'information géographique libre d'accès) par un seul individu et à une échelle fixe (1/200) afin de limiter les incohérences méthodologiques. Néanmoins, concernant le travail d'interprétation du trait de côte, plusieurs sources d'incertitude doivent être prises en compte : 1) la résolution de l'image (taille de pixel) 0,5 m × 0,5 m pour l'ortholittoralev2_2014 et 1,5 m × 1,5 m pour les données SPOT-7 ; et 2) le géoréférencement SPOT-7 (erreur variant de 0,18 m à 0,85 m avec une moyenne de 0,63 m, erreur quadratique moyenne de référence géométrique : 0,42 m).

Afin de quantifier le phénomène dynamique imputable aux événements de février et mars 2015 sur chaque site d'étude, les modifications apportées à la position du trait de côte ont été observées. Les mesures ont été effectuées à partir de transects côtiers situés tous les 5 m le long du rivage. La distance de 5 m entre chacun des transects a permis une étude à échelle fine, avec 361 points de contrôle.

En complément du suivi de position du trait de côte, des relevés topographiques ont été réalisés afin de suivre l'évolution morphologique des cheniers coquilliers. Ces acquisitions de données topographiques ont été effectuées sur trois transects (Figure 85), à trois reprises pendant la période étudiée, un avant le premier événement (17 février 2015), le second entre les deux événements (4 mars 2015) et le troisième après le deuxième événement (1^{er} avril 2015), sur les deux sites. Les données topographiques ont été recueillies à l'aide d'un *SMNSDMagellan Promark 500* avec des erreurs estimées à 1,5cm pour la distance et l'élévation. Une marge d'incertitude de 5 cm, couvrant les erreurs de mesure sur le terrain et d'interpolation, a été appliquée au traitement des données des profils bruts.

Toutes les données acquises ont été référencées sur le référentiel du Service Géodésique National Français (IGN 69). Ces travaux topographiques ont permis d'évaluer l'évolution de la forme des structures géomorphologiques à échelle fine, comme les cheniers coquilliers, entre leur état initial et leur état a posteriori de l'événement.

Résultats

Évolution de la position du trait de côte

Concernant les statistiques descriptives, une valeur de retrait moyenne de 16,50 m a été calculée entre 2014 et 2015, avec une valeur maximale de 60,9 m, une valeur minimale de nulle, et un écart-type de 13,67 m. Il convient de noter qu'aucune valeur de progradation n'a été enregistrée sur les deux sites d'étude au cours de cette période. En raison de l'incertitude liée à l'interprétation et à la numérisation du trait de côte, les valeurs de déplacement vers la terre entre 0 et 3 m ont été considérées comme un état de stabilité relative.

L'est du site de Sainte-Anne a été identifié comme étant le plus soumis au phénomène d'érosion, avec des valeurs de retrait ponctuel supérieures à 60 m et une valeur moyenne de 18,75 m consécutivement à l'action des deux évènements de haute énergie enregistrés (Figure 88).

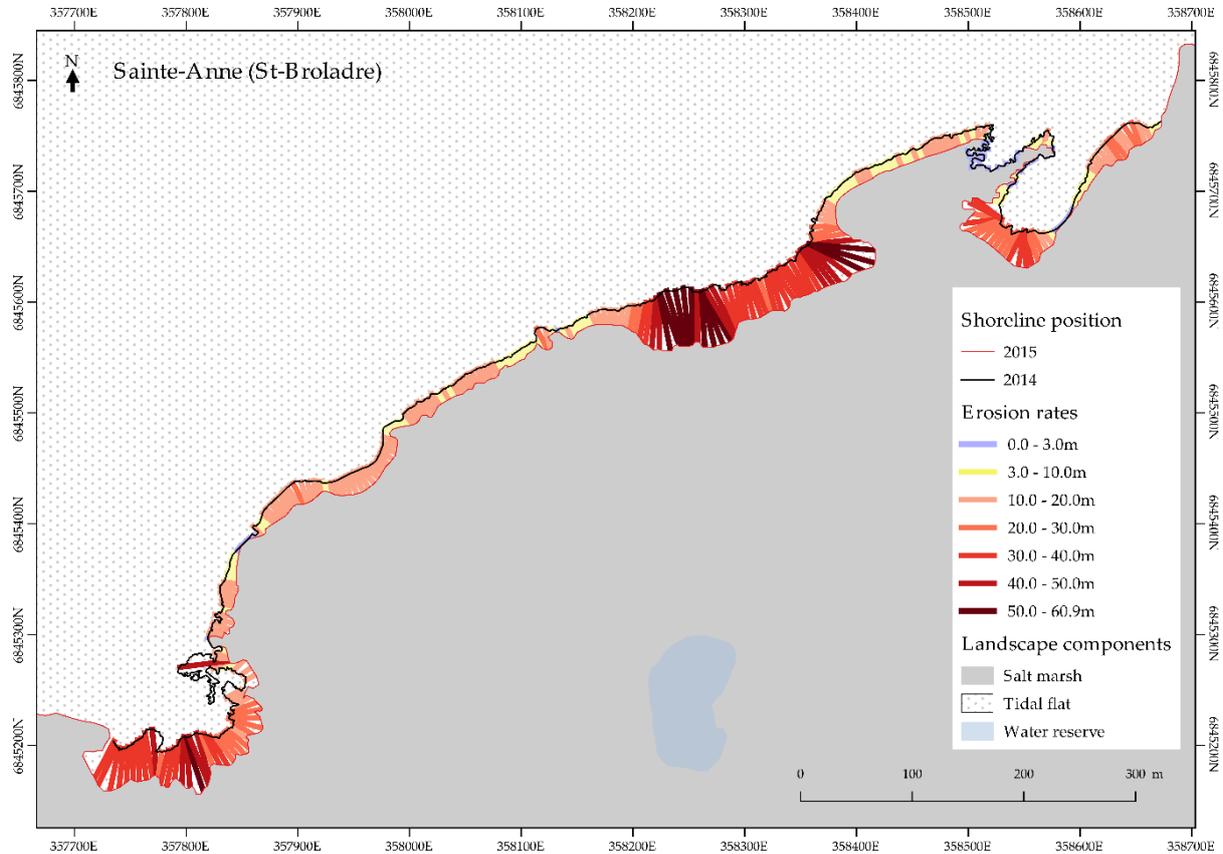


Figure 88. Évolution de la position du trait de côte sur le secteur de Sainte-Anne. Source : Mury *et al.*(2019a).

En comparaison, l'ouest du site des Nielles a connu un recul plus faible mais plus homogène au cours de la période d'étude, avec une valeur de recul minimale de 1,3 m, une valeur maximale de 18,05 m et une moyenne de 5,86 m (Figure 89). L'écart-type des Nielles a atteint 3,37 m contre 13,96 m pour le site de Sainte-Anne.

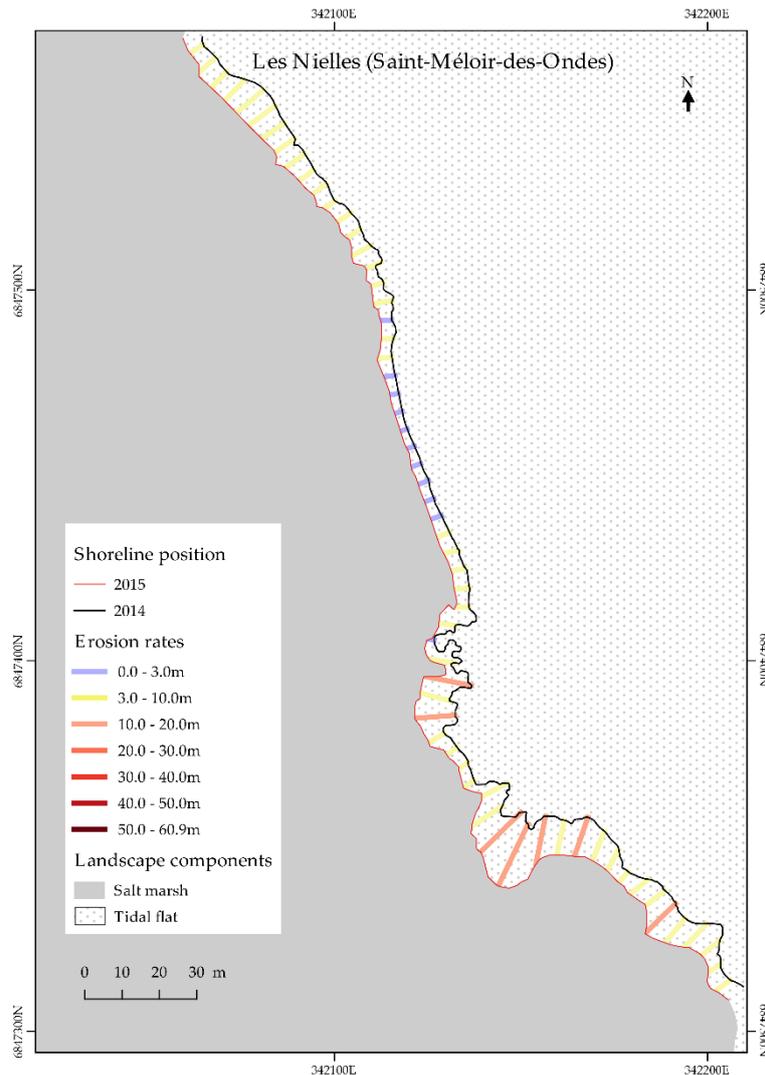


Figure 89. Évolution de la position du trait de côte sur le secteur des Nielles. Source : Mury *et al.* (2019a).

Évolution morphologique des cheniers coquilliers

Les relevés topographiques, effectués à trois reprises (le 17 février, le 4 mars et le 1^{er} avril 2015) sur trois transects répartis sur les deux sites d'étude (Figure 85), combinés au suivi du trait de côte par photo-interprétation, fournissent un aperçu du comportement des structures géomorphologiques en condition de forçage météo-marin. L'hypothèse concernant ce suivi morphologique est que l'évènement au cours duquel ont été enregistrées les valeurs de H_{m0} les plus importantes a été celui ayant eu le plus d'impact sur la morphologie des cheniers.

Sur le site de Sainte-Anne, le transect P1 (Figure 90), dont le profil était faiblement marqué avant la première tempête, a subi des changements morphologiques en raison du premier évènement. La plupart des changements ont consisté en une remobilisation du matériau sédimentaire formant le sommet du chenier. Un étalement du dépôt sédimentaire a été observée aux dépens de la surface du schorre.

Le profil topographique P2 (Figure 90), également situé sur le site de Sainte-Anne, était beaucoup plus marqué que P1. Contrairement aux changements observés sur P1, le transect P2 a été caractérisé par une translation complète de la structure sédimentaire au cours de l'événement de février 2015, puisqu'il a conservé sa morphologie mais a subi un retrait vers la terre. L'événement de mars 2015 a eu peu d'impact sur la structure géomorphologique avec seulement un nivellement superficiel du chenier.

En ce qui concerne le site des Nielles, les changements morphologiques observés sur le transect P3 (Figure 90) sont similaires à ceux observés sur le transect P2. En effet, après l'événement de février, un recul de plusieurs mètres de toute la structure sédimentaire en direction de la digue de la Duchesse-Anne s'est produit. Après la première tempête, la crête du dépôt a été aplanie entraînant un enrichissement de sa base et repoussant la ligne de végétation en recouvrant une partie du schorre.

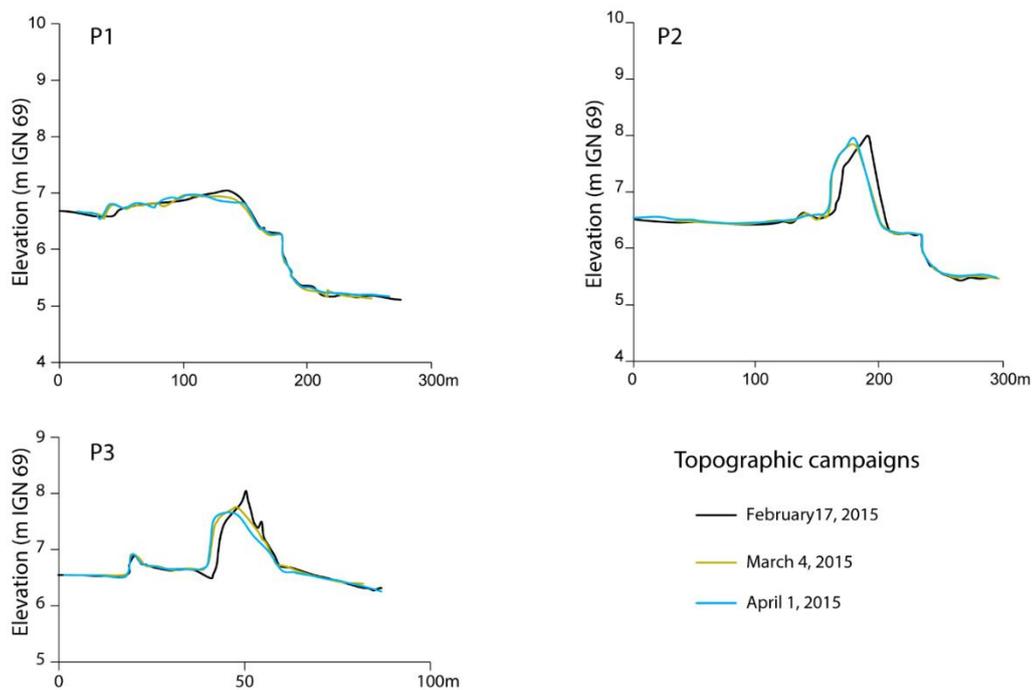


Figure 90. Évolution des profils topographiques. Source : Mury *et al.* (2019a).

1.2.3. L'apport de la technologie drone aérien pour le suivi

Extrait de :

Mury, A., Collin, A., James, D., 2019.

“Morpho–Sedimentary Monitoring in a Coastal Area, from 1D to 2.5 D, Using Airborne Drone Imagery”

Article de journal – Drones, 3 (3), 62 – MDPI

Soumis le 29 juin 2019, accepté le 12 août 2019, publié le 14 août 2019

<https://doi.org/10.3390/drones3030062>

1.2.3.1. L'intérêt de la technologie du drone aérien

Le développement de la technologie drone à usage civil (Vergouw *et al.*, 2016 ; Raparelli et Bajocco, 2019) ouvre de nouvelles perspectives pour l'expertise côtière en dépassant les limites observées avec les méthodes de surveillance précédentes. Cette technologie offre la possibilité d'une surveillance spatiale à très haute résolution spatiale (THRS, < 0,05 m) et temporelle (< 1 mois) des structures sédimentaires (Mancini *et al.*, 2013 ; Gonçalves et Henriques, 2015 ; Scarelli *et al.*, 2016).

Véritable couteau-suisse du suivi géomorphologique, le drone se révèle particulièrement pertinent au regard des différentes analyses du territoire qu'il permet, 1) le suivi topographique 1D (suivi du trait de côte), 2) la création de modèles numériques d'élévation, et 3) l'analyse des nuages de point 2,5D.

1.2.3.2. Méthodologie de l'acquisition par drone aérien et traitement des données

L'acquisition de données d'imagerie par drone s'appuie sur plusieurs éléments méthodologiques et conditions sans lesquels la précision requise pour la réalisation d'un suivi géomorphologique ne sera pas atteinte. Ainsi, préalablement à la mise en œuvre du vol d'acquisition, il est nécessaire de faire l'acquisition de points de contrôle au sol (PCS) qui permettront de géoréférencement des orthomosaïques et des produits photogrammétriques dérivés de l'imagerie. Les PCS doivent être répartis sur la zone d'étude de manière homogène. Il est estimé qu'un minimum de 6PCS est nécessaire pour atteindre une précision permettant un suivi optimal (Ghent *et al.* 2018). Dans cette expérimentation, les références spatiales des PCS ont été enregistrées à l'aide d'un SMNSD (Topcon hiper V) (Figure 91) puis post-traitées à l'aide du logiciel RTK Lib, afin d'obtenir des données avec une précision horizontale (XY) de 0,05 m et une précision verticale d'environ 0,1 m.

Pour cette étude, huit PCS (Figure 92) ont été positionnés sur le terrain (erreur quadratique moyenne, EQM, des PCS pour ce cas d'étude : $X = 0,03$ m, $Y = 0,05$ m, $Z = 0,08$ m).



Figure 91. Acquisition des points de contrôle au sol par l'intermédiaire d'un SMNSD. Source : Mury *et al.* (2019b).

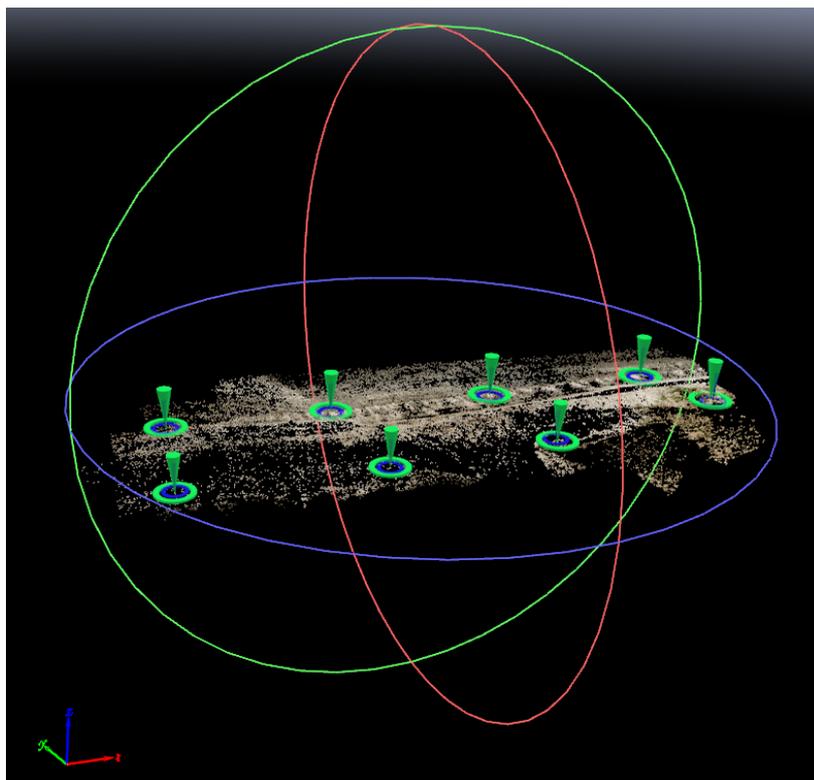


Figure 92. Positionnement des points de contrôle lors de la reconstruction photogrammétrique. Source : Mury *et al.* (2019b).

Les données présentées ci-après ont été acquises par un drone quadricoptère DJI Mavic Pro Platinum (Tableau 7) en suivant un plan de vol programmé (Tableau 8) (cf. II-1.1.2.2).

Toutes les étapes de traitement des données issues de l'acquisition drone ont été effectuées à l'aide du logiciel de photogrammétrie Pix4d, la durée totale du traitement des données est d'environ une heure. La première étape du traitement des données brutes consiste à étalonner l'image et à appairer les images. L'ensemble de données de 63 images ici utilisé a été étalonné avec une médiane de 21 483 points clés par image. L'appariement est étalonné à l'aide d'une méthode de géolocalisation et d'orientation. Elle a été réalisée à l'aide de l'échelle d'image originale, et la correspondance entre les images a été effectuée en utilisant le temps d'acquisition et la triangulation de la géolocalisation de l'image. Les PCS précédemment enregistrés sont ajoutés au résultat de l'appariement des images afin de géoréférencer correctement l'ensemble de données. Un nuage de points dense est généré avec une densité de points élevée (nombre de points densifiés sur la zone d'étude : 72 578 307). Un maillage texturé en 2,5D est produit à très haute résolution (THR) à partir du nuage ponctuel dense. Ce maillage est fait à l'aide d'un réseau triangulaire irrégulier (TIN pour *Triangulated Irregular Network*).

1.2.3.3. Le suivi morpho-sédimentaire par drone aérien

Comme évoqué précédemment l'utilisation du drone comme outil de suivi permet de réaliser différentes analyses du territoire, en 1D, 2D et 2,5D. De manière à quantifier les bénéfices offerts par l'utilisation de la technologie drone en comparaison des outils de suivi traditionnels, les produits de suivi seront comparés à des analyses réalisées à partir d'orthophotographies aériennes, d'imagerie LiDAR aéroportée et d'imagerie satellite.

Le suivi en 1D par l'intermédiaire de l'imagerie drone

La détermination du trait de côte pour ce travail est basée sur la reconnaissance visuelle d'un indicateur défini préalablement, le protocole de suivi est le même indépendamment qu'il soit réalisé à partir de données acquises par drone ou d'autres sources de données d'imagerie. Les images acquises avec le drone permettent la création d'une orthomosaïque, géométriquement corrigée par rapport à la surface terrestre, la distorsion de la lentille et l'inclinaison de la caméra. L'orthomosaïque du drone a permis de déterminer une position du trait de côte à THRS (Tonkin et Midgley, 2016 ; Lejot *et al.*, 2007) tirant parti d'une taille de pixel de 0,016 m (Figure 93).

Grâce à sa résolution spatiale de l'ordre du centimètre, l'orthomosaïque créée à l'aide des données issues de l'acquisition d'imagerie drone est, comparativement à l'imagerie aérienne passive (ortholittorale version 2) à l'échelle du décimètre, une meilleure source de données (31 fois plus fine) pour assurer le suivi du trait de côte, en s'appuyant sur l'indicateur de limite de végétation. L'utilisation de cette orthomosaïque est également très intéressante pour l'identification « orientée pixel » du trait de côte (ex : les parties « humides » et « sèches » de la plage) en raison de sa résolution spatiale à l'échelle de centimètre (Boak et Turner, 2005). De plus, l'imagerie drone permet

une surveillance diachronique en estimant spatialement la valeur de retrait du rivage avec une résolution temporelle potentielle élevée à très élevée.

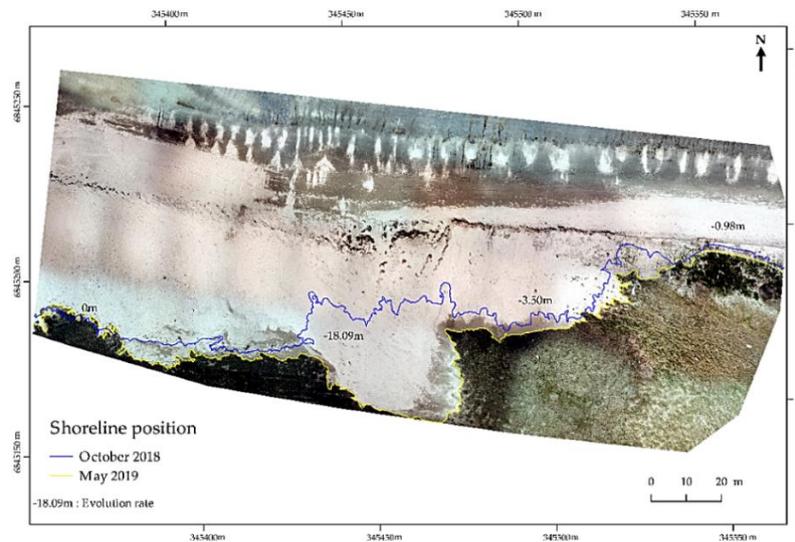


Figure 93. Numérisation du trait de côte réalisée à partir de l'orthomosaïque drone. Source : Mury *et al.* (2019b).

Le suivi en 2D par l'intermédiaire de l'imagerie drone

Les images acquises par drone permettent la conception de modèles numériques (élévation, surface, rugosité, pente, etc.) grâce à la photogrammétrie. Ces produits dérivés de l'imagerie permettent de réaliser des suivis morpho-sédimentaires chronologiques, à partir des modèles numériques d'élévation eux-mêmes ou par l'intermédiaire de profils topographiques extraits de ces modèles. A des fins d'illustration, les profils ainsi réalisés sont comparés à des profils issus d'une acquisition par LiDAR aéroporté sur le même secteur géographique, et exactement sur les mêmes transects.

La comparaison des MNE est rendue possible en comparant les précisions horizontales et verticales respectives des acquisitions par drone (2019) et des levés LiDAR (2018). Le MNE basé sur l'imagerie drone (Figure 94) montre une plus grande précision et résolution spatiale (précision horizontale : 0,032 m ; précision verticale : 0,048 m ; résolution spatiale : 0,016 m) que le MNE basé sur les données LiDAR (Figure 95) (précision horizontale : 2 m ; précision verticale : 0,40 m ; résolution spatiale : 0,20 m, Diffusion SHOM).

Les profils topographiques dérivés (Figure 96 et Figure 97), importants pour comprendre les mécanismes morpho-sédimentaires *cross-shore*, affichent des lignes continues pour l'ensemble de données du drone (Figure 96), contrastant avec des segments semblables à des terrasses pour le LiDAR (Figure 97). Cette différence s'explique par le degré de précision et le nombre supérieur de points enregistrés lors de l'acquisition par drone.

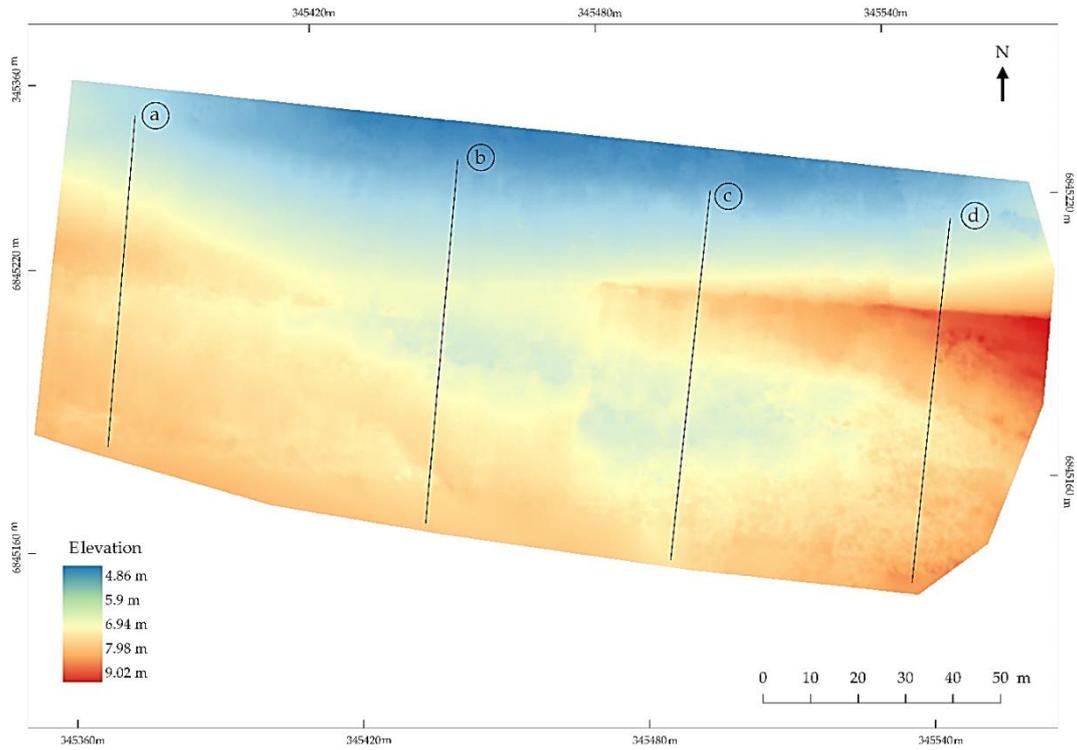


Figure 94. Modèle numérique d'élévation réalisé par photogrammétrie à partir des données acquises par drone aéroporté et positionnement des profils topographiques sur le site d'étude. Source : Mury *et al.* (2019b).

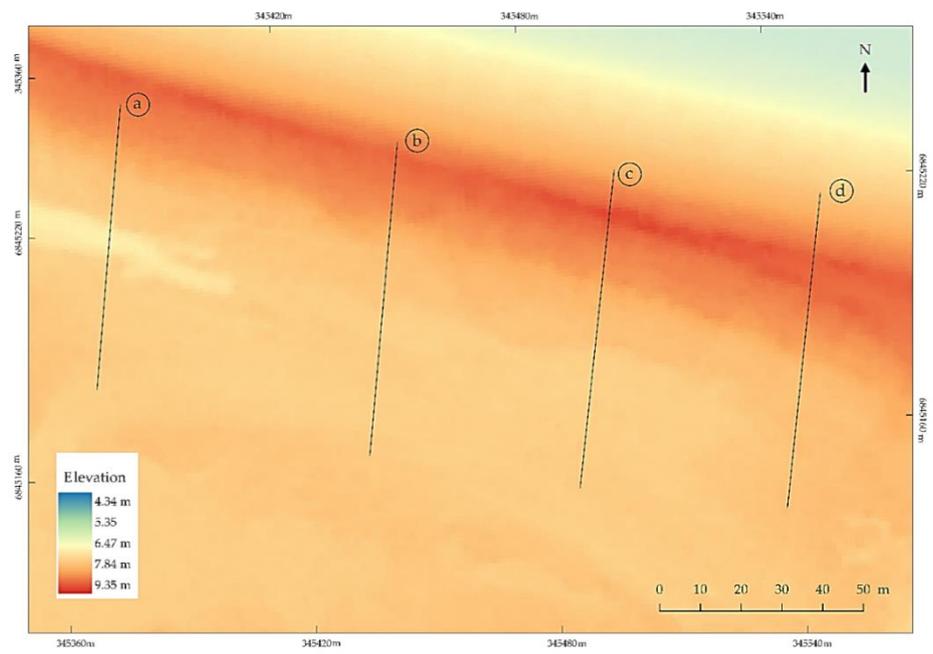


Figure 95. Modèle numérique d'élévation réalisé à partir d'une campagne d'acquisition LiDAR. Source : Mury *et al.* (2019b).

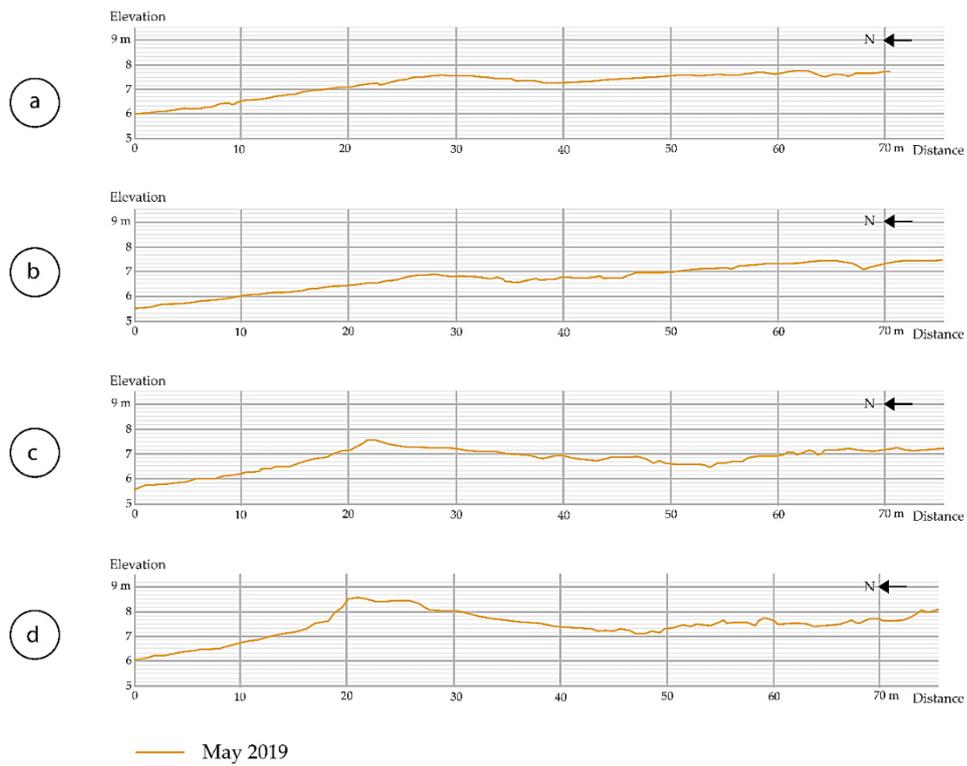


Figure 96. Profils topographiques extraits du modèle numérique d'élévation dérivé de l'imagerie drone. Source : Mury *et al.*(2019b).

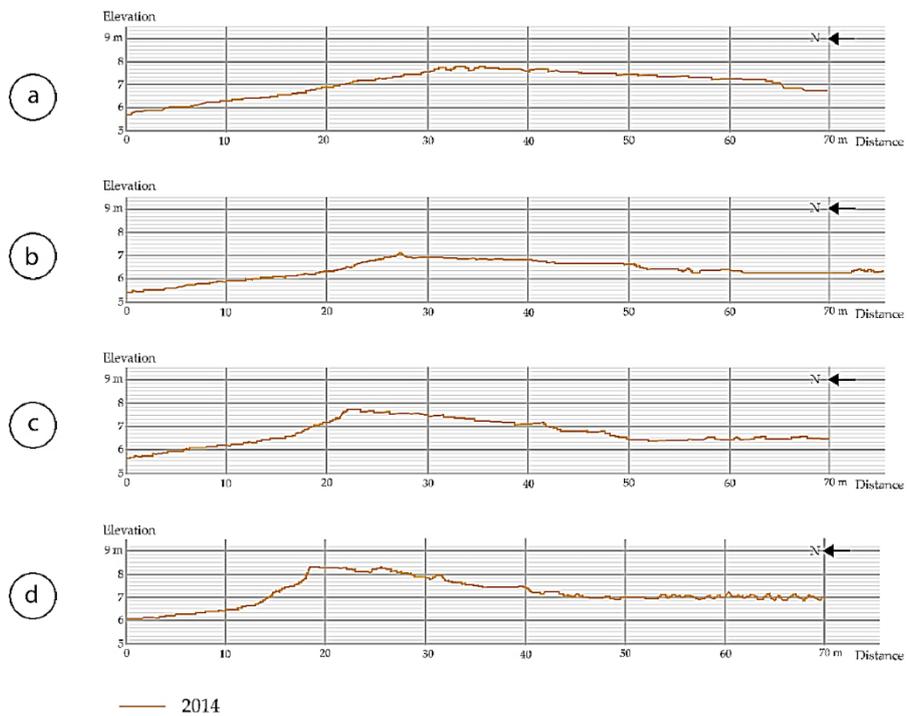


Figure 97. Profils topographiques extraits du modèle numérique d'élévation dérivé de l'imagerie LiDAR. Source : Mury *et al.*(2019b).

En raison des précisions (62 et 8 fois supérieures pour XY et Z, respectivement) et de la résolution spatiale (25 fois mieux) du MNE obtenu à l'aide de données drone par rapport au MNE créé à partir de données LiDAR, le drone se révèle comme étant la meilleure source d'acquisition de données pour réaliser des analyses topographiques à travers des profils topographiques et des MNE, en permettant de suivre l'évolution des microtopographies avec davantage de détails le long des transects topographiques (Lucieer *et al.*, 2014).

De plus, les données du drone ont le potentiel pour la mise en œuvre d'une surveillance à très haute résolution temporelle, ce qui permet d'observer des changements subtils après chaque marée ou tempête.

Le suivi en 2,5D par l'intermédiaire de l'imagerie drone

En complément des mesures topographiques réalisées à l'aide des produits 2D (MNE et profils topographiques), les données des drones permettent la création d'un nuage de point (Figure 98) avec une densité très élevée (~2,572 points/m, Tableau 19) par rapport au nuage de point issu de l'acquisition LiDAR (~30 points/m², Tableau 19).

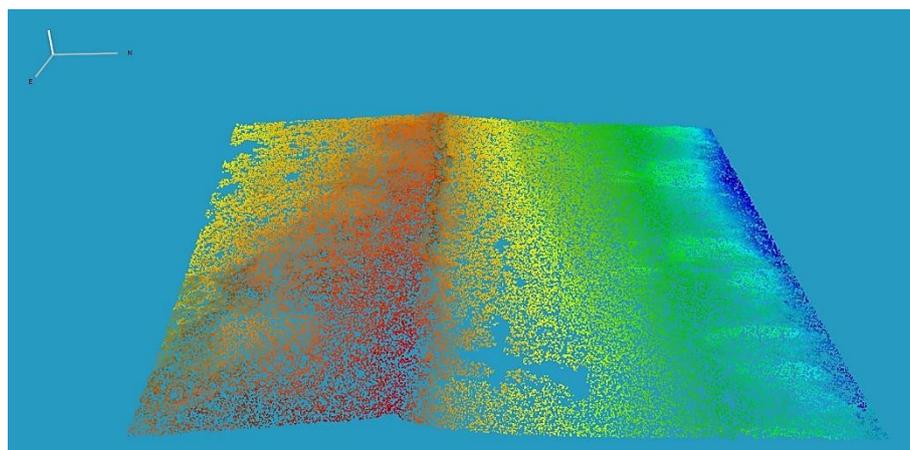


Figure 98. Nuage de point issu de l'acquisition d'imagerie par drone aéroporté. Source : Mury *et al.*(2019b).

Tableau 19. Tableau comparatif des nuages de points issues de l'acquisition par drone et par LiDAR. Source : Mury *et al.* (2019b).

Source des données	Densité de points (/m ²)			
	Min.	Max.	Moy.	Écart type
Drone	786,06	3504,77	2571,86	805,26
LiDAR aéroporté	11,52	53,69	29,98	14,02

Issu d'un nuage de point 86 fois plus dense, le MNE basé sur l'acquisition drone présente une meilleure résolution spatiale et meilleure précision globale que le MNE réalisé à partir des données LiDAR. Il est, encore une fois, plus intéressant de l'utiliser à la place du MNE généré avec le nuage de points LiDAR pour évaluer les changements morphologiques spatialement explicites d'une zone d'étude côtière entre plusieurs périodes ou événements (Figure 99).

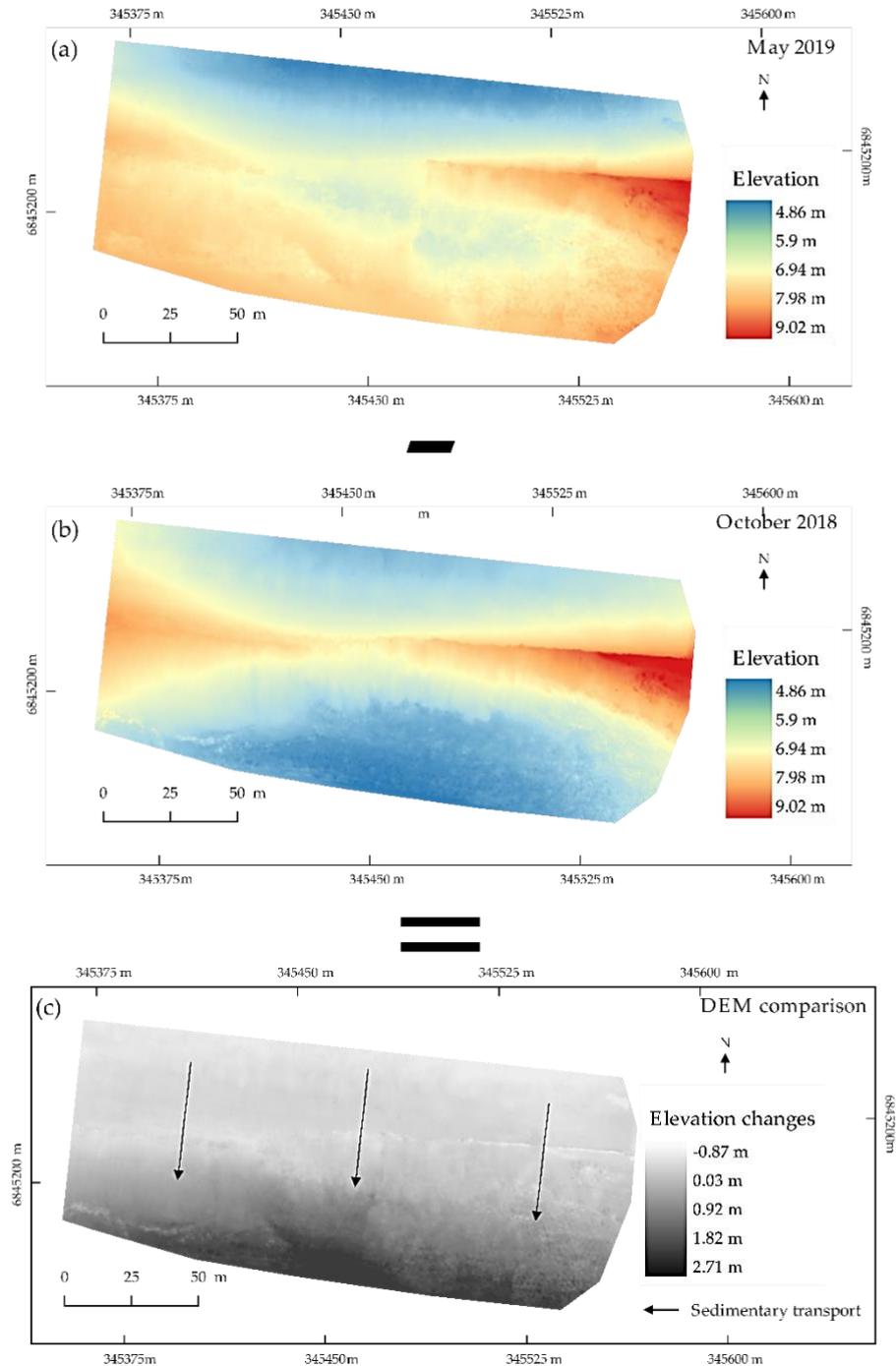


Figure 99. Analyse de l'évolution d'un dépôt sédimentaire basée sur les modèles numériques réalisés par photogrammétrie à partir d'imageries acquises par drone entre 2018 et 2019. Source : Muryet *al.* (2019b).

Bilan de l'utilisation du drone pour le suivi de l'environnement littoral

L'acquisition de données à l'aide d'un drone aéroporté, afin de surveiller les structures morpho-sédimentaires dans une zone côtière, présente de nombreux intérêts et avantages par rapport à l'imagerie passive acquise par avion, aux données actives du LiDAR, mais aussi à d'autres données sources communes (Figure 100).

Si l'on considère la méthode de suivi de position en 1D à l'aide de la ligne de végétation, basée sur l'imagerie, l'orthomosaïque du drone a nettement surpassé (31 fois plus fine) l'imagerie acquise par avion, tout en étant la source de données la moins coûteuse. De plus, en raison de son déploiement facile, le drone permet potentiellement une résolution temporelle très élevée. Cette capacité à enregistrer finement les changements entre deux événements rapprochés n'est pas possible à l'aide d'images spatiales ou aéroportées en raison de la faible fréquence d'acquisition et des coûts connexes, respectivement. Cependant, les images spatiales et aéroportées peuvent couvrir des zones plus grandes (pour une seule campagne d'acquisition) (Tableau 18) que celles du drone et peuvent donc être utiles pour la surveillance à plus large échelle.

En ce qui concerne la surveillance morpho-sédimentaire en 2D et 2,5D, l'approche du drone a largement dépassé celle du LiDAR, avec des précisions horizontales et verticales 62 et 8 fois meilleures, une résolution spatiale 25 fois meilleure et une densité de point 86 fois plus dense (Tableau 18). Étant beaucoup plus rentable qu'une campagne LiDAR (100 fois moins chère), le drone permet une couverture plus fréquente des sites, tout en gagnant en termes de réactivité des campagnes d'intervention.

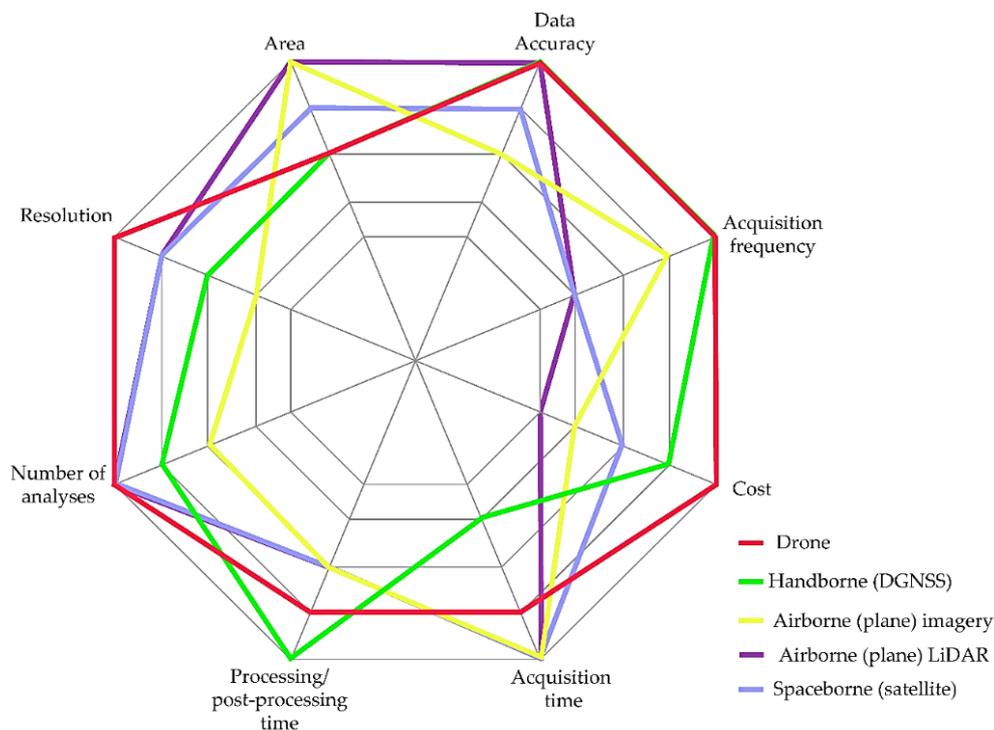


Figure 100. Graphique comparatif des différents outils de suivi. Source : Mury *et al.* (2019b).

1.3. Évaluation quantitative du service écosystémique de protection contre le risque de submersion marine

1.3.1. Modélisation de la capacité adaptative

Afin d'évaluer le potentiel atténuateur des systèmes écogéomorphologiques littoraux à partir des données de Hm_0 acquises *in situ* (cf.II-1.1.1), plusieurs méthodes de modélisation spatiale ont été appliquées: les modèles basés sur des régressions linéaires simples et multiples et les modèles basés sur l'utilisation de l'intelligence artificielle via un réseau de neurones artificiels.

1.3.1.1. Modèles basés sur les régressions linéaires

Cette méthodologie de modélisation spatiale de l'atténuation des Hm_0 s'appuie sur des régressions linéaires simples telles que :

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 \quad (6)$$

Et multiples telles que :

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_n X_n \quad (7)$$

Où on cherche à prédire la valeur d'atténuation des Hm_0 (Y), par les prédicteurs (β_i). (Y) correspond aux valeurs d'atténuation issues des mesures de Hm_0 *in situ* et constitue les vérités-terrain du modèle, et (β_i) aux réponses spectrales des différentes bandes issues des imageries drone, satellite ou LiDAR. La pertinence du modèle est évaluée par l'intermédiaire de son coefficient de détermination R^2 et la valeur de l'erreur quadratique moyenne (EQM).

1.3.1.2. Modèles basés sur les régressions non-linéaires

La modélisation spatiale de l'atténuation des Hm_0 par les systèmes écogéomorphologiques peut également être réalisée en ayant recours à l'intelligence artificielle, par l'intermédiaire d'un réseau de neurones artificiels.

À l'instar de la méthodologie de modélisation spatiale par régression linéaire, la modélisation par réseau de neurones artificiels s'appuie sur des vérités-terrain que sont les valeurs d'atténuations des Hm_0 (Y) issues des mesures *in situ*, que l'on cherche à expliquer par les prédicteurs de l'imagerie (X) par l'intermédiaire d'une couche cachée pouvant présenter un ou plusieurs neurones artificiels

(Figure 101). Cependant, à l'inverse de la modélisation par régression linéaire, le réseau de neurone artificiel est un modèle non-linéaire qui minimise les moindres carrés et qui est exprimé tel que :

$$h(X) = k(\sum_i w_i n_i(X)) \quad (8)$$

Où on cherche à prédire la réponse d'atténuation des Hm_0 , $h(X)$, à partir de la somme pondérée (w_i , fonction d'activation basée sur une tangente hyperbolique, k) des i neurones, n_i , résultant eux-mêmes d'une pondération des prédicteurs, X (Heermann et Khazenie, 1992 ; Collin *et al.*, 2018).

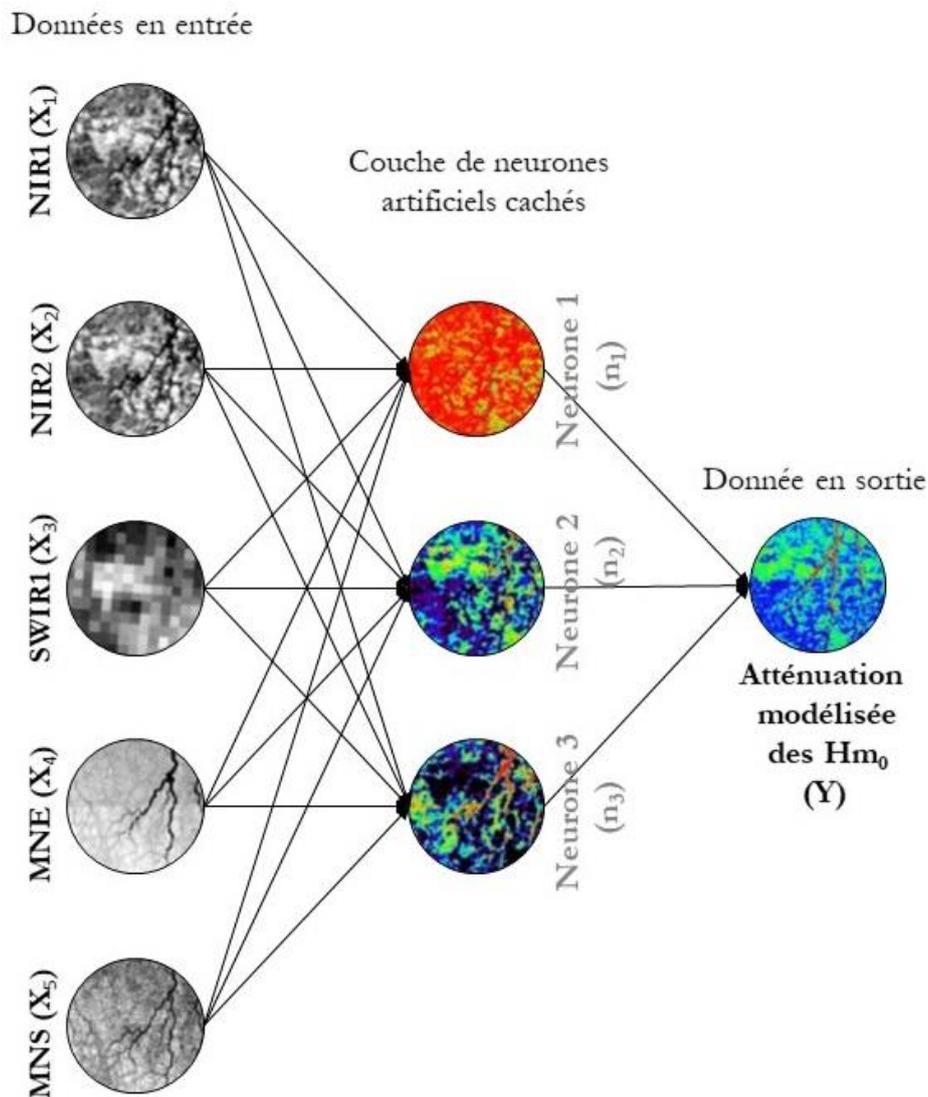


Figure 101. Schéma conceptuel de la modélisation basée sur 5 prédicteurs des imageries WorldView3 (PIR1, PIR2, MIR1) et LiDAR (MNE, MNS) et une couche cachée de trois neurones (n_1 , n_2 , n_3), permettant de prédire l'atténuation (Y) des Hm_0 .
Source : Mury *et al.* (2020d).

1.3.2. Modéliser les incertitudes

À partir des modélisations spatiales de l'atténuation des Hm_0 , il est possible de dresser des cartes dites d'incertitudes. En effet, bien que les modélisations, par régressions linéaires ou réseaux de neurones artificiels, puissent atteindre des valeurs de coefficient de détermination (R^2), très proches de 1 et donc être jugées extrêmement proches de l'atténuation réelle, elles peuvent présenter malgré tout un certain nombre d'incertitudes.

Ces incertitudes peuvent être de plusieurs ordres en fonction de leurs sources :

- Les premières sources d'incertitudes pouvant être identifiées sont liées à l'acquisition des vérités terrains (Hm_0), il peut s'agir d'incertitudes liées au matériel employé et son erreur instrumentale, ainsi qu'à la méthodologie d'acquisition de ces données. En effet, dans le cas présent, le matériel utilisé pour l'acquisition des valeurs de Hm_0 desquelles sont issues les valeurs d'atténuations, présente une marge d'erreur instrumentale. Bien que cette marge d'erreur identifiée et annoncée par le constructeur ne soit que de 0,02 m au maximum, elle n'en demeure pas moins une source d'incertitude. Au niveau méthodologique, une autre source d'incertitude liée à l'acquisition des données réside dans le positionnement des instruments de mesure sur les sites d'expérimentation : comme précisé en II-1.1.1, la méthodologie de déploiement prévoit un positionnement des capteurs à une hauteur de 0,05 m du sol, en cas de non-respect de cette méthodologie les valeurs de Hm_0 calculées présenteront des erreurs.
- Seconde source d'incertitude de la modélisation : les erreurs des prédicteurs de l'imagerie. Lors des acquisitions d'imagerie, chaque produit, original ou dérivé, présente un certain degré de précision en X, Y et Z, plus ou moins important en fonction de la source de l'imagerie et de la méthodologie d'acquisition. Cette imprécision est source d'incertitude lors de la réalisation de modèles numériques (élévation, surface, pente, etc.). La présence d'ombres sur les images peut également être une source d'incertitude de la modélisation, car elle peut occasionner des valeurs de pixels faussées ainsi que des déformations. La présence d'artefacts sur l'imagerie, pouvant être liée au matériel utilisé lors de l'acquisition ou à la méthodologie employée, peut également être responsable d'incertitudes au moment de la modélisation par l'introduction d'information spectrales erronées.

- Enfin, lors de la réalisation d'une modélisation basée sur un réseau de neurones artificiels, il existe une autre source d'incertitude, liée à l'utilisation même du réseau de neurones artificiels. En effet, le fonctionnement de ce modèle est tel que lorsque l'on procède à la modélisation plusieurs fois à partir des mêmes valeurs d'atténuation et des mêmes prédicteurs, en résulte autant de modélisations différentes que de fois où le modèle a été calculé.

D'un point de vue statistique, ces incertitudes peuvent être étudiées par l'intermédiaire de plusieurs variables de la distribution des valeurs. Ainsi, on peut réaliser des cartographies des incertitudes à partir l'étude de la moyenne des valeurs d'un modèle, de la variance dans la distribution des valeurs entre différents modèles, de son écart-type (*standard deviation*), de son asymétrie (*skewness*) ou encore de son aplatissement (*kurtosis*).

Chapitre 2 – Évaluation quantitative du risque de submersion marine

2.1. Évaluation quantitative des composantes du risque

Dans le cadre de ce travail de recherche, portant sur l'évaluation du service écosystémique de protection contre la submersion marine, il convient de décrire les différentes approches méthodologiques nécessaires à l'évaluation des différentes composantes du risque de submersion marine. Ainsi, ce chapitre s'attache à définir quels sont les composantes étudiées et par quels moyens elles sont évaluées.

2.1.1. Aléa

Dans le cadre de la mise en œuvre des politiques publiques de protection contre les risques naturels littoraux (PPRL), la quantification de l'aléa, s'agissant du risque de submersion marine, est considérée par différentes approches.

Ainsi, il est commun dans les documents de prévention des risques d'estimer l'aléa submersion marine à travers l'étude des niveaux d'eau extrêmes à la côte (aléa de référence) (Figure 102) et l'étude des périodes de retour de ces niveaux extrêmes (MEDD, 2014), et ce au travers de différents scénarii (sans prise en compte des ouvrages de défense, avec ouvrages existant et brèche, et scénario prospectif avec ouvrages surélevés mais brèche). Cependant, il est intéressant d'ajouter à cette composante « statique » de l'aléa des composantes « dynamiques » liées aux facteurs environnementaux et atmosphériques locaux pouvant influencer la déformation du plan d'eau, telle que la surcote barométrique dépendante des variations de la pression atmosphérique, ou encore l'agitation du plan d'eau sous l'action des vents (Cariolet *et al.*, 2012).

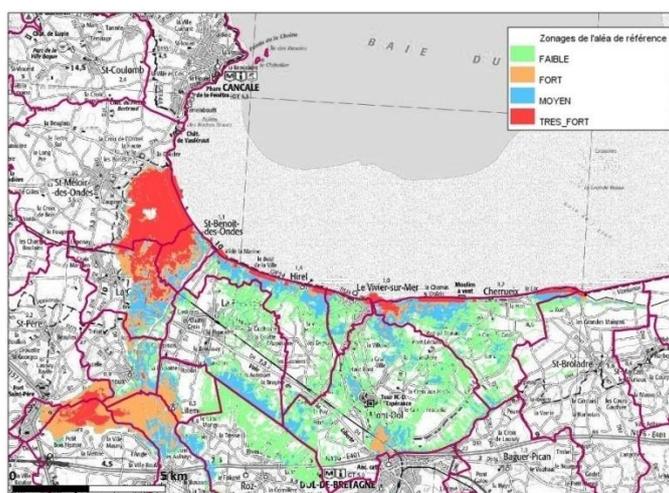


Figure 102. Extrait de la carte de l'aléa de référence du Plan de Prévention des Risques de submersion marine du marais de Dol. Source : DDTM 35 – application cartelée.

Dans certaines configurations de site, comme c'est le cas en baie du Mont-Saint-Michel avec son régime mégatidal, l'occurrence de l'aléa de submersion marine dû à un niveau d'eau extrême est liée à la concomitance de nombreux paramètres statistiquement rares tels qu'un coefficient de marée fort (entraînant de fait un niveau d'eau statique à la côte élevée), une surcote barométrique importante, des vents forts suivant une orientation spécifique et un « atterrissage » de l'onde de tempête dans une fenêtre temporelle réduite au moment du pic de l'onde de marée. L'aléa submersion marine peut être alors réduit au phénomène qualifié de « vague de submersion ». Dans le contexte de la baie du Mont-Saint-Michel et de la côte d'Émeraude, où les enjeux anthropiques sont concentrés dans des zones topographiquement basses et à faible distance de la ligne de rivage (cf.I-2.2.1), l'étude de ce paramètre apparaît nécessaire car ces vagues peuvent causer une surverse ou la rupture des systèmes de protection et ainsi faire pénétrer une partie de la masse d'eau dans les zones basses par l'intermédiaire de ce que l'on nomme « chocs mécaniques sous l'action des vagues », ou par un phénomène de résonance des vagues pouvant entraîner une surélévation de la masse d'eau dans des baies de faible profondeur (Perherin, 2007 ; Chevillot-Miot et Mercier, 2014).

Dans le cadre de ce travail, l'évaluation de l'aléa submersion marine sera donc abordée sous l'aspect « vague submersion » par l'intermédiaire des hauteurs significatives des vagues, dont on peut calculer l'atténuation par les systèmes éco-géomorphologiques du domaine intertidal (cf.II-1.1.1.3).

2.1.2. Exposition des enjeux

Il a été choisi d'évaluer l'exposition des enjeux face à l'aléa de submersion marine à travers une approche « physique » considérant comme enjeux du territoire les éléments du cadre bâti et basée sur une définition de l'exposition construite comme la combinaison de deux indicateurs qui sont la distance des bâtiments par rapport au trait de côte et leur élévation (Martínez-Graña *et al.*, 2016).

Le choix de la seule prise en compte des éléments du cadre bâti comme représentation des enjeux peut paraître discutable, il trouve son explication dans la volonté d'élaborer une méthodologie de cartographie du risque qui soit applicable sur tous types de territoires, indépendamment des aspects culturels, sociaux ou encore économique, et ce même à distance (notamment par le recours à l'imagerie satellite). Cette considération des enjeux par l'aspect « structurel » permet un premier niveau de lecture des enjeux du territoire, il s'agit également de l'approche établie au sein des plans de prévention des risques naturels afin de déterminer les enjeux les plus à risques, ou pouvant être concernés par les mesures de relocalisation. Pour l'analyse des composantes du risque, les enjeux ont été identifiés par des techniques de télédétection et plus spécifiquement par un algorithme de classification supervisée du « maximum de vraisemblance » (Figure 103).



Figure 103. Identification des éléments du cadre bâti par l'utilisation d'un algorithme de classification supervisée. Source : Muryet *al.* (2020d).

Ainsi, l'exposition des enjeux sera évaluée, au même titre que les deux indicateurs qui la composent, sous la forme d'un indice compris entre 0 et 1 telle que :

$$Exposition = \frac{(Distance\ au\ trait\ de\ côte + Elevation)}{2} \quad (9)$$

2.1.3. Vulnérabilité des enjeux

De la même manière que l'exposition, la vulnérabilité des enjeux est évaluée à partir d'un indice compris entre 0 et 1, établi à partir de différents indicateurs eux aussi évalués selon la même méthodologie. Ainsi, on considère la vulnérabilité comme la résultante de deux composantes qui sont la sensibilité des enjeux et la capacité adaptative du site (Veyret et Reghazza, 2006).

La sensibilité des enjeux est ici évaluée à travers la hauteur des bâtiments. Ce choix méthodologique s'appuie sur la possibilité offerte à la population par les bâtiments et édifices les plus hauts, d'espaces refuges surélevés en cas d'évènement de submersion marine (Chauveau *et al.*, 2011 ; Mercier et Chadenas, 2012 ; Creach *et al.*, 2016, 2017). Compte tenu de l'hétérogénéité architecturale des éléments du cadre bâti il n'a cependant pas été possible dans le cadre de ce travail de définir une hauteur « seuil » permettant d'identifier la présence ou non d'un espace ou d'un étage refuge de manière objective.

La capacité adaptative du site est quant à elle évaluée par l'intermédiaire de la modélisation de l'atténuation des Hm_0 qui permet d'identifier les secteurs dans lesquels la protection offerte par le milieu naturel est la plus performante. Cependant, de manière à intégrer les résultats de modélisation dans l'analyse de la vulnérabilité, ceux-ci ont été synthétisés par tronçons de trait de côte en réalisant la moyenne des valeurs d'atténuation de Hm_0 pour chaque secteur. Dans le cadre de ce travail, les secteurs ont été définis comme étant des polygones de 30 m × 600 m (Figure 104).

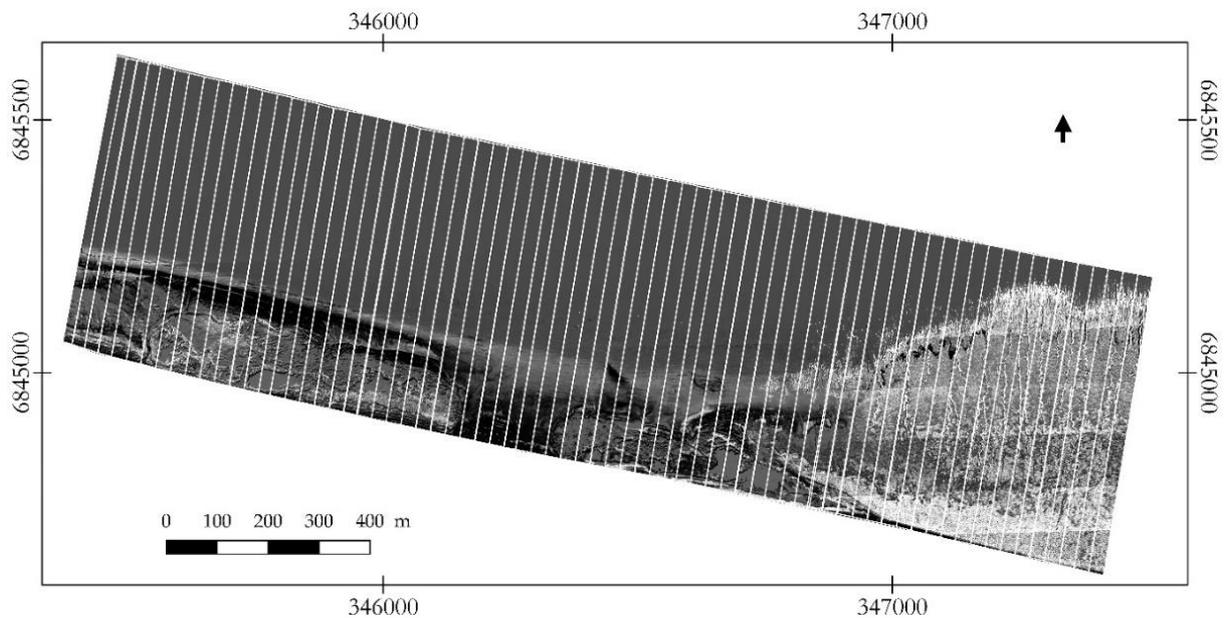


Figure 104. Découpage de la zone d'étude en secteurs de 30 m × 600 m. Source : Muryet *al.* (2020d).

Le choix méthodologique de secteurs couvrant un linéaire côtier de 30 m, a été fait en fonction de la dimension des éléments du cadre bâti et permet également de prendre en considération le fait que l'orientation des vagues n'est pas strictement perpendiculaire au trait de côte, dépendamment des conditions météorologiques. La longueur de 600m a quant à elle été choisie en raison de la configuration du site sur lequel l'expérimentation a été menée, de manière à disposer de la plus grande représentativité possible des systèmes écoséologiques du site, tout en considérant les capacités de calcul des machines utilisées pour la réalisation des modélisations, qui n'ont pas permis de considérer une zone d'étude de superficie supérieure.

La sensibilité du bâti, telle qu'elle est considérée ici, est corrélée négativement avec la hauteur des bâtiments, alors que la capacité adaptative est quant à elle corrélée positivement avec les valeurs d'atténuation, il convient donc de réaliser l'indice de vulnérabilité tel que :

$$Vulnérabilité = \frac{(Sensibilité\ du\ bâti - capacité\ adaptative)}{2} \quad (10)$$

2.2.Évaluation quantitative du risque de submersion marine intégrant le service écosystémique de protection côtière

Le risque est le produit composite de plusieurs facteurs que sont l'aléa, l'exposition des enjeux à cet aléa et la vulnérabilité, eux-mêmes étant les résultantes d'une combinaison de facteurs. Ainsi, l'évaluation du risque de submersion sera construite à partir des indices quantitatifs d'exposition et de vulnérabilité, respectivement présentés en II-2.1.2., et II-2.1.3, telle que :

$$Risque = Aléa \cap Exposition \cap Vulnérabilité \quad (11)$$

L'étude de l'aléa étant incluse dans le calcul de la vulnérabilité par le biais de l'indice de capacité adaptative, l'évaluation est donc le produit de :

$$Risque = \frac{\frac{(Distance\ au\ trait\ de\ côte + Elevation)}{2} + \frac{(Sensibilité\ du\ bâti + capacité\ adaptative)}{2}}{2} \quad (12)$$

À partir de ces indices, d'exposition, de vulnérabilité et de risque, de manière théorique, le bâtiment le moins « à risque » vis-à-vis du risque de submersion marine, est un bâtiment situé à distance du trait de côte, sur une zone topographiquement élevée, disposant de plusieurs étages (donc susceptible de fournir un espace « refuge ») et protégé par des systèmes écoséomorphologiques atténuateurs développés et non dégradés par l'action anthropique. Son indice de risque sera proche de 0. A contrario, toujours de manière théorique, le bâtiment le plus « à risque » est situé à proximité du trait de côte, dans une zone topographiquement basse, ne disposant pas d'étage et situé dans un secteur où les systèmes écoséomorphologiques sont inexistantes, soit de manière naturelle soit en raison de leur suppression par l'action anthropique. Son indice sera proche de 1.

**PARTIE III : Cartographie quantitative de la
capacité adaptative et du risque**

Chapitre 1 – Modélisation spatiale du service écosystémique d'atténuation des vagues

De manière à évaluer la protection potentielle offerte par les différents systèmes éco-géomorphologiques du domaine intertidal, face au risque de submersion marine, différentes méthodologies de modélisations spatiales sont expérimentées à travers ce chapitre.

Ainsi, trois approches de modélisation spatiale de l'atténuation des hauteurs significatives des vagues (H_{m0}) ont été sélectionnées :

- La modélisation en **une dimension spatiale (1D)**, par l'**interpolation** entre différentes stations, des valeurs d'atténuation calculées à partir des mesures de H_{m0} réalisées *in situ*. Cette approche en 1D est la méthodologie la plus couramment mise en œuvre, et présentée dans la littérature, pour l'évaluation du service écosystémique de protection. Elle constitue également le fondement des deux autres méthodologies de modélisations spatiales présentées dans ce chapitre.
- La modélisation en **deux dimensions spatiales (2D)** à partir de modèles statistiques de **régressions linéaires**. Cette méthodologie s'appuie sur les valeurs d'atténuations des H_{m0} modélisées en 1D, lesquelles sont extrapolées à l'ensemble du site d'étude par l'intermédiaire de modèles statistiques de **régressions linéaires simples et/ou multiples**, en utilisant des prédicteurs issus des imageries.
- La modélisation en **deux dimensions spatiales (2D)** à partir de modèles statistiques de **régressions non-linéaires**. Comme la précédente méthodologie de modélisation en 2D, celle-ci se base sur les valeurs d'atténuations modélisées en 1D. Néanmoins l'extrapolation des valeurs d'atténuation des H_{m0} , n'est plus réalisée par l'intermédiaire de régressions linéaires mais par des modèles statistiques non-linéaires et plus particulièrement des **réseaux de neurones artificiels**, utilisant également les prédicteurs des imageries.

Dans le cadre des modélisations spatiales en deux dimensions, par régressions linéaires et non-linéaires, il a été décidé d'expérimenter l'utilisation de prédicteurs issus de différentes sources d'imagerie, actives (LiDAR) et passives (drones et satellites), dans le spectre du visible et de l'infrarouge. Le recours à ces différentes sources d'imageries ayant pour objectif d'évaluer la pertinence de chacune d'elles pour la modélisation spatiale de l'atténuation des H_{m0} .

1.1. Modélisation en 1D

La méthodologie de modélisation en 1D de l'atténuation des H_{m0} par un système éco-géomorphologique, ou une partie de celui-ci, constitue une des premières étapes nécessaires à la méthodologie de modélisation en 2D présentées ultérieurement. Cette méthodologie est la plus couramment utilisée et développée au sein de la littérature scientifique portant sur l'étude de la capacité des systèmes éco-géomorphologiques à réduire les H_{m0} .

Extrait de :

Mury, A., Collin, A., James, D., Etienne, S., 2018.

“Wave attenuation service of salt marshes and shelly cheniers: a spatio-temporal study in Mont-Saint-Michel bay, France”

Poster - European Geosciences Union – General Assembly – Vienne, Autriche, 8-13 Avril 2018

Données

Les valeurs de H_{m0} utilisées dans le cadre de ce travail de modélisation en 1D, sont dérivées des mesures réalisées en baie du Mont-Saint-Michel au cours de trois campagnes distinctes, du 2 au 9 novembre 2017, du 2 au 9 décembre 2017 et du 28 février au 7 mars 2018. Ces campagnes de mesures ont été menées le long de trois transects transversaux (Figure 105) présentant respectivement des cheniers coquilliers non dégradés, une surface de schorre et un chenier coquillier arasé.



Figure 105. Localisation des transects de mesure en baie du Mont-Saint-Michel. Source : Mury *et al.* (2018)

Résultats

Les taux d'atténuations calculés sur les transects a, b et c à partir des mesures de H_{m0} acquises lors des trois campagnes de mesure présentent des valeurs moyennes d'atténuation pour 100m de 61,1 %, 78 % et 39,3 %, respectivement (Figure 106).

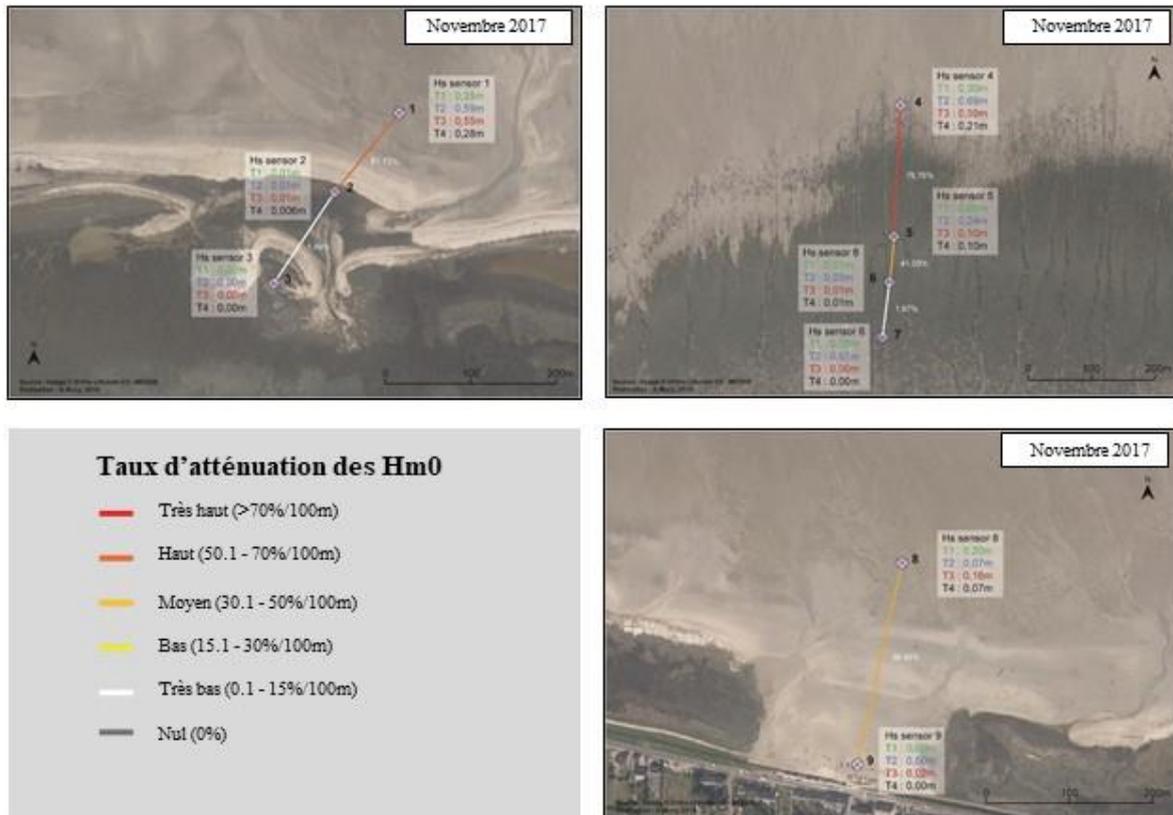


Figure 106. Modélisations en 1D de l'atténuation des H_{m0} mesurées en novembre 2017. Source : Mury *et al.* (2018)

Discussion

Ainsi, les résultats de modélisation 1D permettent d'observer le potentiel atténuateur des différents systèmes éco-géomorphologiques encadrés par les stations de mesure. Il apparaît ainsi que c'est le transect localisé au sein du schorre qui présente les valeurs d'atténuation les plus importantes avec 78 %/100m (transect b), devant celui situé sur des cheniers coquilliers non-dégradés qui présente un taux d'atténuation de 61,1%/100m (transect a), et celui avec un chenier dégradé qui lui n'atténue les vagues qu'à hauteur de 39,3%/100m (transect c).

Ce travail de modélisation en 1D permet de dresser un constat quant aux effets néfastes de l'anthropisation des systèmes éco-géomorphologiques littoraux et leur dégradation. En effet, le transect de mesure sur lequel l'atténuation des H_{m0} est la plus faible est celui ayant connu le plus de modifications, avec l'arasement mécanique du chenier coquillier pour la pratique des activités de

loisir. Cet arasement, en plus de son impact sur le chenier, nuit directement au développement de la surface de pré salé sur ce secteur, où ont été aménagées une aire de stationnement et une aire de loisir.

La méthodologie de modélisation en 1D ne permet l'obtention de données d'atténuation des H_{m_0} que de manière très localisée, uniquement le long des transects de mesure. C'est l'une des principales critiques pouvant être formulée à son égard puisqu'elle ne permet pas de restituer une vision aréale de l'atténuation des H_{m_0} par le milieu naturel. Elle demeure néanmoins essentielle pour la conception de modélisations spatiales en 2D.

1.2. Modélisation en 2D de l'atténuation des vagues par régression linéaire

Afin de pallier la limite soulignée précédemment et d'envisager le processus de protection côtière de manière systémique, le recours à la modélisation spatiale en 2D constitue une approche pertinente permettant une vision plus globale et plus intégrée de l'action protectrice des systèmes éco-geomorphologiques littoraux. Ce faisant, différentes méthodologies de modélisations spatiales en 2D sont expérimentées, par l'intermédiaire de régressions linéaires, et à partir de différentes sources d'imagerie, passives et actives.

1.2.1. À partir des imageries aériennes drone Rouge-Vert-Bleu et LiDAR

La première modélisation en 2D de l'atténuation des H_{m_0} a été réalisée sur une surface de schorre, en utilisant deux sources d'imageries, une imagerie passive drone RVB et une imagerie active LiDAR.

Extrait de :

Mury, A., Collin, A., James, D., Pastol, Y., Etienne, S., 2019.

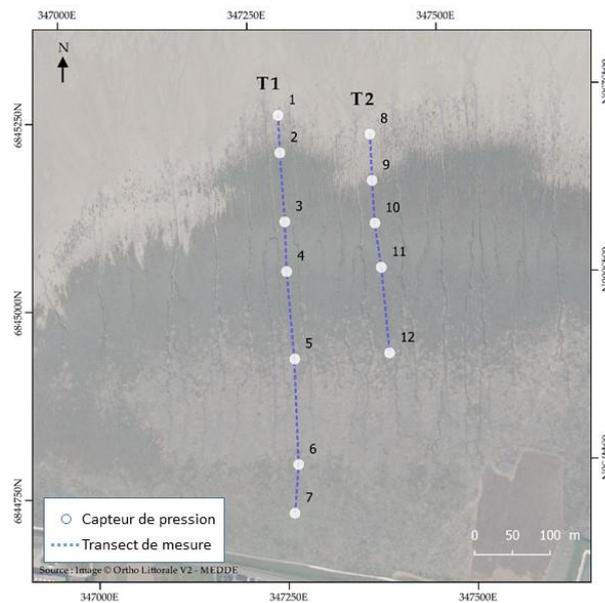
“Spatially-explicit modelling of the salt marsh wave attenuation using pressure measurements,
UAV imagery and LiDAR data”

Poster - European Geosciences Union – General Assembly – Vienne, Autriche, 7-12 Avril 2019

L'expérimentation de la modélisation par régressions linéaires, à partir de l'imagerie drone Rouge-Vert-Bleu, a été réalisée sur une zone de schorre, d'environ 14 hectares en baie du Mont-Saint-Michel.

Données

Les paramètres des vagues, dont les hauteurs significatives entrant dans le calcul des atténuations (cf.II-1.1.1.3), ont été obtenus par l'intermédiaire de 12 capteurs de pression répartis sur deux transects transversaux sur le site d'étude (Figure 107), à l'occasion de quatre marées hautes consécutives entre le 22 et le 23 janvier 2019.



Les données d'imagerie utilisées dans le cadre de cette expérience ont été acquises par l'intermédiaire d'un drone quadricoptère DJI Mavic Pro Platinum (cf. II-1.1.2.2. N°1) en suivant un vol programmé. En complément des trois bandes spectrales, rouge, verte et bleue, trois modèles numériques, d'élévation (MNE), de hauteur (MNH) et d'intensité (MNI), ont été réalisés à partir de données acquises par LiDAR aéroporté(Figure 108).

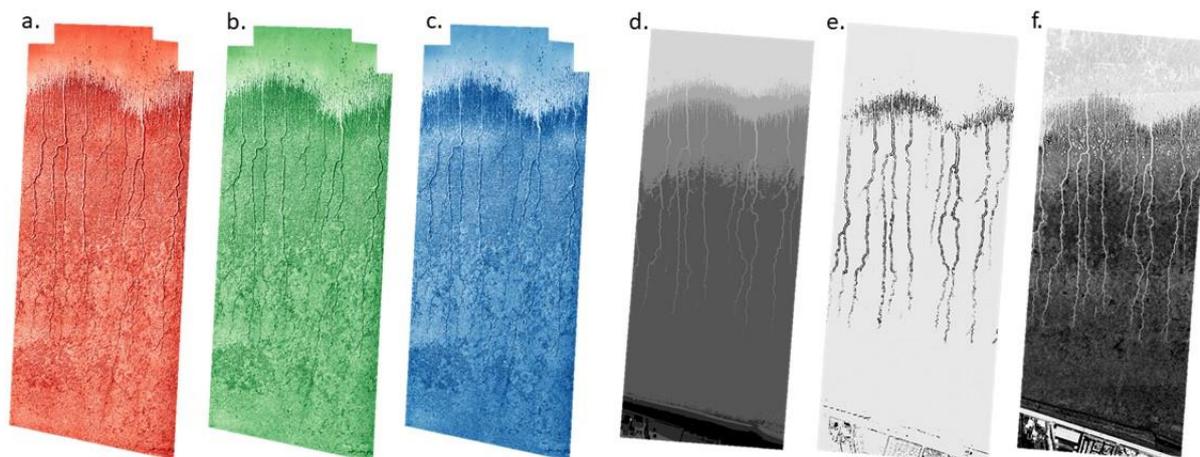


Figure 108. Bandes spectrales et sous-produits LiDAR, a) bande spectrale rouge, b) bande spectrale verte, c) bande spectrale bleu, d) MNE, e) MNH et f) MNI. Source : Mury *et al.* (2019c).

Contributions individuelles des prédicteurs à la modélisation

La contribution de chaque bande pour prédire les valeurs mesurées d'atténuations est testée individuellement par l'intermédiaire de régressions linéaires simples (cf. II-1.3.1.1).

Combinaisons de prédicteurs pour la modélisation spatiale

Pour cette expérimentation il a été choisi d'associer dans un premier temps les prédicteurs ayant présenté les meilleures performances de modélisation à titre individuel, puis dans un second temps d'associer l'ensemble des six prédicteurs spectraux et topographiques issus de l'imagerie drone RVB et de l'imagerie LiDAR.

Résultats

Ainsi, il apparaît qu'individuellement parmi les prédicteurs issus de l'imagerie LiDAR, la modélisation qui présente le meilleur coefficient de détermination ($R^2 : 0,41$) est celle réalisée en utilisant le modèle numérique d'élévation (Figure 109).

Concernant les prédicteurs de l'imagerie drone, le meilleur résultat de modélisation à partir d'un prédicteur simple est obtenu avec l'utilisation de la bande spectrale bleue ($R^2 : 0,52$) (Figure 109).

La combinaison de deux prédicteurs spectraux et topographiques, réalisée à partir des deux prédicteurs offrant individuellement les meilleurs résultats, à savoir la bande spectrale bleue et le modèle numérique d'élévation, présente un coefficient de détermination de 0,59 (Figure 109).

Enfin, la modélisation à partir des six prédicteurs (RVB + MNE + MNH + MNI) présente quant à elle un coefficient de détermination de 0,62 (Figure 109).

Les différents modèles expérimentés ont permis de prédire des atténuations de H_{m0} sur l'ensemble du site d'étude comprises entre une augmentation des H_{m0} de l'ordre de 0,10 %/m et une réduction des H_{m0} supérieures à 1%/m.

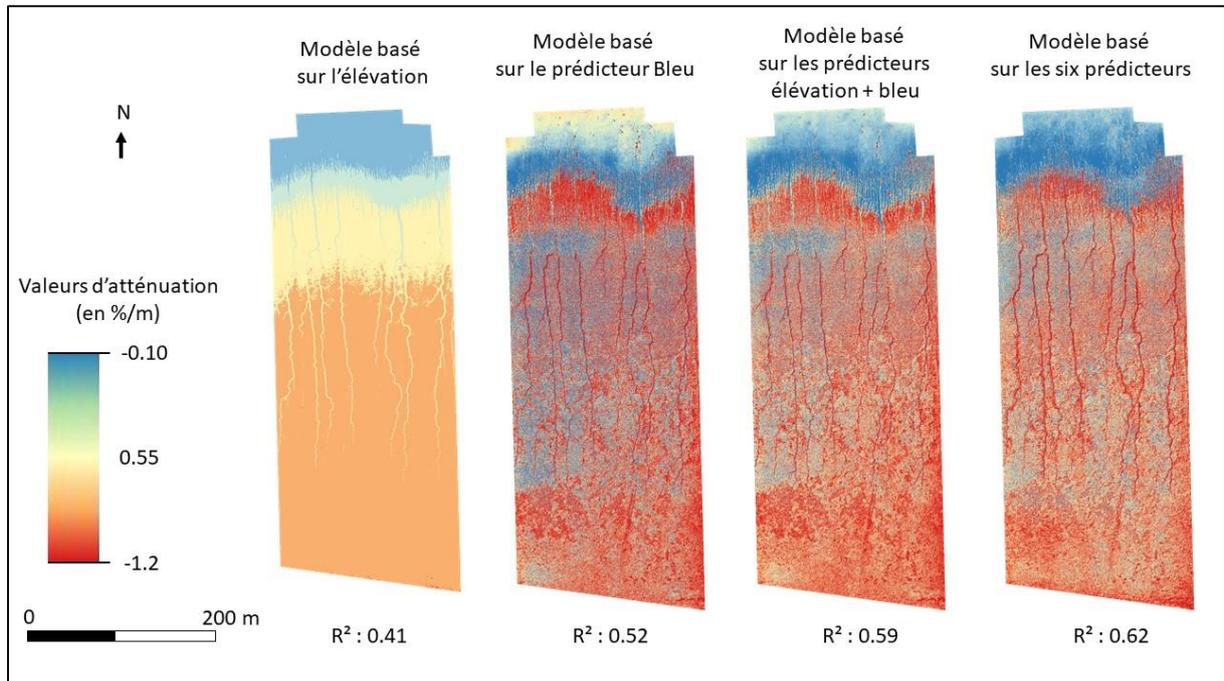


Figure 109. Modélisations en 2D réalisées à partir des prédicteurs spectraux et LiDAR, par régressions linéaires. Source : Mury *et al.* (2019c).

Discussion

Parmi les prédicteurs dérivés de l'imagerie LiDAR, la performance du MNE s'explique par le rôle prépondérant de la topographie dans l'atténuation des vagues, notamment en bordure du schorre, au nord de la zone d'étude, qui constitue une zone de déferlement des vagues en raison du changement topographique abrupt. De plus, le modèle numérique d'élévation est un produit dérivé de l'imagerie LiDAR dans lequel s'observe en filigrane une grande partie des caractéristiques géomorphologiques du site, notamment les pentes et la rugosité du substrat.

Concernant les prédicteurs spectraux, la pertinence du spectre bleu s'explique par sa capacité à mettre en évidence le pic d'absorption des pigments chlorophylliens, il peut donc être utilisé en tant que proxy de la végétation présente sur le site. Végétation qui, par sa complexité structurale (densité sur pied, feuillage, etc.), régie une partie de la circulation des eaux au sein du schorre (Collin *et al.*, 2018).

Les performances de modélisations affichées par le couple MNE-Bleu met en évidence la complémentarité des informations contenues dans chacun des prédicteurs par une augmentation du coefficient de détermination de la modélisation. En effet, ce couple de prédicteurs contient aussi bien

des informations sur la topographie du site d'étude que sur sa composante végétale, qui sont deux des principaux facteurs de l'atténuation des vagues.

S'agissant du modèle réalisé à partir des six prédicteurs spectraux et topographiques, le résultat de la modélisation permet de mettre en évidence, par l'intermédiaire de son R^2 , la complémentarité des différentes bandes spectrales du drone RVB et des modèles numériques issus du LiDAR, et de leurs informations respectives, pour expliquer les valeurs d'atténuations mesurées *in situ*.

Les valeurs d'atténuation des Hm_0 modélisées les plus importantes sont observées dans les secteurs présentant un changement topographique important (bordure nord du schorre) et dans le secteur où se trouvent les communautés végétales de haut-schorre, plus hautes et plus denses que les autres communautés végétales (Figure 109).

Conclusion

Les différentes expérimentations de modélisation ont permis de mettre en évidence la complémentarité entre l'imagerie drone RVB et les modèles numériques dérivés de l'imagerie LiDAR, en particulier la bande spectrale bleue utilisée comme proxy de la végétation et le modèle numérique d'élévation.

Les valeurs d'atténuations négatives, correspondant à un accroissement des Hm_0 , sont majoritairement localisées sur le nord de la zone d'étude constituée de la slikke qui est dépourvue de végétation et dont le relief présente peu d'aspérités. A contrario, les plus fortes valeurs d'atténuations modélisées dans le cadre de cette expérimentation sont prédites, sur chacun des modèles, en bordure du schorre, qui présente un changement rapide de topographie avec la présence d'une microfalaise, et sur le haut-schorre où la végétation est la plus haute.

1.2.2. À partir de l'imagerie aérienne drone multispectrale

À la suite de la modélisation spatiale en 2 dimensions réalisée en utilisant l'imagerie drone RVB (cf. II-1.1.1.) il a été choisi d'expérimenter l'utilisation d'une source d'imagerie drone multispectrale afin d'étudier l'apport des informations contenues dans les bandes spectrales infrarouges pour la modélisation de l'atténuation des Hm_0 . L'expérimentation vise également à étudier la pertinence des modèles numériques conçus par photogrammétrie pour la modélisation, en remplacement des produits dérivés de l'imagerie active LiDAR, plus onéreux et offrant une résolution spatiale moindre.

Extrait de :

Mury, A., Collin, A., Houet, T., Alvarez-Vanhard, E., James, D., 2020.

“Using multispectral drone imagery for spatially-explicit modelling of wave attenuation through a salt marsh meadow”

Article de journal - Drones, 4(2), 25 - MDPI

Soumis le 28 mai 2020, accepté le 21 juin 2020, publié le 24 juin 2020

<https://doi.org/10.3390/drones4020025>

L'hypothèse de travail de l'expérimentation présentée ci-après est que l'ajout d'informations infrarouges (à savoir, *RE*, *PIR*, et *NDVI*) aux informations de base rouge-vert-bleu (RVB) peut améliorer significativement les performances de la modélisation de l'atténuation des vagues par le schorre.

C'est pourquoi, le même protocole de modélisation, s'appuyant sur les mesures de hauteurs significatives des vagues (Hm_0) acquises *in situ* (cf. II-1.1.1), des prédicteurs spectraux issus d'une acquisition d'imagerie drone et l'utilisation de régressions linéaires multiples (cf. II-1.3.1.1), a été employé sur une surface de schorre d'environ 100 hectares.

Cependant, le matériel utilisé pour l'acquisition des données d'imagerie drone diffère en raison des données nécessaires à l'expérimentation, avec l'utilisation d'une aile volante eBee+® équipée d'un capteur RVB (R : 660 nm ; V : 520 nm ; B : 450 nm et d'un capteur multispectral Parrot Sequoia (*Red Edge (RE)*) : 730-740 nm ; Proche infrarouge (*PIR*) : 770-810 nm) (Tableau 10) en lieu et place du quadricoptère Mavic Pro Platinum.

Données

Les mesures de vagues ont été réalisées du 22 au 23 janvier 2019 sur quatre marées consécutives à l'aide de 12 capteurs positionnés comme précédemment présentés. Cette campagne de mesure a permis de calculer 40 valeurs d'atténuations (N=40).

La collecte des images par l'intermédiaire de l'aile volante eBee+® a été faite en suivant un plan de vol programmé (cf. II-1.1.2.2. N°2). En complément des bandes spectrales rouge (Figure 110a), vert (Figure 110b), bleu (Figure 110c) du spectre visible, *Red Edge* (Figure 110d) et proche infrarouge (Figure 110e) du spectre infrarouge, un indice de végétation normalisé (*NDVI* pour *normalized difference vegetation index*) (Figure 110f) et un modèle numérique de surface (Figure 110g) ont été réalisés.

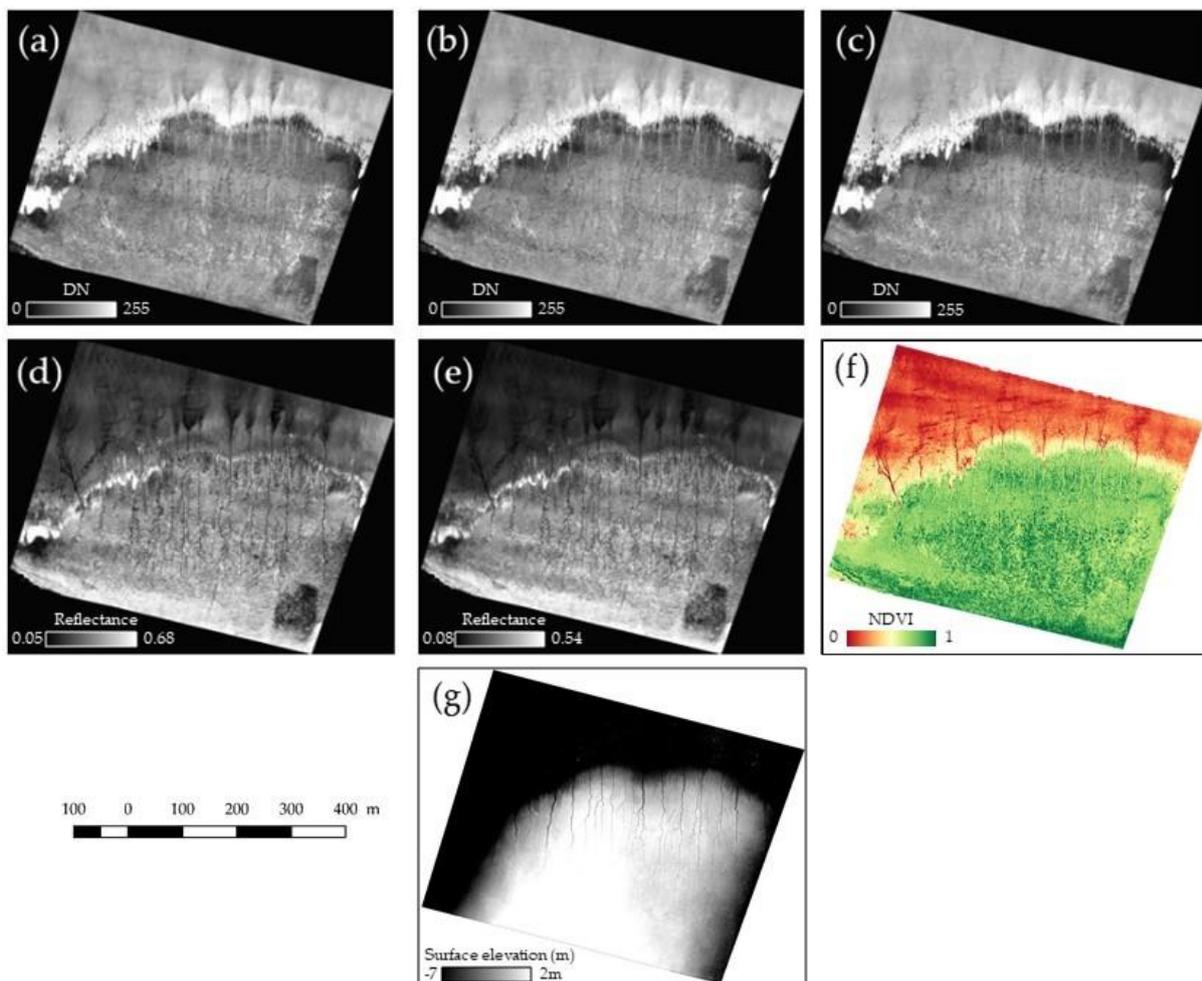


Figure 110. Produits dérivés de l'imagerie drone multispectrale, (a) bande rouge (660 nm), (b) bande verte (520 nm), (c) bande bleue (450 nm), (d) bande red edge (730-740 nm), (e) bande proche infrarouge (770-810 nm), (f) indice de végétation normalisé et (g) modèle numérique de surface. Les valeurs des bandes spectrales RVB sont données en digital number (DN)(valeurs informatiques). Source : Mury *et al.* (2020c).

Contributions individuelles et combinaisons de prédicteurs pour la modélisation spatiale

Les données extraites de l'imagerie multispectrale drone ont été considérées comme des descripteurs de la composition et de la configuration 3D des marais, et donc comme des prédicteurs pour la modélisation statistique.

Comme précédemment, la contribution de chaque prédicteur a été testée individuellement par l'intermédiaire de régressions linéaires simple (cf. II-1.3.1.1), avant que ne soient testées différentes combinaisons de prédicteurs (Tableau 20) par l'intermédiaire de régressions linéaires multiples (cf. II-1.3.1.1).

Tableau 20. Combinaisons de prédicteurs expérimentées pour la modélisation de l'atténuation de Hm0, par régressions linéaires. Source : Murry *et al.* (2020c).

Régressions linéaires simples	Rouge (R) ; Vert (V) ; Bleu (B) ; <i>Red Edge</i> (RE) ; Proche infrarouge (PIR) ; NDVI ; Modèle numérique de surface (MNS)	
	Prédicteurs du spectre visible	RVB
		RVB + RE
		RVB + PIR
		RVB + RE + PIR
	Visible + IR	RVB + NDVI
		RVB + RE + NDVI
		RVB + PIR + NDVI
		RVB + RE + PIR + NDVI
Régressions linéaires multiples	Visible + MNS	RVB + MNS
		RVB + RE + MNS
		RVB + PIR + MNS
		RVB + RE + PIR + MNS
	Visible + IR + MNS	RVB + NDVI + MNS
		RVB + RE + NDVI + MNS
		RVB + PIR + NDVI + MNS
		RVB + RE + PIR + NDVI + MNS

Résultats

Ainsi, 23 modèles de régressions linéaires ont été expérimentés (Tableau 21).

Tableau 21. Résultats des combinaisons de prédicteurs expérimentées pour la modélisation de l'atténuation des Hm0, par régressions linéaires. Source : Mury *et al.* (2020c).

	Prédicteurs	R ²	EQM	
Régressions linéaires simples	R	0,33	0,42	
	V	0,51	0,36	
	B	0,50	0,36	
	RE	0,24	0,45	
	PIR	0,32	0,42	
	NDVI	0,41	0,39	
	MNS	0,29	0,43	
Régressions linéaires multiples	Prédicteurs du spectre visible	RVB	0,54	0,35
	Visible + IR	RVB + RE	0,73	0,26
		RVB + PIR	0,71	0,27
		RVB + RE + PIR	0,71	0,28
		RVB + NDVI	0,58	0,33
		RVB + RE + NDVI	0,85	0,20
		RVB + PIR + NDVI	0,78	0,24
	Visible + MNS	RVB + MNS	0,64	0,30
	Visible + IR + MNS	RVB + RE + MNS	0,84	0,20
		RVB + PIR + MNS	0,80	0,23
		RVB + RE + PIR + MNS	0,80	0,23
		RVB + NDVI + MNS	0,63	0,31
		RVB + RE + NDVI + MNS	0,83	0,21
		RVB + PIR + NDVI + MNS	0,74	0,26
		RVB + RE + PIR + NDVI + MNS	0,75	0,26

Les résultats des régressions linéaires simples ont montré la pertinence de chaque prédicteur pour expliquer l'atténuation de la vague, via son coefficient de détermination, classé par ordre croissant comme suit : RE (R² : 0,24), MNS (R² : 0,29), PIR (R² : 0,32), R (R² : 0,33), NDVI (R² : 0,41), B (R² : 0,50) et V (R² : 0,51).

En traitant les régressions linéaires multiples, chaque prédicteur a été ajouté à la combinaison RVB classique pour quantifier dans quelle mesure chacun d'entre eux pourrait améliorer le coefficient de détermination du modèle RVB (R² : 0,54). Ce faisant, les combinaisons avec les trois R² les plus élevés étaient RVB + RE (R² : 0,73), RVB + PIR (R² : 0,71), RVB + MNS (R² : 0,64).

Enfin, des régressions linéaires multiples utilisant le RVB et des combinaisons de prédicteurs ont abouti à des modèles dont le R² se rapproche de 1. Ainsi, la combinaison la plus efficace est RVB

+ *RE* + *NDVI* ($R^2 : 0,85$), suivie par *RVB* + *RE* + *MNS* ($R^2 : 0,84$), *RVB* + *RE* + *PIR* + *NDVI* ($R^2 : 0,81$), *RVB* + *PIR* + *MNS* ($R^2 : 0,80$) et *RVB* + *RE* + *PIR* + *MNS* ($R^2 : 0,80$).

Pour cette raison, le modèle spatialement explicite a été réalisé en utilisant la combinaison *RVB* + *RE* + *NDVI* (Figure 111).

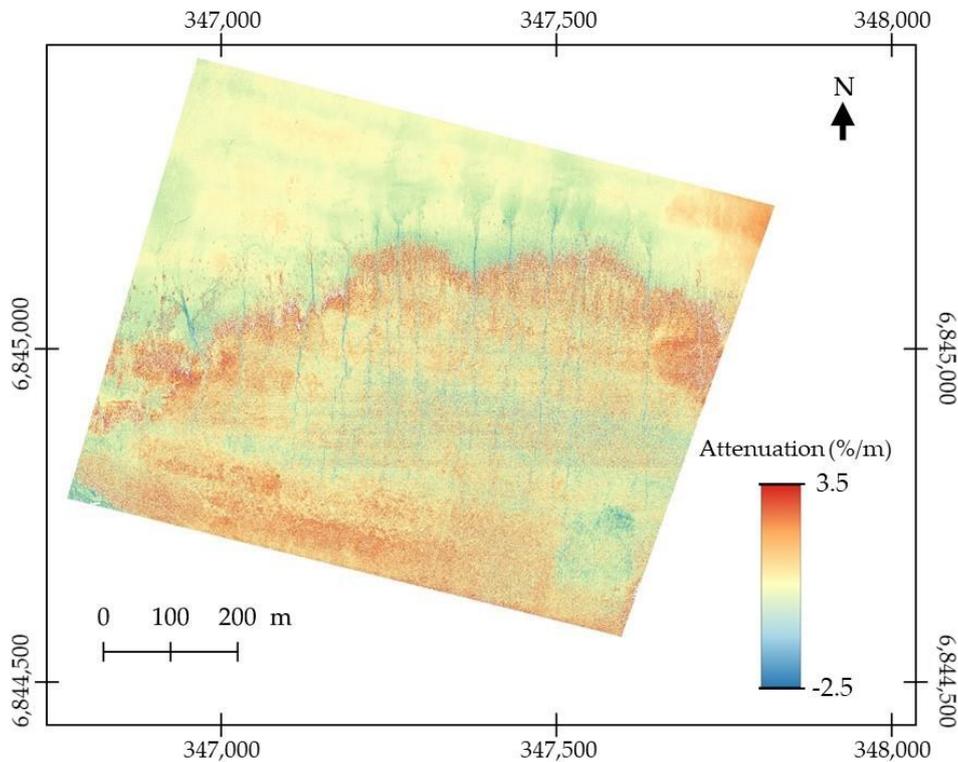


Figure 111. Résultat de la modélisation spatiale de l'atténuation des H_{m0} , par régression linéaire multiple, basée sur la meilleure combinaison de prédicteurs (*R*, *V*, *B*, *RE*, *NDVI*) et présentant un coefficient de détermination de 0.85. Source : Mury *et al.* (2020c).

La modélisation de l'atténuation des vagues présente des variations importantes, allant d'une augmentation des H_{m0} de 2,5 %/m à une diminution de 3,5%/m sur le site d'étude. La valeur moyenne de l'atténuation des H_{m0} sur le site d'étude était d'environ 0,25%/m.

Discussion

Cette expérience a mis en évidence l'intérêt de l'utilisation des bandes spectrales infrarouges (*RE*, *PIR* et données dérivées *NDVI*) et des données topographiques (*MNS*) en plus des canaux *RVB* pour la modélisation spatiale de l'atténuation des vagues à travers un schorre.

Les résultats ont montré que les prédicteurs individuels les plus efficaces (Tableau 21), pour expliquer les valeurs d'atténuation calculées à partir de H_{m0} , par ordre décroissant, correspondent aux pics de réflectance (*V* et *PIR*) et d'absorbance (*R* et *B*) des pigments de chlorophylle (Carter et Knapp, 2001), à leur combinaison *NDVI* (densité de végétation), aux changements de surface (*MNS*) et au *RE*.

L'ajout de prédicteurs individuels à la combinaison RVB nous a permis d'observer des gains intéressants concernant le coefficient de détermination (Figure 112), en particulier l'ajout de prédicteurs *RE* et *PIR* qui ont amélioré de +0,19 et +0,17, respectivement, le R^2 de la régression linéaire multiple du modèle RVB. Ainsi, du prédicteur ayant le gain le plus élevé au prédicteur ayant le gain le plus faible, il y a eu : *RE* (+0,19), *PIR* (+0,17), *MNS* (+0,10) et *NDVI* (+0,04).

Ces résultats peuvent s'expliquer par le fait que ces prédicteurs ont mis en évidence les éléments de végétation naturelle qui augmentent la rugosité ou représentent des changements topographiques capables d'atténuer les vagues. Les meilleures performances des prédicteurs *RE* et *PIR*, témoins de la végétation, indiquent que la complexité structurelle de la végétation semble plus efficace pour modéliser l'atténuation que les changements topographiques, mis en évidence par le *MNS*. La contribution du *NDVI* semble plus faible, peut-être en raison de l'intégration du *R* dans celui-ci, générant une redondance d'informations avec la combinaison du RVB.

En ce qui concerne les modèles basés sur l'ensemble de données RVB combiné avec de multiples prédicteurs, les meilleurs gains ont été observés avec l'addition des prédicteurs *RE* + *NDVI* (+0,31), *RE* + *MNS* (+0,30), *RE* + *NDVI* + *MNS* (+0,29), *RE* + *PIR* + *NDVI* (+0,27), *RE* + *PIR* + *MNS* (+0,26) (Figure 112). Ces résultats ont mis en évidence l'omniprésence du prédicteur *RE* dans les combinaisons de prédicteurs les plus efficaces pour la modélisation spatialement explicite de l'atténuation du H_{m0} , en raison de sa grande sensibilité à un niveau moyen à élevé de teneur en chlorophylle, complémentaire des signatures spectrales RVB de la végétation des schorres (Horler *et al.*, 1983).

Les résultats des combinaisons RVB + *RE* + *NDVI* (R^2 : 0,85), RVB + *RE* + *MNS* (R^2 : 0,84) et RVB + *RE* + *NDVI* + *MNS* (R^2 : 0,83) (Figure 112) étaient fortement comparables. Cela implique que le *NDVI* et le *MNS* apportent la même quantité d'informations complémentaires à la modélisation. Une fois que la réflectance du *RE* est intégrée, la densité de la végétation (*NDVI*) et les caractéristiques topographiques sont presque identiques pour la prévision de l'atténuation.

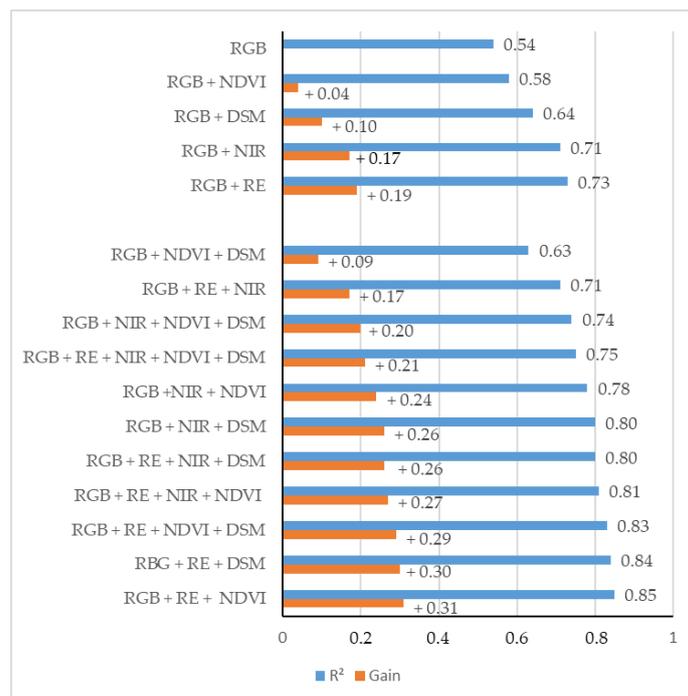


Figure 112. Comparaison des coefficients de détermination des différentes combinaisons de prédicteurs et apport des prédicteurs à la combinaison RVB. Source : Mury *et al.* (2020c)

Les valeurs d'atténuation les plus élevées (entre 1,5 et 3,5 %/m) ont été principalement modélisées dans deux zones du site d'étude : 1) en bordure du schorre, probablement en raison du changement topographique abrupt de la pente, qui a induit un déferlement des vagues, et 2) sur le haut schorre où la végétation était la plus haute du site d'étude. En revanche, les valeurs d'atténuation les plus faibles (entre -2,5 et 0,5 %/m) ont été observées là où la densité de la végétation était plus faible ou quasi absente (c'est-à-dire sur la vasière), et dans les chenaux en face du schorre où la bathymétrie était relativement plus importante (Figure 111).

Les résultats indiquent également que la végétation est (grâce à sa biomasse sur pied) un meilleur indicateur que le MNS. Cela peut s'expliquer par la densité de la biomasse sur pied (avec une signature spectrale spécifique), qui se traduit par une plus grande rugosité que les informations MNS, ce qui sous-estime probablement la complexité structurelle de la biomasse en raison de la fermeture de la canopée dense de cette végétation basse.

La valeur moyenne d'atténuation du Hm_0 sur le site d'étude est comparable aux valeurs obtenues dans les schorres à végétation mixte du nord-ouest de l'Europe (0,34 %/m (Moller *et al.*, 1999), 0,25-0,30 %/m (Cooper, 2005)). Les résultats légèrement inférieurs peuvent s'expliquer par le fait que la zone d'étude présente une longue vasière, ce qui réduit la valeur d'atténuation moyenne sur l'ensemble du site.

Certains artefacts dus à un effet de vignettage suivant les lignes de vol sont apparus sur le modèle spatialement explicite. Ce bruit peut néanmoins être récupéré à partir des sources de données originales R, V, B, RE et PIR en utilisant une analyse en composantes principales (ACP), pour une

changements de surface. Combiné à l'ensemble de données standard RVB ($R^2 : 0,54$), le gain le plus élevé des prédicteurs individuels a été atteint par le *RE* (+0,19), suivi par le *PIR* (+0,17), puis par le *MNS* (+0,10). Les combinaisons complètes conjointes ont mis en évidence la présence du *RE* dans les cinq meilleurs ensembles de données, le plus élevé étant composé du *RVB + RE + NDVI* ($R^2 : 0,85$), suivi de près par le *RVB + RE + MNS* ($R^2 : 0,84$) et le *RVB + RE + NDVI + MNS* ($R^2 : 0,83$). Ces derniers résultats indiquent une redondance relative dans les informations tirées du *NDVI* et du *MNS*.

Dans ce modèle expérimental, les valeurs significatives de la hauteur des vagues allaient d'une augmentation de 2,5 %/m à une diminution de 3,5 %/m.

1.2.3. À partir des imageries satellite multispectrale WorldView-3 et aérienne LiDAR

Cette expérimentation a pour objectif de tester la modélisation spatiale de l'atténuation des hauteurs significatives des vagues par les systèmes éco-géomorphologiques littoraux, par l'intermédiaire d'un modèle statistique de régression linéaire, mais en ayant recours, à la différence des expérimentations précédentes, à une source d'imagerie satellitaire multispectrale, en l'occurrence l'imagerie WorldView-3 et ses huit bandes du spectre visible.

Extrait de :

Mury, A., Collin, A., Jeanson, M., James, D., Gloria, H., Pastol, Y., Etienne, S., 2020.

“Mapping nature-based marine flooding risk using VHR wave, airborne LiDAR and satellite imagery: the case study of the Dol marsh (Bay of Mont-Saint-Michel, France)”

Article de journal - Journal of Coastal Research, 95(sp1), 743-747

Proceeding of International Coastal Symposium – Sevilla, Spain, 20-23 April 2020

Soumis le 31 mars 2019, accepté le 13 février 2020, publié le 26 mai 2020

<https://doi.org/10.2112/SI95-145.1>

Données

Pour cette modélisation, les mesures de H_{m0} ont été réalisées par l'intermédiaire de 19 capteurs de pressions répartis sur une zone d'étude d'environ 500 ha (Figure 114). Le positionnement des appareils de mesure a été fait de manière à pouvoir obtenir une représentation des valeurs d'atténuations pour chacun des systèmes éco-géomorphologiques du site d'étude, à savoir les schorres, l'estran sablo-vaseux, des cheniers coquilliers préservés, et des cheniers coquilliers dégradés.

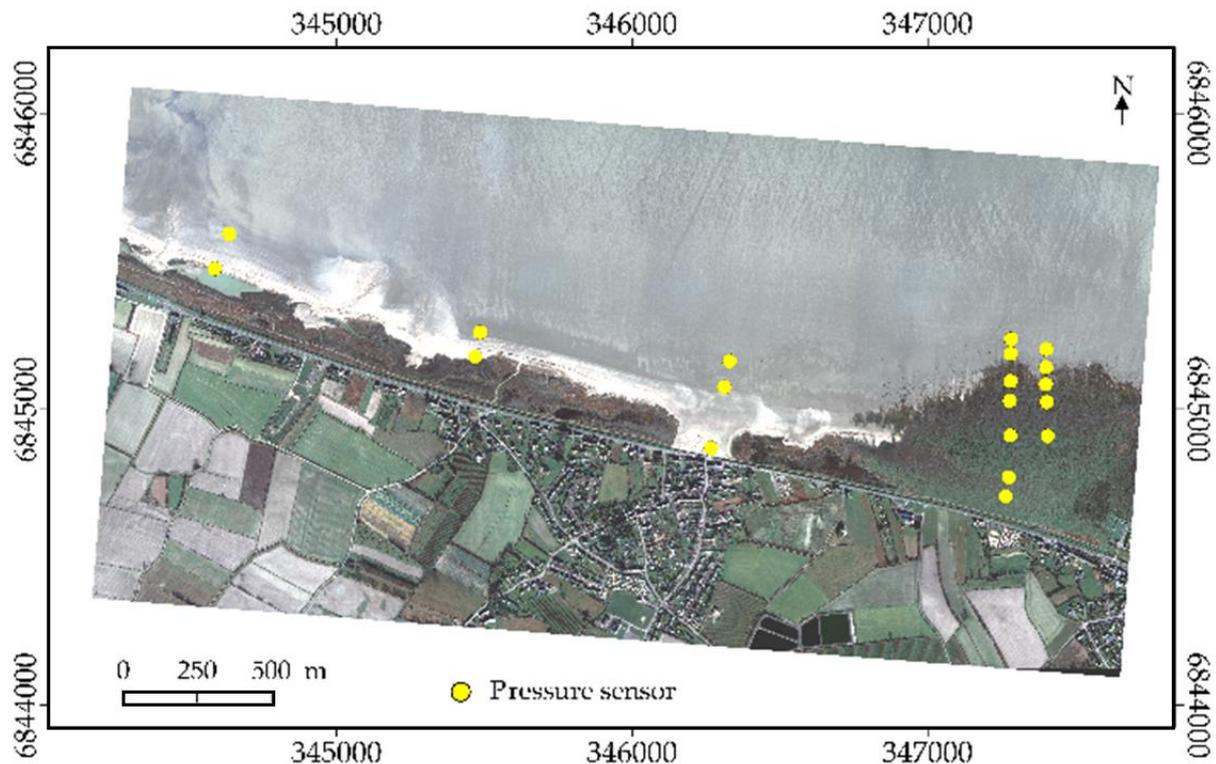


Figure 114. Localisation des stations de mesure sur le site d'étude. Source : Mury *et al.* (2020b).

Concernant l'imagerie satellitaire WV-3, seules les huit bandes du spectre visible (côtier : 400-450 nm, bleu : 450-510 nm, vert : 510-580 nm, jaune : 585-625 nm, rouge : 630-690 nm, *Red Edge* : 705-745 nm, proche infrarouge 1 (PIR1) : 770-895 nm, PIR2 : 860-1040 nm) ont été utilisées dans le cadre de cette expérimentation. Ce choix méthodologique s'explique par la limitation technique imposée par la station de calcul utilisée, qui ne permet pas de traiter l'ensemble des 16 bandes spectrales sur l'ensemble de la zone d'étude.

En complément de ces données satellitaires, différents modèles numériques (MNE, MNS, MNH, MNI, MNP et MNR) dérivés de l'imagerie active LiDAR, ont été utilisés.

Contributions individuelles et combinaisons de prédicteurs pour la modélisation spatiale

Comme précédemment, différentes combinaisons associant des prédicteurs de l'imagerie WV-3 et les modèles numériques dérivés de l'imagerie LiDAR ont été testées par l'intermédiaire de régressions linéaires simples et multiples afin de déterminer la combinaison offrant les meilleurs résultats (Tableau 22).

Pour cette expérimentation, il a été choisi de ne conserver qu'un maximum de cinq prédicteurs afin de conserver une cohérence statistique avec le nombre de valeurs d'atténuations de Hm_0 .

Tableau 22. Combinaisons de prédicteurs expérimentées pour la modélisation de l'atténuation de Hm0, par régression linéaire. Source : Mury *et al.* (2020b).

Régressions linéaires simples	Côtier (C) ; Bleu (B) ; Vert (V) ; Jaune (J) ; Rouge (R) ; <i>Red Edge</i> (RE) ; Proche infrarouge 1 (PIR1) ; PIR2 ; Modèle numérique d'élévation (MNE) ; de surface (MNS) ; de hauteur (MNH) ; d'intensité infrarouge (MNI) ; de rugosité (MNR) ; de pente (MNP)		
	Prédicteurs du spectre visible	RVB CBVJR	
Régressions linéaires multiples	Visible + IR	RVB + RE + PIR1	
		RVB + RE + PIR2	
		RVB + PIR1 + PIR2	
	Visible + MN	RVB + MNE +MNS	
		RVB + MNE +MNH	
		RVB + MNE +MNI	
		RVB + MNE +MNR	
		RVB + MNE +MNP	
		RVB + MNS +MNH	
		RVB + MNS +MNI	
		RVB + MNS +MNR	
		RVB + MNS +MNP	
		RVB + MNH +MNI	
		RVB + MNH +MNR	
		RVB + MNH +MNP	
		RVB + MNI +MNR	
		RVB + MNI +MNP	
		RVB + MNR +MNP	
		Visible + IR +MN	RVB + RE + MNE
			...
RVB + PIR1 + MNE			
IR + MN	...		
	RVB + PIR2 + MNE		
	...		
	RE + PIR1 + PIR2 + MNE + MNS		
	...		
	PIR1 + PIR2 + MNE + MNS + MNH		
	...		
	PIR1 + PIR2 + MNS + MNH + MNI		
...			
PIR1 + PIR2 + MNH + MNI + MNR			
...			
PIR1 + PIR2 + MNI + MNR + MNP			
...			

Résultats

La combinaison ayant présenté le meilleur coefficient de détermination, R^2 , après les différents tests réalisés est celle associant PIR1, PIR2, MNI, MNR, MNP ($R^2 : 0,75$) (Tableau 23).

Tableau 23. Résultats des combinaisons de prédicteurs expérimentées pour la modélisation de l'atténuation des Hm0. Source : Mury *et al.* (2020b).

	Prédicteurs	R^2	EQM	
Régressions linéaires simples	C	0,04	0,47	
	B	0,08	0,46	
	V	0,06	0,46	
	J	0,05	0,46	
	R	0,04	0,47	
	RE	0,07	0,46	
	PIR1	0,37	0,38	
	PIR2	0,42	0,36	
	MNE	0,31	0,40	
	MNS	0,33	0,39	
	MNH	0,06	0,46	
	MNI	0,28	0,40	
	MNR	-0,02	0,48	
	MNP	0,02	0,47	
Régressions linéaires multiples	Prédicteurs du spectre visible	RVB	0,25	0,41
		CBVJR	0,55	0,32
	Visible + IR	RVB + RE + PIR1	0,55	0,32
		RVB + RE + PIR2	0,55	0,32
		RVB + PIR1 + PIR2	0,56	0,31
	Visible + MN	RVB + MNE +MNS	0,31	0,39
		RVB + MNE +MNH	0,31	0,39
		RVB + MNE +MNI	0,29	0,40
		RVB + MNE +MNR	0,29	0,40
		RVB + MNE +MNP	0,32	0,39
		RVB + MNS +MNH	0,31	0,39
		RVB + MNS +MNI	0,30	0,40
		RVB + MNS +MNR	0,30	0,40
		RVB + MNS +MNP	0,32	0,39
		RVB + MNH +MNI	0,35	0,38
	RVB + MNH +MNR	0,21	0,42	
	RVB + MNH +MNP	0,10	0,45	
	RVB + MNI +MNR	0,33	0,39	
	RVB + MNI +MNP	0,38	0,37	
	Visible + IR + MN	RVB + RE + MNE	0,65	0,28
...				
RVB + PIR1 + MNE		0,67	0,27	
...				
	RVB + PIR2 + MNE	0,65	0,28	

	...		
	<i>RE</i> + <i>PIR1</i> + <i>PIR2</i> + <i>MNE</i> + <i>MNS</i>	0,66	0,35
	...		
	<i>PIR1</i> + <i>PIR2</i> + <i>MNE</i> + <i>MNS</i> + <i>MNH</i>	0,62	0,37
	...		
IR + MN	<i>PIR1</i> + <i>PIR2</i> + <i>MNS</i> + <i>MNH</i> + <i>MNI</i>	0,66	0,35
	...		
	<i>PIR1</i> + <i>PIR2</i> + <i>MNH</i> + <i>MNI</i> + <i>MNR</i>	0,70	0,33
	...		
	<i>PIR1</i> + <i>PIR2</i> + <i>MNI</i> + <i>MNR</i> + <i>MNP</i>	0,75	0,30

La modélisation de l'atténuation des H_{m0} a donc été réalisée à partir de cette combinaison de prédicteurs spectraux et topographiques (Figure 115).

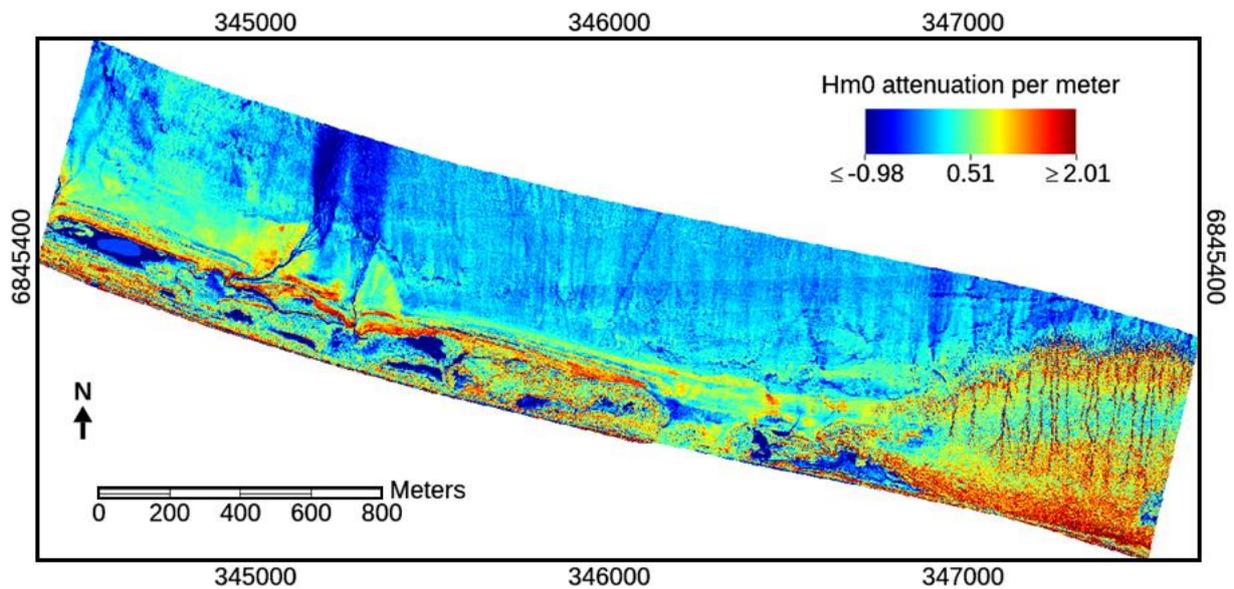


Figure 115. Modélisation spatiale de l'atténuation des H_{m0} , à partir des imageries WV-3 et LiDAR, par régression linéaire. Source : Muryet *al.* (2020b).

La modélisation spatiale de l'atténuation des hauteurs significatives des vagues, sur le site d'étude, réalisée à partir des mesures de vagues acquises *in situ* et de prédicteurs topographiques et spectraux, issus respectivement des imageries LiDAR et satellitaires WV-3, fait état de valeurs comprises entre -0,98 %/m (augmentation des valeurs de H_{m0}) et 2,01 %/m.

Discussion

Cette modélisation, sur un secteur plus étendu que lors des expérimentations précédentes, met en lumière le potentiel atténuateur de différents systèmes écotopographiques du domaine intertidal, avec des valeurs d'atténuations positives pour les cheniers coquilliers et les surfaces de schorre.

Les valeurs d'atténuations les plus importantes ont été modélisées sur la bordure nord du schorre situé à ouest de la zone d'étude, où l'on observe une microfalaise, et sur le secteur sud de ce même schorre, qui présente une végétation de haut schorre, plus dense et plus haute que dans les autres secteurs. Les cheniers coquilliers présents au centre de la zone d'étude présentent eux aussi des valeurs d'atténuations parmi les plus élevés au sein de la modélisation ($> 1\%/m$). On notera cependant des valeurs d'atténuation des H_{m0} par le chenier dégradé, inférieures à celles-modélisées pour des cheniers non-dégradés.

Les valeurs négatives, représentant un accroissement des H_{m0} sont principalement localisées sur la partie nord de la zone d'étude. Ceci s'explique en raison de l'absence de systèmes écotopographiques susceptibles de représenter un obstacle topographique à la progression des vagues. En effet, ce secteur de la zone d'étude est majoritairement constitué d'un estran sablo-vaseux, lequel ne contribue que faiblement à l'atténuation des vagues par friction. De plus, cette augmentation des H_{m0} trouve une partie de son explication dans la corrélation négative entre les hauteurs de vagues et la profondeur d'eau (Koh et Le Méhauté, 1966).

Cette modélisation spatiale à partir de bandes spectrales du proche infrarouge (PIR1 et PIR2) de l'imagerie satellitaire WV-3 et des modèles numériques dérivés de l'imagerie LiDAR, montre la complémentarité de ces sources de données d'imagerie pour la prédiction de l'atténuation des H_{m0} . En effet, elles permettent de mettre en évidence les éléments principaux régissant la circulation des eaux sur le site, à savoir le couvert végétal et le relief. Les bandes spectrales PIR1 et PIR2 sont particulièrement adaptées pour la caractérisation de la structure anatomique des feuilles du couvert végétal du schorre et sont donc utilisées comme proxy du volume de la végétation du site, dans le même temps les modèles numériques d'intensité, de pente et de rugosité permettent l'analyse des caractéristiques morphologiques du substrat.

Bien que le modèle ainsi réalisé présente un coefficient de détermination, R^2 , relativement élevé, il convient néanmoins de noter quelques pistes d'améliorations futures, notamment d'un point de vue méthodologique. En effet, afin d'obtenir un modèle plus robuste, une augmentation du nombre de stations de mesure des H_{m0} , ainsi qu'un placement de ces dernières de manière plus homogène sur le secteur d'étude est à prévoir. En effet, comme exposé en Figure 114, 12 des 19 points de mesure utilisés pour cette expérimentation sont localisés dans le secteur Est de la zone d'étude, entraînant possiblement des lacunes dans la modélisation spatiale de l'atténuation des H_{m0} dans les autres secteurs. De plus l'augmentation du nombre de points de mesure permettra l'ajout de prédictifs supplémentaires à la modélisation sans pour autant induire de biais statistique à la modélisation.

Les modélisations spatiales de l'atténuation des hauteurs de vagues par les systèmes écogéomorphologiques, réalisées par l'intermédiaire des régressions linéaires, simples et multiples ont permis de mettre en évidence plusieurs conclusions majeures :

La **pertinence des régressions linéaires** pour la modélisation spatiale de l'atténuation des vagues, avec l'obtention de coefficients de détermination élevés, permettant de juger de la robustesse des modèles,

L'**apport important des prédicteurs topographiques**, modèles numériques réalisés par des méthodes de photogrammétrie à partir des imageries drone et modèles numériques dérivés des acquisitions d'images par LiDAR aéroporté,

L'**intérêt des bandes spectrales du domaine du proche infrarouge et de leur produit dérivé (NDVI)** pour l'étude des sites présentant des systèmes écogéomorphologiques à dominante végétale tel que les schorres,

La **complémentarité des prédicteurs spectraux et topographiques** pour la modélisation spatiale de l'atténuation des vagues par les systèmes écogéomorphologiques littoraux.

1.3. Modélisation en 2D de l'atténuation des vagues par régression non-linéaire

En complément des travaux de modélisation en 2D de l'atténuation des Hm_0 , par les systèmes éco-géomorphologiques littoraux présents sur les différents sites d'étude, réalisés par l'intermédiaire de régressions linéaires, de nouvelles expérimentations à partir de régressions non-linéaires sont effectuées pour modéliser l'atténuation des vagues. Ce faisant il a été choisi de recourir à des procédés appartenant au champ de l'intelligence artificielle, et aux méthodes d'apprentissage automatique, avec l'utilisation de réseaux de neurones artificiels.

1.3.1. À partir de l'imagerie aérienne drone multispectrale

Eu égard aux bonnes performances de modélisation obtenues précédemment lors de l'utilisation de l'imagerie drone multispectrale, qui ont mis en évidence la pertinence des prédicteurs de l'imagerie multispectrale drone pour la modélisation de l'atténuation des Hm_0 , il a été choisi de recourir de nouveau à cette source d'imagerie multispectrale pour cette fois-ci étudier l'atténuation induite par une autre formation végétale, en l'occurrence un herbier marin à *Zostera marina*, et en utilisant un modèle statistique de régression non-linéaire.

Extrait de :

James, D., Mury, A., Collin, A., 2020.

“Coupling UAV multispectral imagery and neural network to model the seagrass coastal protection service”

Proceeding of SeatechWeek 2020 – Brest, France, 13-15 October 2020

Données

Les valeurs de Hm_0 à partir desquelles ont été calculées les valeurs d'atténuation proviennent d'une campagne de mesures *in situ*, réalisée le 10 mars 2020, sur une prairie de zostères (*Zostera marina*) localisée dans la baie du Prieuré, à Dinard. Lors de cette campagne, 17 appareils de mesures (capteurs de pression SP2T10 NKE), enregistrant à une fréquence de 2 Hz, et répartis sur six transects transversaux, ont été déployés (Figure 116).

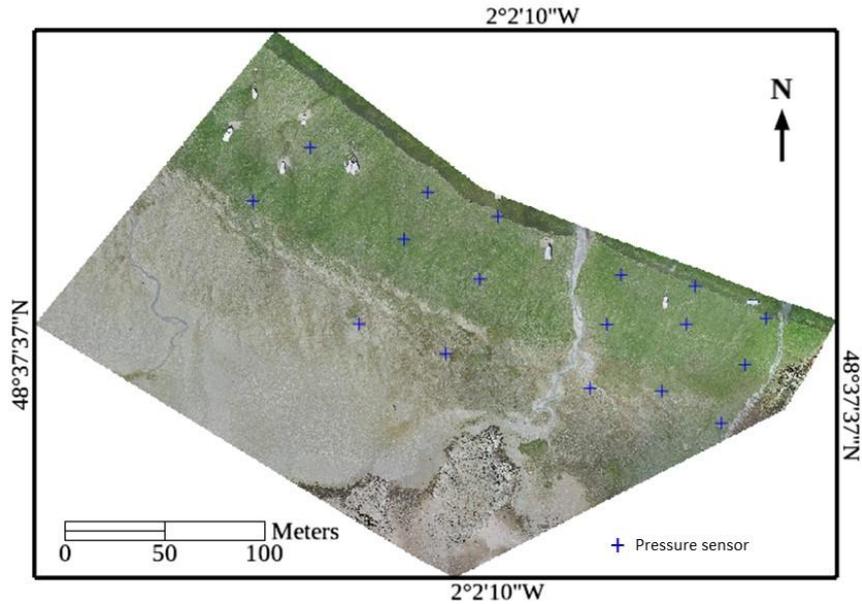


Figure 116. Localisation des stations de mesure sur le site d'étude. Source : James *et al.* (2020).

Les données d'imagerie multispectrale ont été acquises par l'intermédiaire d'une aile volante Sensefly eBee+® (cf. II- 1.1.2.2. N°3) et ont permis la conception de différents produits dérivés, à partir des bandes spectrales (*NDVI*) (Figure 117a) et par des méthodes de photogrammétrie (modèle numérique de surface, de pente, de rugosité) (Figure 117b, c, d).

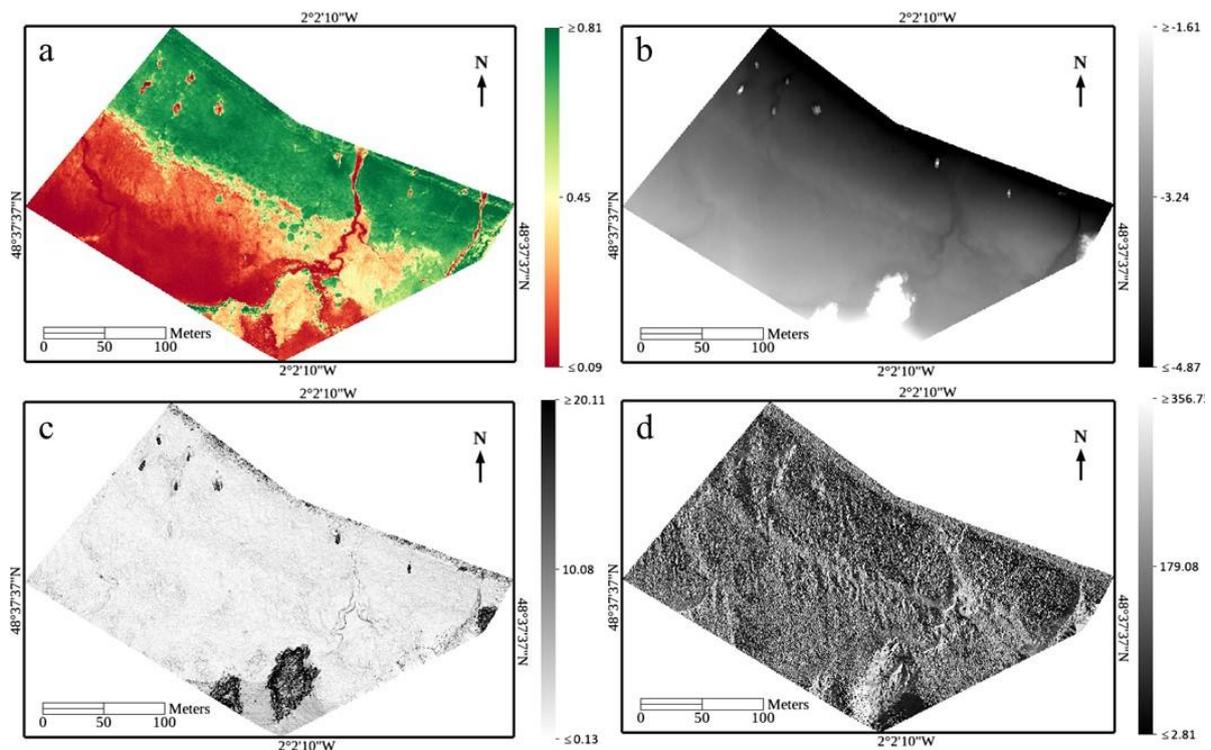


Figure 117. Produits dérivés de l'imagerie multispectrale drone, a) *NDVI*, b) modèle numérique de surface, c) modèle numérique de pente, et c) modèle numérique de rugosité. Source : James *et al.* (2020).

Corrélation des prédicteurs de l'imagerie multispectrale drone avec les valeurs d'atténuation

Afin de ne conserver que les prédicteurs les plus pertinents pour la modélisation à partir du réseau de neurones artificiels, la corrélation de chacun d'eux avec les valeurs d'atténuation des Hm_0 est étudiée à travers les coefficients de Pearson. Ainsi, ne seront conservés pour la modélisation que les quatre prédicteurs les mieux corrélés avec les valeurs d'atténuation (en valeur absolue).

Test des différentes architectures neuronales

Dans le cadre de cette expérimentation, deux architectures différentes de réseau neuronal artificiel sont testées, à 1 et 2 neurones, et comparées au modèle par régression linéaire multiple, à travers leurs coefficients de détermination R^2 et leurs erreurs quadratiques moyennes.

Résultats

Les prédicteurs de l'imagerie multispectrale drone qui présentent les meilleures corrélations, en valeurs absolues, avec les valeurs d'atténuation des Hm_0 calculées à partir des mesures réalisées in situ sont le proche infrarouge (PIR), l'indice de végétation normalisé (*NDVI*), le modèle numérique de surface (MNS) et le modèle numérique de rugosité (MNR) (Tableau 24).

Tableau 24. Coefficients de corrélation entre les prédicteurs de l'imagerie multispectrale drone et les valeurs d'atténuation.
Source : James *et al.* (2020).

	Coefficient de corrélation (Pearson)
Atténuation	1,00
Bleu	-0,05
Vert	-0,02
Rouge	0,01
<i>Red Edge</i>	-0,07
PIR	-0,12
<i>NDVI</i>	-0,22
MNS	0,32
MNP	0,11
MNR	0,19

Les tests portant sur les différentes architectures de réseau de neurones artificiels ont montré que l'architecture composée d'une couche cachée composée de deux neurones est celle qui affiche le coefficient de détermination (R^2) le plus élevé (Tableau 25).

Tableau 25. Architectures neuronales testées pour la modélisation spatiale de l'atténuation des Hm0 par la prairie de *Zostera marina*. Source : James *et al.* (2020).

	Coefficient de détermination (R^2)	EQM
Régression linéaire (0 neurone)	0,10	0,90
un neurone	0,07	0,56
deux neurones	0,90	0,17

Ce faisant, la modélisation est donc réalisée à partir du réseau composé de deux neurones artificiels (Figure 118).

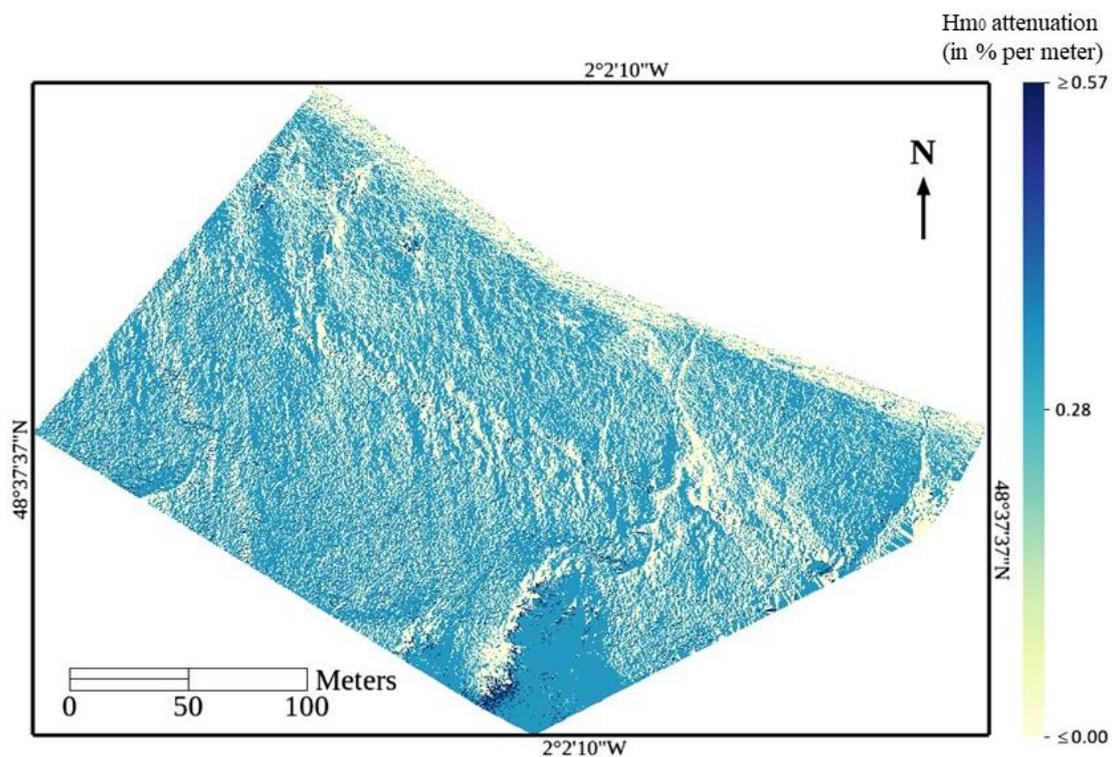


Figure 118. Modélisation spatiale de l'atténuation des Hm0 par la prairie de *Zostera marina*, réalisée par l'intermédiaire d'un réseau à deux neurones artificiels. Source : James *et al.* (2020).

Le modèle réalisé à partir des prédicteurs PIR, *NDVI*, *MNS* et *MNR*, utilisant le réseau composé de 2 neurones artificiels et affichant un coefficient de détermination R^2 de 0,90 pour une

erreur quadratique de 0,17, fait état de valeurs d'atténuation des Hm_0 allant jusqu'à 0,57 %/m (Figure 118).

Discussion

Le classement des prédicteurs PIR, *NDVI*, MNS et MNP comme étant ceux présentant les meilleures corrélations avec les valeurs d'atténuation des Hm_0 trouve son explication dans le fait que la végétation et les caractéristiques topographiques du site sont les principaux éléments régissant la circulation des eaux, éléments dont les caractéristiques peuvent être mis en évidence par l'utilisation de ces prédicteurs. En effet, le prédicteur PIR s'avère être particulièrement adapté pour la caractérisation anatomique des feuilles de la végétation et constitue donc un proxy du volume de la végétation et le *NDVI* permet de mettre en évidence la densité de végétation.

Conclusion

Cette expérimentation vient confirmer la pertinence des différents prédicteurs spectraux issus de l'imagerie drone multispectrale et particulièrement du spectre du proche infrarouge, pour la modélisation spatiale de l'atténuation des Hm_0 par une formation végétale (cf. III-1.2.3). Cette pertinence est notamment illustrée par la présence des prédicteurs PIR et du produit dérivé *NDVI* parmi les prédicteurs les plus corrélés avec les valeurs d'atténuations calculées.

De plus, cette étude vient corroborer l'hypothèse de recherche selon laquelle la prairie de *Zostera marina*, par l'intermédiaire de son système caulinaire et de sa capacité à capter les sédiments et ainsi modifier la topographie, a la capacité d'induire une réduction des Hm_0 , ainsi que l'illustre les valeurs modélisées pouvant atteindre 0.57%/m sur le site d'étude.

1.3.2. À partir de l'imagerie satellite superspectrale WorldView-3

Suivant le protocole mis en place lors des expérimentations de modélisation à partir de régressions linéaires, l'imagerie satellite WorldView-3 est également utilisée, à la suite des imageries drones, comme source de prédicteurs spectraux pour la modélisation spatiale de l'atténuation des H_{m0} , à partir de régressions non-linéaires. Néanmoins, à la différence de l'expérimentation présentée en III-1.2.3, l'intégralité des 16 bandes spectrales de l'imagerie WV-3 est utilisée. Les huit bandes spectrales du spectre infrarouge viennent donc numériquement remplacer les modèles numériques dérivés de l'imagerie LiDAR, afin d'étudier leur apport pour la modélisation.

Extrait de :

Mury, A., Collin, A., James, D., 2020.

“Mapping nature-based coastal protection using submeter superspectral WorldView-3 satellite imagery and artificial neural network”

Article de journal –Coastal Engineering Journal – Special Issue “Blue carbon and Green infrastructure”

Soumis le 31 août 2020

Cette expérimentation poursuit deux objectifs. En effet, elle vise d'une part à analyser la pertinence de l'imagerie satellite superspectrale WV-3, pour la modélisation spatiale de l'atténuation des H_{m0} , mais elle vise également à étudier l'apport de l'intelligence artificielle, via un réseau de neurones artificiels, pour la réalisation de cette modélisation.

Données

Les mesures de H_{m0} utilisées pour mener à bien cette expérimentation sont les mêmes que celles utilisées en III-1.2.2.

Concernant les données d'imagerie satellite WV-3, contrairement à l'expérimentation présentée en III-1.2.3., l'utilisation des 16 bandes spectrales (II-1.1.2.4) a été rendue possible par le choix d'une zone d'expérimentation plus restreinte.

Corrélation des prédicteurs de l'imagerie WV-3 avec les valeurs d'atténuation

De manière à évaluer la pertinence des différentes bandes spectrales de l'imagerie superspectrale WV-3 pour la modélisation spatiale de l'atténuation des H_{m0} , la corrélation de chacune d'elles avec les valeurs d'atténuation est testée et évaluée par l'intermédiaire de son coefficient de corrélation (coefficient de Pearson). Compte tenu du nombre de valeurs d'atténuation disponibles sur

cette zone d'étude, il a été choisi de ne sélectionner pour la modélisation que les prédicteurs présentant les meilleures corrélations (coefficient de Pearson $< 0,60$) avec les valeurs d'atténuation.

Test des différentes architectures neuronales

Afin de sélectionner le modèle statistique le plus pertinent pour la modélisation spatiale, différentes architectures neuronales, à 1, 2 et 3 neurones ont été expérimentées. Les différents modèles sont évalués par l'intermédiaire de leur coefficient de détermination, R^2 , et comparées au R^2 obtenu par le biais d'un modèle de régression linéaire multiple.

Résultats

Les bandes spectrales de l'imagerie WV-3 ayant présenté les meilleures corrélations avec les valeurs d'atténuation des Hm_0 sont le proche infrarouge 1 (PIR1), PIR2 et le moyen infrarouge 1 (MIR1) (Tableau 26).

Tableau 26. Coefficients de corrélation entre les prédicteurs de l'imagerie superspectrale WorldView-3 et les valeurs d'atténuation. Source : Mury *et al.* (2020e).

	Coefficient de corrélation (Pearson)
Atténuation	1,00
Côtier	-0,3562
Bleu	-0,4046
Vert	-0,3829
Jaune	-0,3681
Rouge	-0,3492
<i>Red Edge</i>	0,3577
PIR1	0,6396
PIR2	0,6711
MIR1	0,6432
MIR2	0,5131
MIR3	0,5472
MIR4	0,5217
MIR5	0,4082
MIR6	0,4194
MIR7	0,3841
MIR8	0,3508

Parmi les architectures neuronales testées, celle qui a présenté le meilleur coefficient de détermination est celle composée d'une couche cachée de trois neurones (Tableau 27).

Tableau 27. Architectures neuronales testées pour la modélisation spatiale de l'atténuation des Hm0. Source : Mury *et al.* (2020e).

	Coefficient de détermination (R^2)	EQM
Régression linéaire (0 neurone)	0,57	0,36
un neurone	0,63	0,29
deux neurones	0,87	0,15
Trois neurones	0,98	0,06

Trois modèles spatialement explicites de l'atténuation de Hm₀ ont été réalisés en utilisant le modèle doté d'une couche cachée composée de 3 neurones.

Le premier modèle (modèle N°1, R^2 : 0,98) présente des valeurs d'atténuation allant d'une augmentation des Hm₀ de 3,33 %/m à une diminution de 5,92 %/m et une valeur d'atténuation moyenne des Hm₀ de 0,48 %/m (Figure 119).

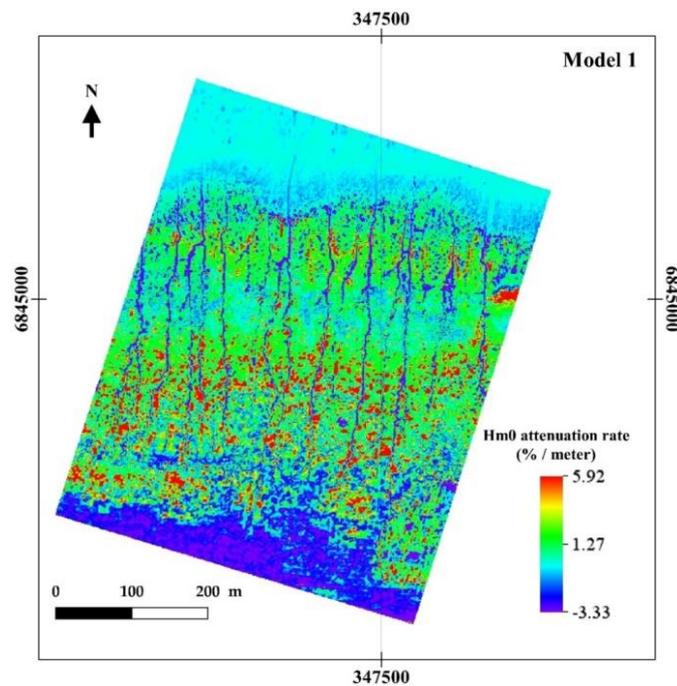


Figure 119. Modélisation spatiale N°1 de l'atténuation des Hm₀, réalisée par l'intermédiaire d'un réseau à trois neurones artificiels. Source : Mury *et al.* (2020e).

Le second modèle (modèle N°2, $R^2 : 0,98$) affiche des valeurs d'atténuation de Hm_0 comprises entre $-3,19 \text{ \%/m}$ et $4,60 \text{ \%/m}$ (Figure 120). En utilisant ce modèle, la valeur moyenne des atténuations prédites sur le site d'étude est de $0,43 \text{ \%/m}$.

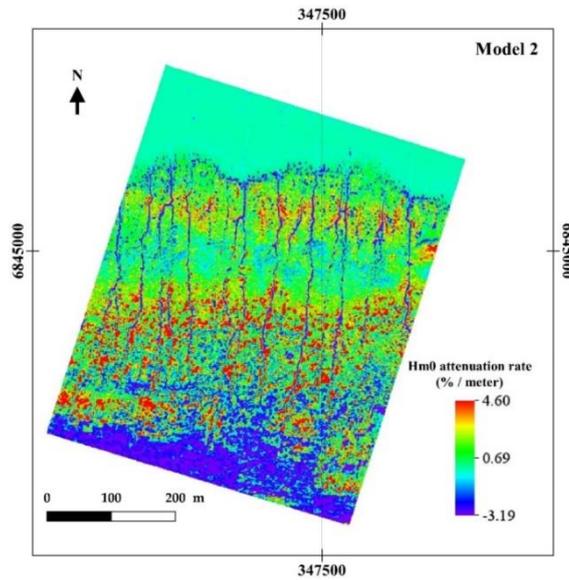


Figure 120. Modélisation spatiale N°2 de l'atténuation des Hm_0 , réalisée par l'intermédiaire d'un réseau à trois neurones artificiels. Source : Mury *et al.* (2020e).

La troisième modélisation (modèle N°3, $R^2 : 0,98$) a prédit des valeurs d'atténuation comprises entre $-3,90$ et $4,90 \text{ \%/m}$ à travers le schorre et une valeur d'atténuation moyenne proche de $0,37 \text{ \%/m}$ (Figure 121).

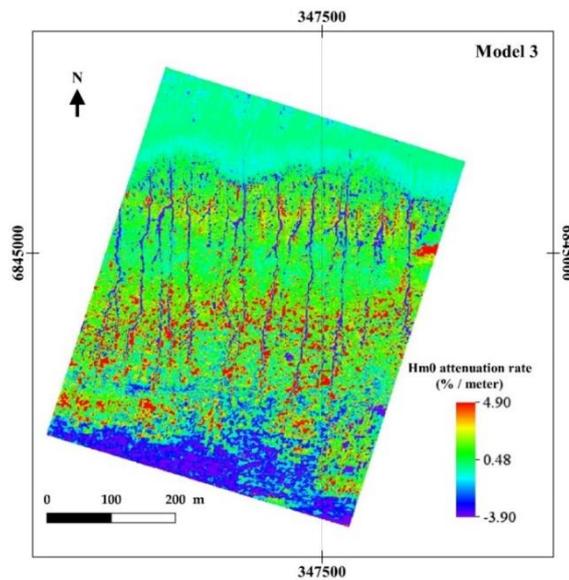


Figure 121. Modélisation spatiale N°3 de l'atténuation des Hm_0 , réalisée par l'intermédiaire d'un réseau à trois neurones artificiels. Source : Mury *et al.* (2020e).

La cartographie des valeurs moyennes d'atténuation de Hm_0 , dérivée des trois modèles précédents, révèle des valeurs d'atténuation allant d'une augmentation de Hm_0 de 3,45 %/m à une diminution de plus de 5 %/m (Figure 122). La valeur d'atténuation moyenne de Hm_0 sur l'ensemble du site d'étude est proche de 0,42 %/m.

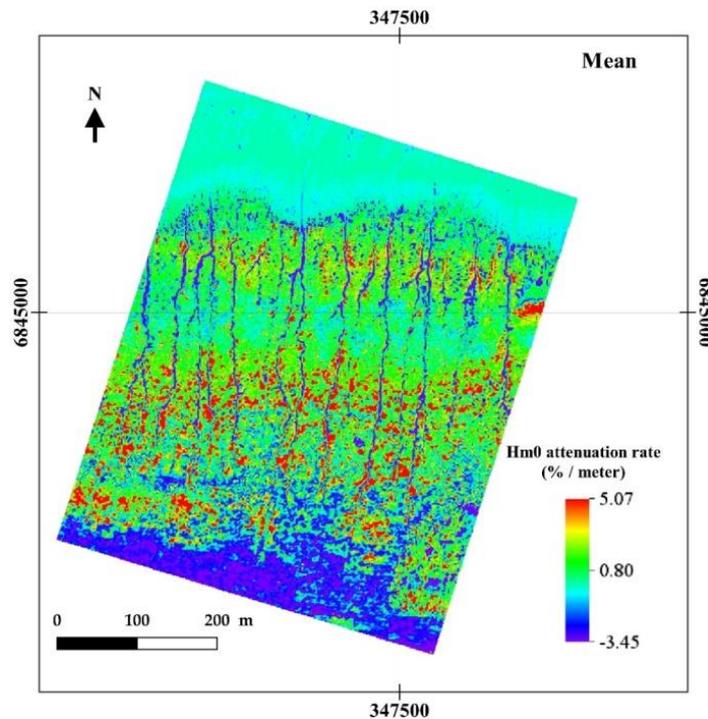


Figure 122. Modélisation spatiale des moyennes atténuation des Hm_0 . Source : Mury *et al.* (2020e).

Discussion

La sélection des bandes spectrales PIR1, PIR2 et MIR comme prédicteurs pour la modélisation, en raison de leur forte corrélation avec les valeurs d'atténuation Hm_0 (Tableau 26), peut être expliquée par les caractéristiques de ces bandes spectrales. En effet, les bandes spectrales du proche infrarouge (PIR1 et PIR2) sont particulièrement bien adaptées à la détection de la végétation en raison de l'absorption de la lumière dans le domaine du proche infrarouge par la matière organique et donc par la végétation. Les bandes spectrales PIR permettent notamment de mettre en évidence la structure anatomique des feuilles et sont utilisées, dans cette étude, comme un proxy du volume de la végétation (Merrien *et al.*, 2010 ; Gerber, 2011). Les bandes spectrales MIR, quant à elles, révèlent l'absorption de la lumière par l'eau, et permettent de déterminer l'état de santé et le développement de la végétation (Gerber, 2011).

Le modèle réalisé par l'intermédiaire du réseau de neurones artificiels à 3 neurones présente un coefficient de détermination supérieur aux autres modèles composés d'une couche cachée de 0, 1 ou 2 neurones (Tableau 27), car l'augmentation du nombre de neurones dans la couche cachée entraîne

une augmentation du pouvoir de séparation et donc de reconnaissance et d'analyse du modèle (Kaadoud et Garenne, 2018).

Les trois modèles d'atténuation Hm_0 réalisés à l'aide de la meilleure modélisation utilisant le meilleur réseau de neurones, à savoir le modèle à 3 neurones, basé sur des images *in silico* WV-3 submétriques et des mesures de vagues *in situ* (Figure 119, Figure 120, Figure 121) ont montré des valeurs moyennes d'atténuation Hm_0 dans la gamme de 0,37 à 0,48 %/m (Figure 122). Ces valeurs d'atténuation du Hm_0 sont comparables aux taux d'atténuation moyens enregistrés dans la littérature, qui font état de taux d'atténuation moyens proches de 0,40 %/m (Moeller *et al.*, 1999 ; Cooper 2005 ; Mury *et al.*, 2020).

Les taux d'atténuation les plus élevés prédits par la modélisation ont été principalement distribués en bordure de schorre, le long de la rupture de pente matérialisée par le talard (ou micro-falaise), induisant un déferlement des vagues, et également à l'endroit de la formation semi-ligneuse de *Halimione portulacoides* en raison d'une augmentation de la rugosité attribuable à la biomasse dense sur pied, mise en évidence à l'aide de la réflectance spectrale utilisée comme indicateur du volume de la végétation. Au contraire, les valeurs d'atténuation les plus faibles prévues ont été localisées, sur les différents modèles, dans des zones présentant une couverture végétale de faible densité (partie sud du site d'étude) ou dans lesquelles la végétation est totalement absente (partie nord du site d'étude).

Conclusion

L'utilisation de données submétriques telles que l'imagerie satellite superspectrale WV-3 et les mesures de vagues Hm_0 , dans un modèle d'atténuation basé sur un réseau de neurones artificiels et l'imagerie WV-3 a permis d'obtenir des résultats spatialement explicites très précis de la solution d'atténuation des vagues basée sur la nature. Les résultats de la corrélation entre les 16 bandes spectrales WV-3 et les valeurs d'atténuation de Hm_0 ont permis de mettre en évidence le PIR1, le PIR2 et le MIR 1 (coefficient de Pearson : 0,6396, 0,6711, 0,6432, respectivement) comme les trois prédicteurs les plus pertinents pour la réalisation de la modélisation spatiale. Ensuite, parmi les différents modèles testés, le plus efficace, compte tenu de son coefficient de détermination (R^2 : 0,98), est celui qui utilise un réseau à 3 neurones artificiels.

Les valeurs moyennes de l'atténuation Hm_0 prédites par la méthode avec un réseau à trois neurones se situaient entre 0,37 %/m et 0,48 %/m.

1.3.3. À partir des imageries satellite superspectrale WorldView-3 et aérienne LiDAR

Extrait de :

Mury, A., Collin, A., James, D., 2020.

“Protection naturelle contre la submersion, apport de l’intelligence artificielle”

Article de journal -Bulletin du comité français de cartographie

Numéro spécial “Cartorisk”

Soumis le 10 août 2020

L’objectif de ce travail est de tester la modélisation spatiale de l’atténuation des hauteurs significatives des vagues par les systèmes écogéomorphologiques littoraux, à partir des imageries satellite superspectrale WV-3 et LiDAR aéroportée, par l’intermédiaire de l’intelligence artificielle et plus particulièrement d’un réseau de neurone artificiel.

Données

Les données de mesures des H_{m0} ainsi que les modèles numériques dérivés de l’imagerie LiDAR (MNE, MNS, MNH, MNI, MNP, MNR) sont les mêmes que celles utilisées dans le cadre de l’expérimentation présentée en III-2.1.3. Les données d’imagerie satellitaires WorldView-3 sont quant à elles quelque peu différentes avec l’utilisation des 16 bandes spectrales (côtier : 400-450 nm, bleu : 450-510 nm, vert : 510-580 nm, jaune : 585-625 nm, rouge : 630-690 nm, Red Edge : 705-745 nm, proche infrarouge 1 (PIR1) : 770-895 nm, PIR2 : 860-1040 nm, infrarouge à ondes courtes 1 (MIR1) : 1195-1225 nm, MIR2 : 1550-1590 nm, MIR3 : 1640-1680 nm, MIR4 : 1710-1750 nm, MIR5 : 2145-2185 nm, MIR6 : 2185-2225 nm, MIR7 : 2235-2285 nm, MIR8 : 2295-2365 nm) et non plus uniquement les huit bandes du spectre visible.

Corrélation des prédicteurs de l’imagerie WV-3 avec les valeurs d’atténuation

Afin de déterminer les prédicteurs des imageries à utiliser pour la modélisation par réseau de neurones artificiels, la corrélation de chacun d’eux (6 MN LiDAR + 16 bandes WV-3) avec les valeurs d’atténuation calculées a été quantifiée puis n’ont été retenus que les prédicteurs affichant des coefficients de corrélation (Pearson) supérieurs ou égaux à 0,60.

Test des différentes architectures neuronales

Afin de sélectionner le modèle statistique le plus pertinent pour la modélisation spatiale, différentes architectures neuronales, à 1, 2 et 3 neurones, ont été expérimentées. Les différents

modèles sont évalués par l'intermédiaire de leur coefficient de détermination, R^2 , et comparées au R^2 obtenu par le biais d'un modèle de régression linéaire multiple.

Résultats

Parmi les bandes spectrales de l'imagerie hyperspectrale WV-3 et les modèles numériques dérivés de l'imagerie LiDAR, ceux qui présentent des coefficients de corrélation supérieurs à 0,60 sont au nombre de cinq, le proche infrarouge 1 (PIR1), PIR2, le moyen infrarouge 1 (MIR1), le MNE et le MNS (Tableau 28). Ces différentes bandes spectrales et modèles numériques seront donc utilisés comme prédicteurs du réseau de neurones artificiels pour la modélisation spatiale de l'atténuation des Hm_0 sur le site d'étude.

Tableau 28. Coefficients de corrélation entre les prédicteurs des imageries WorldView-3 et LiDAR et les valeurs d'atténuation. Source : Mury *et al.* (2020d).

	Coefficient de corrélation (Pearson)
Atténuation	1,00
Côtier	-0,3562
Bleu	-0,4046
Vert	-0,3829
Jaune	-0,3681
Rouge	-0,3492
<i>Red Edge</i>	0,3577
PIR1	0,6396
PIR2	0,6711
MIR1	0,6432
MIR2	0,5131
MIR3	0,5472
MIR4	0,5217
MIR5	0,4082
MIR6	0,4194
MIR7	0,3841
MIR8	0,3508
MNE	0,6164
MNS	0,6224
MNH	0,3942

MNI	0,5671
MNP	0,2088
MNR	0,2549

Au regard des résultats affichés par les architectures neuronales expérimentées à partir des cinq prédicteurs spectraux et topographiques, il a été choisi de réaliser la modélisation spatiale de l'atténuation des Hm_0 en utilisant une couche cachée composée de trois neurones, qui présente un coefficient de détermination de 0,99 et une racine de l'erreur quadratique moyenne de 0,02 (Tableau 29).

Tableau 29. Architectures neuronales testées pour la modélisation spatiale de l'atténuation des Hm_0 . Source : Mury *et al.* (2020d).

	Coefficient de détermination (R^2)	EQM
Régression linéaire (0 neurone)	0,59	0,39
un neurone	0,58	0,28
deux neurones	0,99	0,09
Trois neurones	0,99	0,02

La modélisation réalisée à partir des cinq prédicteurs préalablement sélectionnés et le réseau de neurones artificiels, affiche un coefficient de détermination R^2 de 0,99 et une erreur de 0,02 %/m. Les valeurs d'atténuation modélisées sur le site d'étude montrent des variations allant d'une augmentation des Hm_0 de 1,14%/m à une réduction de celles-ci de 2,76%/m, avec une valeur d'atténuation moyenne des Hm_0 de 0,24 %/m (Figure 123).

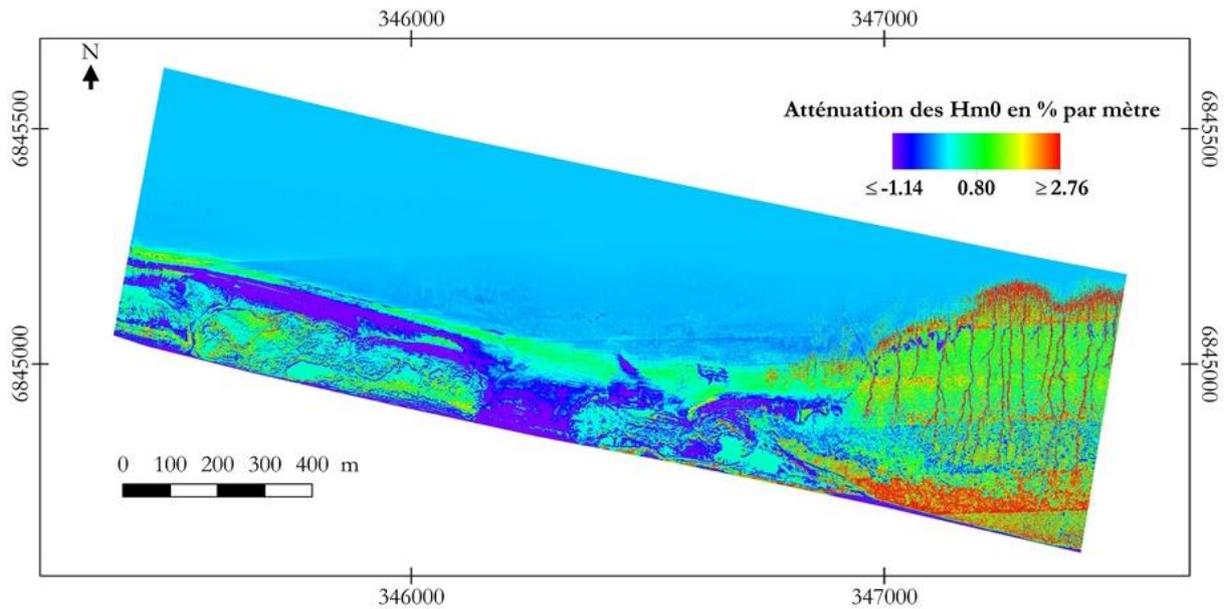


Figure 123. Modélisation spatiale de l'atténuation des Hm_0 , à partir des imageries WV-3 et LiDAR, par un réseau à trois neurones artificiels. Source : Mury *et al.* (2020d).

Discussion

Les fortes corrélations des prédicteurs spectraux PIR1, PIR2 et MIR1 de l'imagerie WV-3 et topographiques, MNE et MNS, dérivés de l'imagerie LiDAR, avec les valeurs d'atténuation des Hm_0 , mettent en évidence l'importance de la végétation et de la topographie dans la régulation de la circulation des eaux et dans leur rôle dans l'atténuation des vagues, susceptibles de causer des phénomènes de submersion marine. En effet, les bandes spectrales PIR1, PIR2 et MIR1 se révèlent particulièrement adaptées pour la caractérisation de la végétation, notamment son volume et son état de santé. Ces informations attenantes au couvert végétal sont complétées par les informations topographiques contenues dans les modèles numériques de surface et d'élévation réalisés à partir de l'imagerie active LiDAR, qui peuvent être considérées notamment comme proxy de la rugosité induite par la végétation.

La bonne performance de modélisation affichée par le réseau neuronal constitué d'une couche cachée de 3 neurones artificiels ($R^2 : 0,99$, EQM : 0,02) s'explique par la complexité du réseau utilisé pour la modélisation, qui offre une capacité d'analyse du site et de détermination supérieure aux autres modèles, moins complexes.

S'agissant des valeurs d'atténuations présentées au sein de la modélisation spatiale, on observe une concentration des fortes valeurs sur la partie Est du site d'étude (jusqu'à 2,76 %/m), constituée d'une surface de schorre. Les atténuations prédites sont particulièrement importantes en bordure Nord de cette surface de schorre, avec la présence d'un front de végétation et d'un talard, mis en évidence respectivement par les bandes spectrales infrarouge et les modèles numériques. Cette concentration de fortes valeurs s'expliquent par le phénomène de déferlement des vagues au contact de la bordure du schorre et par la rencontre des vagues avec le front de végétation pionnière, composé majoritairement

de *Spartina anglica*, de *Salicornia div. sp* et de *Sueda maritima*. En contraste de ces fortes valeurs d'atténuations on observe des valeurs négatives (jusqu'à -1,14 %/m), synonymes de reprise de hauteur et d'énergie des vagues sur différents secteurs, notamment au centre et au Sud-Ouest de la zone d'étude. Ces zones de regain d'énergie des vagues coïncident, non sans raison, avec les secteurs du site d'étude présentant un développement restreint en termes de végétation et une topographie artificiellement modelée, avec l'arasement mécanique des cheniers coquilliers. L'absence d'éléments dissipateurs permettant ainsi aux vents locaux de recharger les vagues.

Les travaux de modélisation spatiale réalisés dans cette section, ont **mis en évidence la pertinence de l'utilisation des modèles de régressions non-linéaires**, fonctionnant à partir de réseaux présentant une couche cachée de neurones artificiels, pour la modélisation spatiale de l'atténuation des vagues par les systèmes écogeomorphologiques côtiers. Les meilleures performances de modélisation ont été obtenues par les réseaux présentant le plus grand nombre de neurones artificiels (3), cependant ce résultat devra être confirmé par l'utilisation de réseaux présentant un plus grand nombre de neurones artificiels au sein de la couche cachée.

Les modélisations spatiales ont également mis en évidence **l'intérêt des bandes spectrales du proche et moyen infrarouge** pour l'étude des systèmes écogeomorphologiques littoraux à dominante végétale.

1.4. Cartographie des incertitudes de la modélisation spatiale

Lorsque des modèles spatiaux sont établis il est possible d'étudier les incertitudes de ceux-ci à travers différentes variables statistiques telles que la moyenne des modèles, la variance des différentes distributions, leur écart type, leur asymétrie ou encore leur aplatissement.

1.4.1. Cartographie des incertitudes par l'étude de la variance

Extrait de :

Mury, A., Collin, A., James, D., 2020.

“Mapping nature-based coastal protection using submeter superspectral WorldView-3 satellite imagery and artificial neural network”

Article de journal - Coastal Engineering Journal – Special Issue “Blue carbon and Green infrastructure”

Soumis le 31 août 2020

Afin d'illustrer cette analyse des incertitudes de modélisation il a été choisi d'étudier la variance entre les trois modèles réalisés à partir de l'imagerie superspectrale WV-3 et d'un réseau présentant une couche cachée de trois neurones artificiels, et présentés en III-1.3.2.

La variance, σ^2 , comme mesure de la dispersion des valeurs, est l'espérance de l'écart au carré d'une variable aléatoire par rapport à sa moyenne, $\sum(x-\mu)^2$.

Elle mesure donc la dispersion des valeurs de la distribution par rapport à la moyenne et sa valeur est toujours positive. Dans cette étude de cas, l'unité de variance est le carré du pourcentage d'atténuation des Hm_0 par mètre($\%/m$)².

La formule de variance utilisée comme proxy de l'incertitude de modélisation a été calculée comme suit :

$$\sigma^2 = \frac{\sum(x-\mu)^2}{N} \quad (13)$$

Résultats

La cartographie de la variance des trois modèles présentés en III-1.3.2., et utilisé en tant que représentation des incertitudes de modélisation, fait état de valeurs comprise entre 0 et 2,12 ($\%/m$)² et d'une valeur moyenne de 0,52 ($\%/m$)² sur l'ensemble du site d'étude (Figure 124).

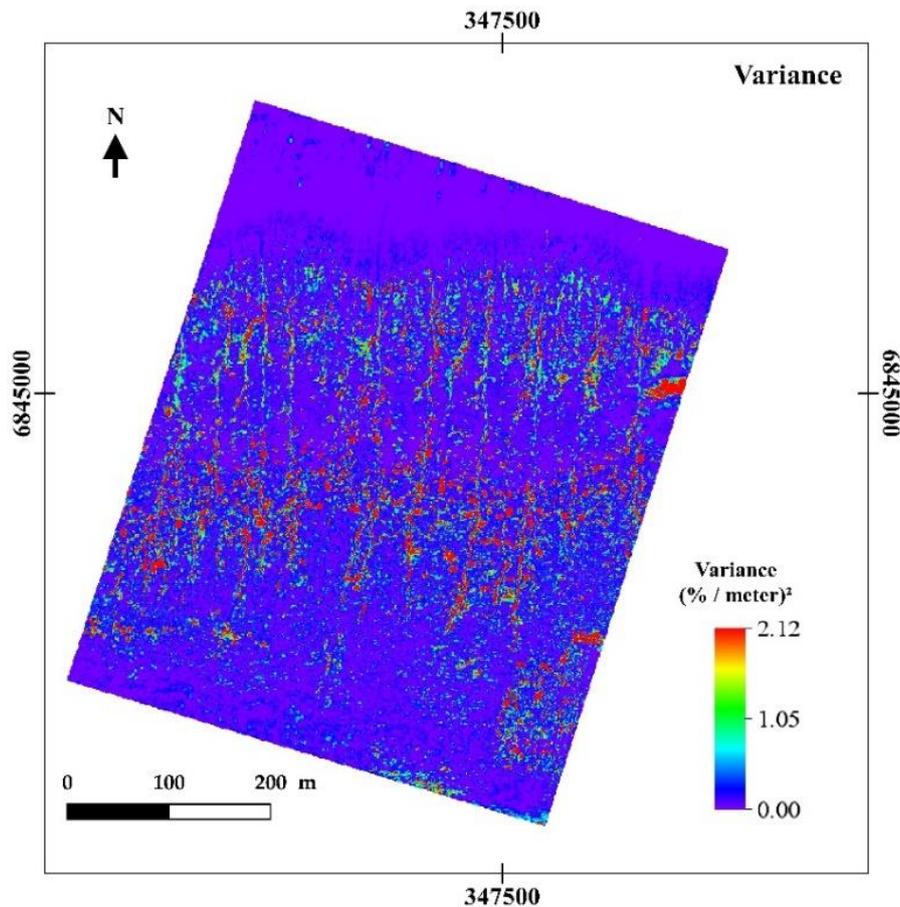


Figure 124. Modélisation spatiale de la variance des valeurs d'atténuation des Hm_0 . Source : Mury *et al.* (2020e).

Discussion

Les secteurs du site d'étude présentant les valeurs d'incertitude les plus élevées ont montré une variance supérieure à 2 (%/m)^2 . Il semble que ces secteurs correspondent principalement aux chenaux tidaux et à la bordure nord du schorre, qui présente une microfalaise. La localisation de ces zones d'incertitude sur le site peut s'expliquer par la présence d'ombres dans des secteurs topographiquement bas. Les ombres peuvent en effet induire des erreurs lors de l'utilisation des méthodes de télédétection en provoquant des fausses couleurs et des distorsions de forme des objets (Singh *et al.*, 2012, Shahtahmassebi *et al.* 2013). Pour les mêmes raisons, on retrouve des valeurs de variance plus élevées dans le secteur où on observe une végétation buissonnante à *Halimione portulacoides* susceptible d'occasionner un ombrage plus important.

Néanmoins, il existe plusieurs options pour corriger ce biais dans l'ensemble de données pour les études futures. Il est notamment possible d'utiliser des modèles de couleurs invariantes, utilisant l'image du rapport spectral en teinte, en intensité et en saturation, des indices de végétation pour détecter les ombres (Shahtahmassebi *et al.* 2013), ou encore des opérateurs non locaux pour la compensation des ombres (Li *et al.*, 2014).

L'ajout de modèles numériques (élévation, surface, pente) aux prédicteurs du modèle par réseau de neurones artificiels pourrait également être une méthode de dé-ombrage fructueuse, puisque ces produits dérivés ne présentent pas d'ombres (Shahtahmassebi *et al.* 2013).

Conclusion

L'incertitude de modélisation, mise en évidence par la variance des trois modèles utilisant le réseau à trois neurones artificiels, est principalement répartie dans des zones présentant des changements topographiques importants (chenaux de marée, bordure du schorre) et à végétation buissonnante, et peut s'expliquer par l'existence d'ombres dans ces zones. En effet, les ombres pourraient induire en erreur les résultats de la télédétection optique. Au contraire, les secteurs présentant de faibles incertitudes sont principalement situés dans les zones topographiquement homogènes telles que la partie nord du site d'étude avec la slikke et au cœur du schorre.

1.4.2. Cartographie des incertitudes par l'étude de l'écart-type

De la même manière que les incertitudes de modélisation peuvent être étudiées par l'intermédiaire de la variance des valeurs, elles peuvent également être analysées par le biais de l'écart-type des valeurs entre les différents modèles.

L'écart-type, σ , est la moyenne quadratique des écarts par rapport à la moyenne, soit la racine carrée de la variance.

Il est calculé tel que :

$$\sigma^2 = \sqrt{\frac{\sum(x-\mu)^2}{N}} \quad (14)$$

Résultats

La cartographie des incertitudes, réalisée à partir des valeurs d'écart-type entre les trois modèles établis à partir de l'imagerie superspectrale WV-3 et du réseau à trois neurones artificiels (cf. III-1.3.2.), présente des valeurs comprises entre 0,03%/m et 1,46%/m et une valeur moyenne de 0,45%/m (Figure 125).

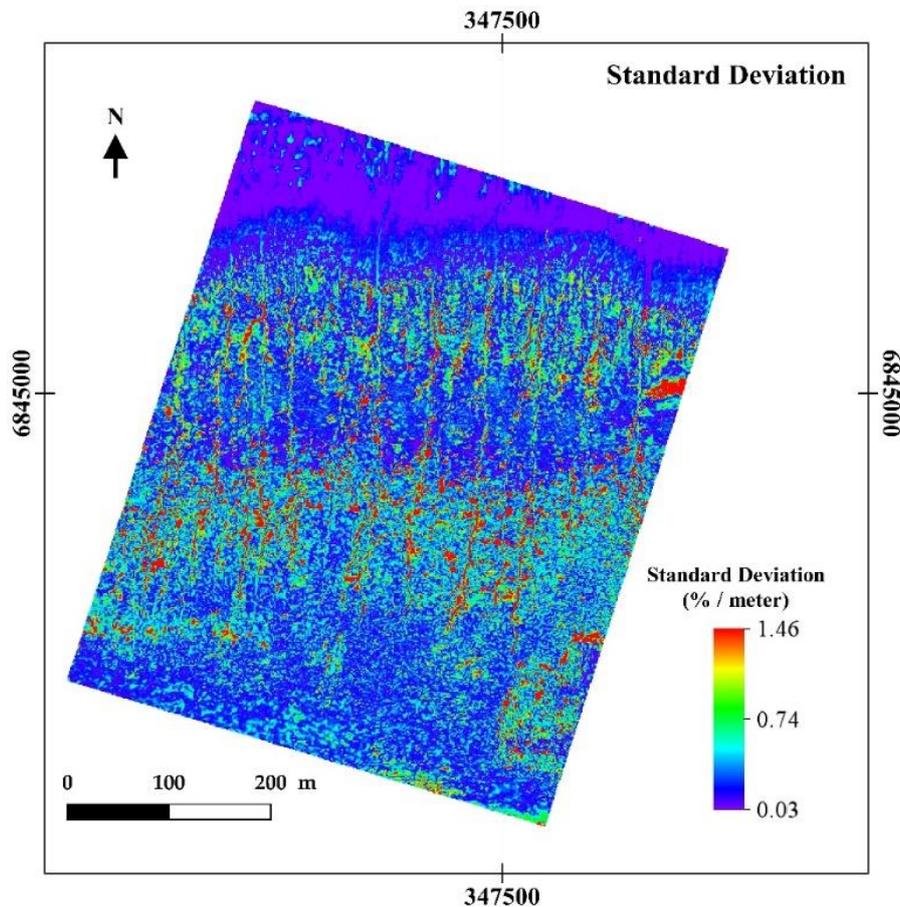


Figure 125. Modélisation spatiale de l'écart-type des valeurs d'atténuation des H_{m0} . Source : Mury *et al.* (2020e).

Discussion

À l'instar de la cartographie des incertitudes de modélisation réalisée par l'intermédiaire de la variance, et pour les mêmes raisons, celle basée sur l'étude de l'écart-type, présente les valeurs les plus élevées dans les secteurs que sont la bordure du schorre, les chenaux tidaux et dans la zone dite de moyen-schorre constituée d'une végétation buissonnante.

1.4.3. Autres sources d'incertitude

En plus des incertitudes mises en avant par les analyses statistiques, il est également important de noter qu'il existe des sources d'incertitudes liées aux méthodes et matériels utilisés pour la réalisation des différentes modélisations, par régression linéaire comme par l'intermédiaire des réseaux de neurones.

En effet, en ce qui concerne l'acquisition des mesures de H_{m0} , le matériel utilisé, à savoir les sondes de pression-température NKE SP2T présentant une marge d'erreur instrumentale de 0,02 m, l'ensemble des valeurs de H_{m0} et des valeurs d'atténuations calculées à partir de celles-ci sont donc soumises à cette marge d'erreur instrumentale.

Par ailleurs, comme mentionné en II-1.1.1.1, lors du déploiement des appareils sur les différents sites d'étude, ceux-ci sont placés à une hauteur de 0,05 m au-dessus du sol, hauteur corrigée lors du traitement du signal des vagues. Cependant, les vagues peuvent occasionner un déplacement léger (enfouissement/extraction) du support de l'appareil et un phénomène d'affouillement peut s'observer au pied de ceux-ci, la hauteur initiale de 0,05 m peut donc connaître quelques variations (qui demeurent cependant minimales).

Concernant toujours l'acquisition des valeurs de H_{m0} , lors du traitement du signal, les valeurs de pressions atmosphériques retranchées de l'enregistrement brut sont acquises par la station météo-France la plus proche du site d'étude (20 km), ce faisant il peut exister des variations entre ces valeurs enregistrées et les valeurs de pression locale.

Enfin, lors de la modélisation de l'atténuation des H_{m0} , il convient de noter que les données d'imageries et produits dérivés utilisés comme prédicteur de la modélisation présentent également des précisions variables, pouvant induire des incertitudes.

Chapitre 2 – Intégration de la modélisation spatiale à l'analyse du risque

À l'issue des expérimentations menées pour la modélisation spatiale de l'atténuation des H_{m0} , celles-ci peuvent être intégrées en tant que composantes de la vulnérabilité, aux analyses de risque de submersion marine.

Ainsi, au sein de ce chapitre, les modélisations spatiales établies en III-1.2.3 et III-1.3.3, respectivement par l'intermédiaire d'une régression linéaire multiple et d'un réseau de neurones artificiels, sont incorporées à l'analyse de la vulnérabilité (cf. II-2.1.3) lors de la création d'un indice de risque de submersion marine pour les éléments du cadre bâti situés à proximité des sites d'expérimentation.

Extraits de :

Mury, A., Collin, A., Jeanson, M., James, D., Gloria, H., Pastol, Y., Etienne, S., 2020.

“Mapping nature-based marine flooding risk using VHR wave, airborne LiDAR and satellite imagery: the case study of the Dol marsh (Bay of Mont-Saint-Michel, France)”

Article de journal - Journal of Coastal Research, 95(sp1), 743-747

Proceeding of International Coastal Symposium – Seville, Spain, 20-23 April 2020

Soumis le 31 mars 2019, accepté le 13 février 2020, publié le 26 mai 2020

<https://doi.org/10.2112/SI95-145.1>

Mury, A., Collin, A., James, D., 2020.

“Protection naturelle contre la submersion, apport de l'intelligence artificielle”

Article de journal - Bulletin du comité français de cartographie

Numéro spécial “Cartorisk”

Soumis le 10 août 2020

Et

Mury, A., Collin, A., James, D., 2021.

« Prospective 2050 : étude de cas sur l'évolution du service écosystémique de protection côtière”

Proceeding of SAGEO 2021 – La Rochelle, France, 5-7 Mai 2021

Soumis le 30 Octobre 2020

2.1. Cartographie quantitative de l'exposition des enjeux

Comme évoqué en II-2.1.2, l'exposition des enjeux au risque de submersion marine est évaluée quantitativement et cartographiée grâce à la combinaison des deux facteurs d'exposition, la distance au trait de côte et l'élévation, évalués de manière standardisée entre 0 et 1.

2.1.1. Distance au trait de côte

Concernant l'analyse des distances des éléments du cadre bâti au trait de côte, plus un bâtiment est proche du trait de côte, plus son indice sera proche de 1. Sur la zone d'étude de la commune de Hirel en baie du Mont-Saint-Michel cet indice est compris entre 0,67 et 0,99 (Figure 126).

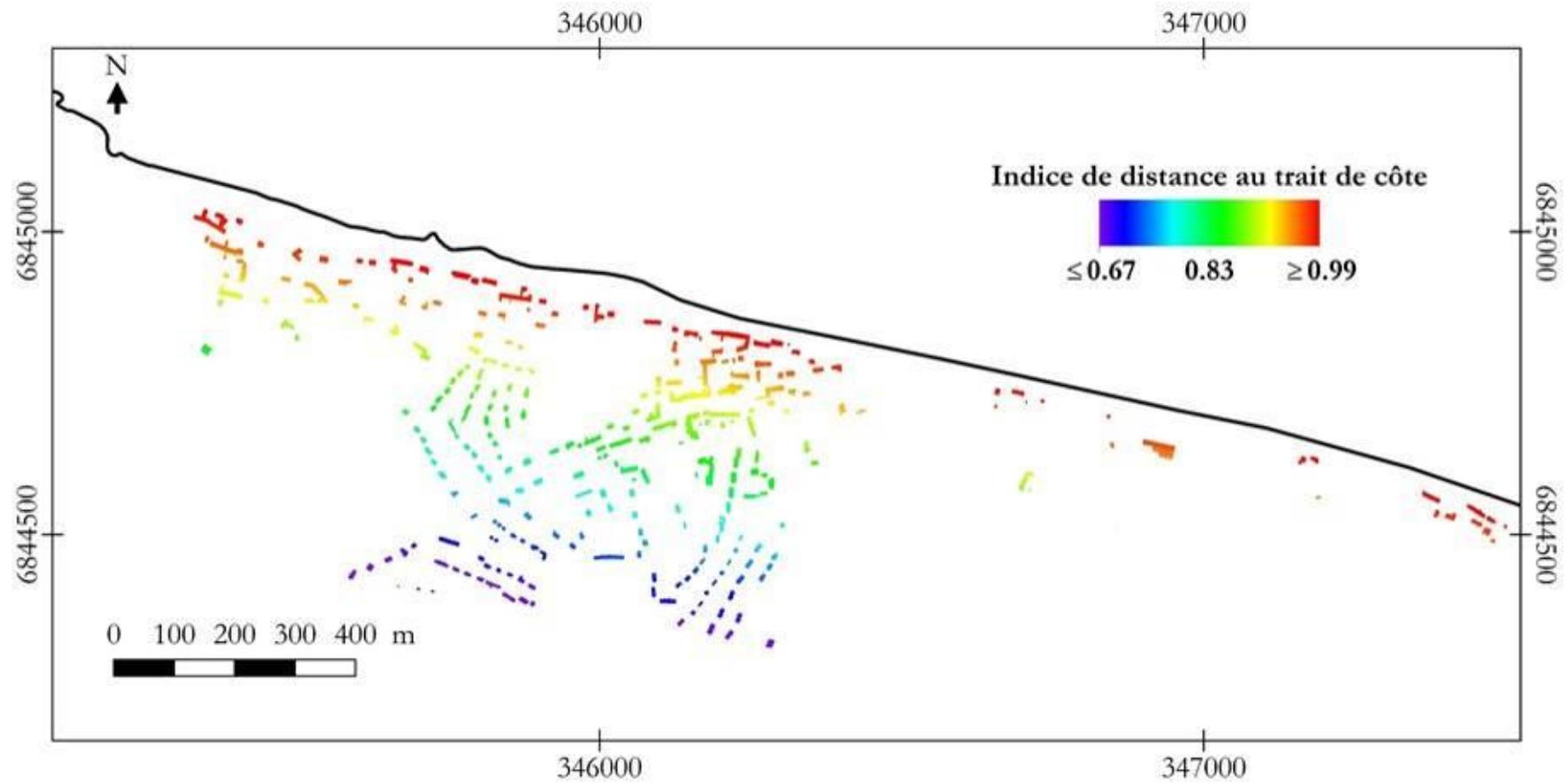


Figure 126. Cartographie de l'indice de distance des bâtiments au trait de côte sur la commune de Hirel (baie du Mont-Saint-Michel). Source : Mury *et al.* (2020d).

2.1.2. *Élévation des enjeux*

Pour l'indice d'élévation, plus un bâtiment est situé dans une zone basse, plus son indice sera proche de 1. Cet indice est ici compris entre 0,28 et 0,50 (Figure 127).

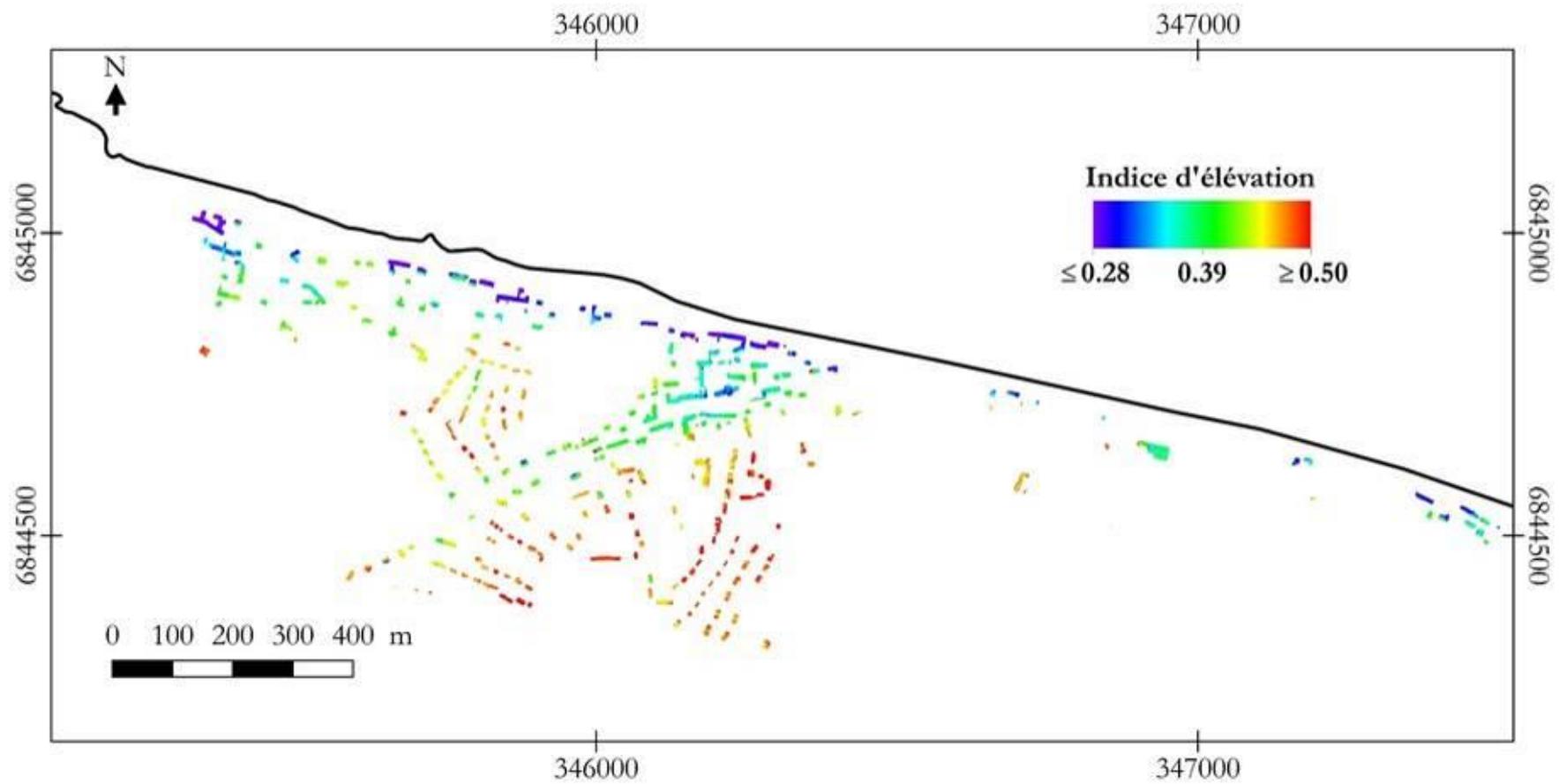


Figure 127. Cartographie de l'indice d'élévation des bâtiments sur la commune de Hirel (baie du Mont-Saint-Michel). Source : Mury *et al.* (2020d).

2.1.3. Exposition des enjeux

L'exposition des enjeux au risque de submersion marine est évaluée et cartographiée quantitativement, comme évoqué précédemment (cf. II-2.1.2) grâce à la combinaison des deux facteurs d'exposition (distance au trait de côte et élévation) précédemment présentés.

L'exposition est évaluée par l'intermédiaire d'un indice entre 0 et 1. Plus cet indice est proche de 1, plus l'enjeu concerné est exposé au risque de submersion marine. Sur le secteur de Hirel, cet indice est compris entre 0,33 et 0,70 (Figure 128).

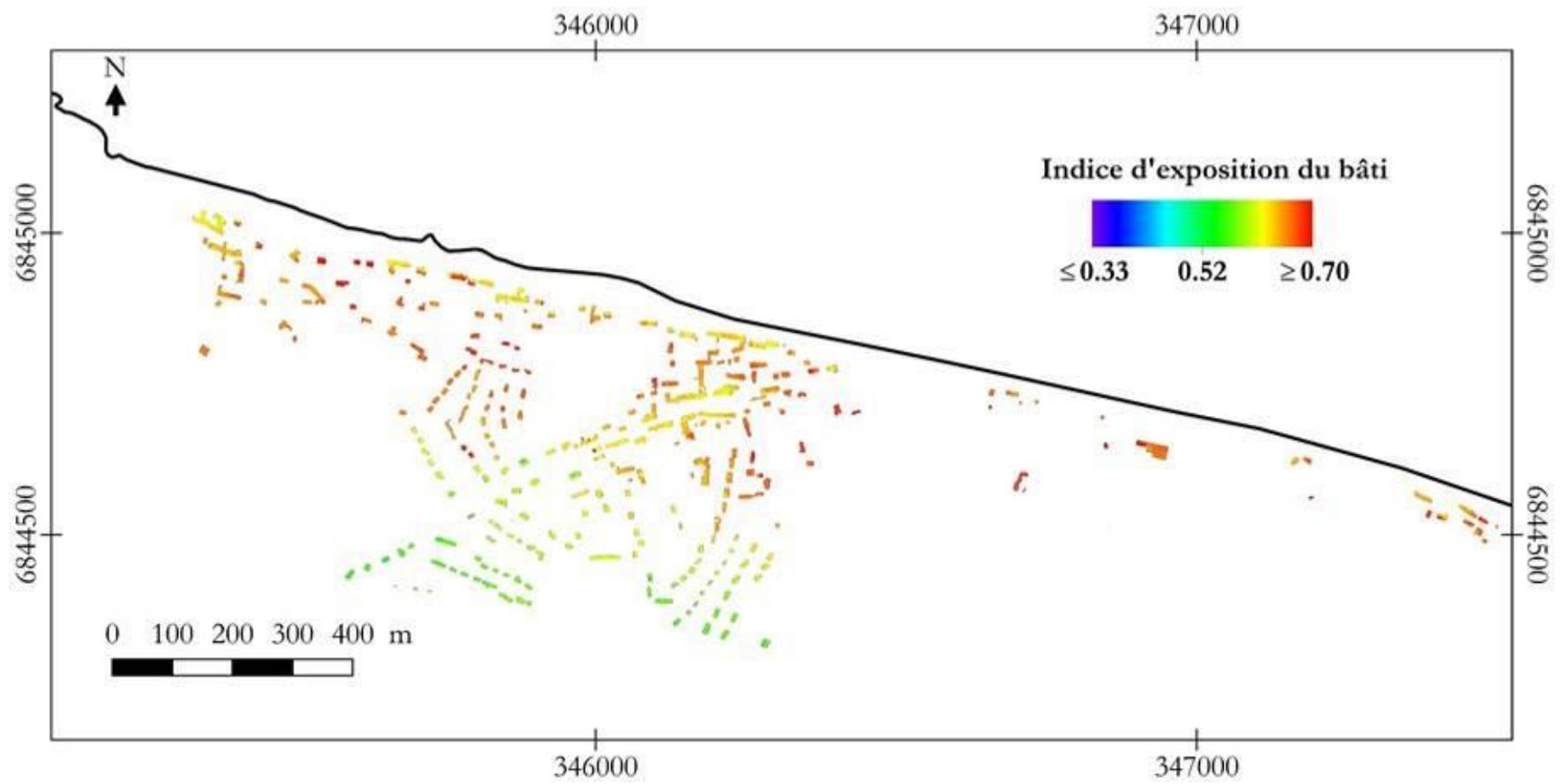


Figure 128. Cartographie de l'indice d'exposition des bâtiments sur la commune de Hirel (baie du Mont-Saint-Michel). Source : Mury *et al.* (2020d).

2.2. Cartographie quantitative de la vulnérabilité des enjeux

La vulnérabilité des enjeux face au risque de submersion marine est évaluée quantitativement et cartographiée grâce à la combinaison des deux facteurs de vulnérabilité (sensibilité du bâti et capacité d'adaptation).

2.2.1. Sensibilité des enjeux

Première composante de la vulnérabilité des enjeux considérée dans le cadre de cette étude, la sensibilité du bâti ici représentée par la hauteur des bâtiments et la présence ou non d'un ouvrage de protection. Dans le cas de la zone d'étude en baie du Mont-Saint-Michel, la composante liée à la présence d'un ouvrage est considérée constante sur l'ensemble du linéaire côtier en raison de la présence de la digue de la Duchesse Anne. Plus l'indice de sensibilité est proche de 1, plus le bâtiment est considéré comme sensible au risque de submersion marine. Dans le cas présent cet indice est compris entre 0,71 et 0,90 (Figure 129).

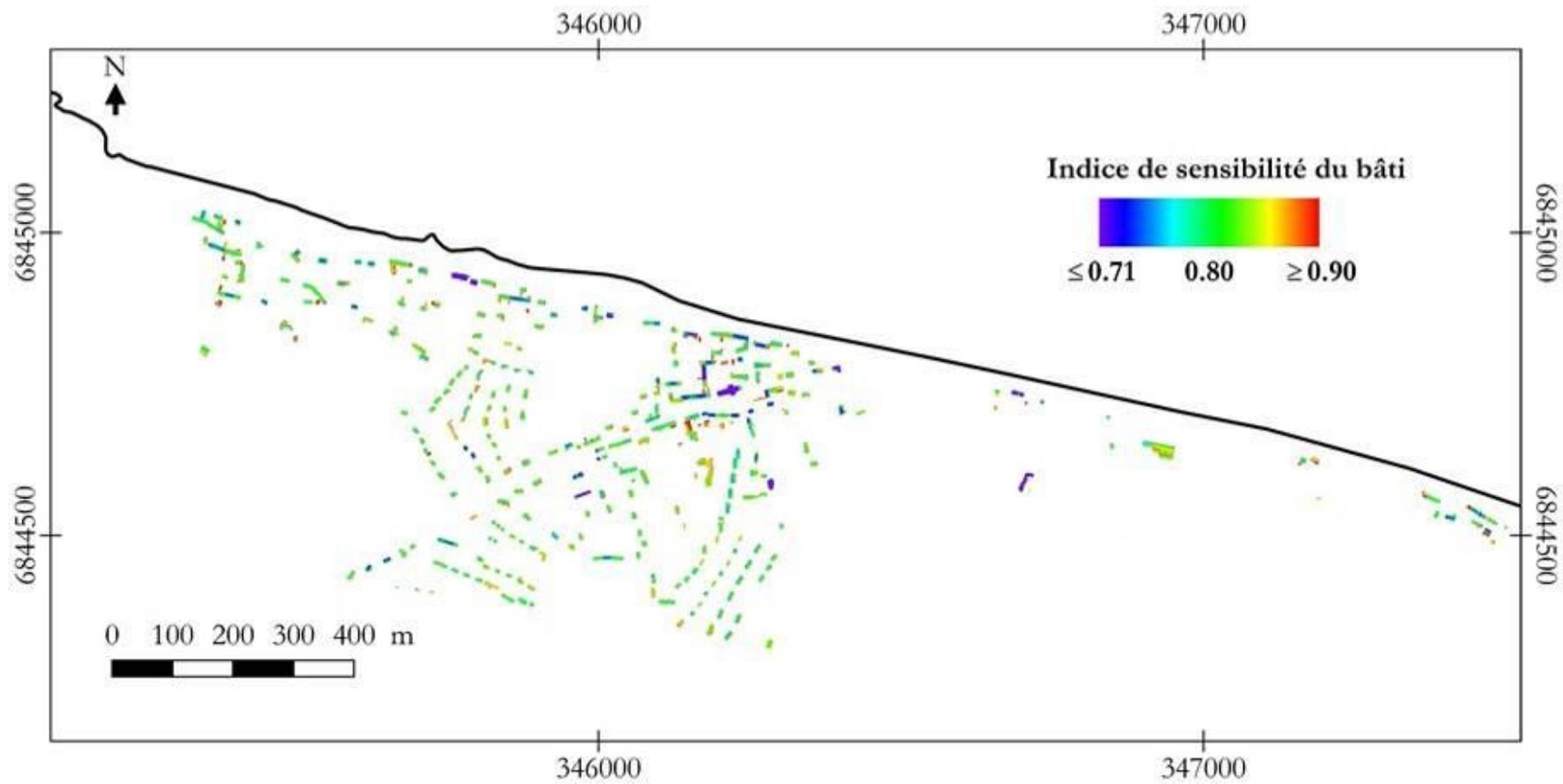
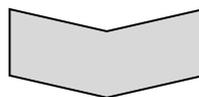
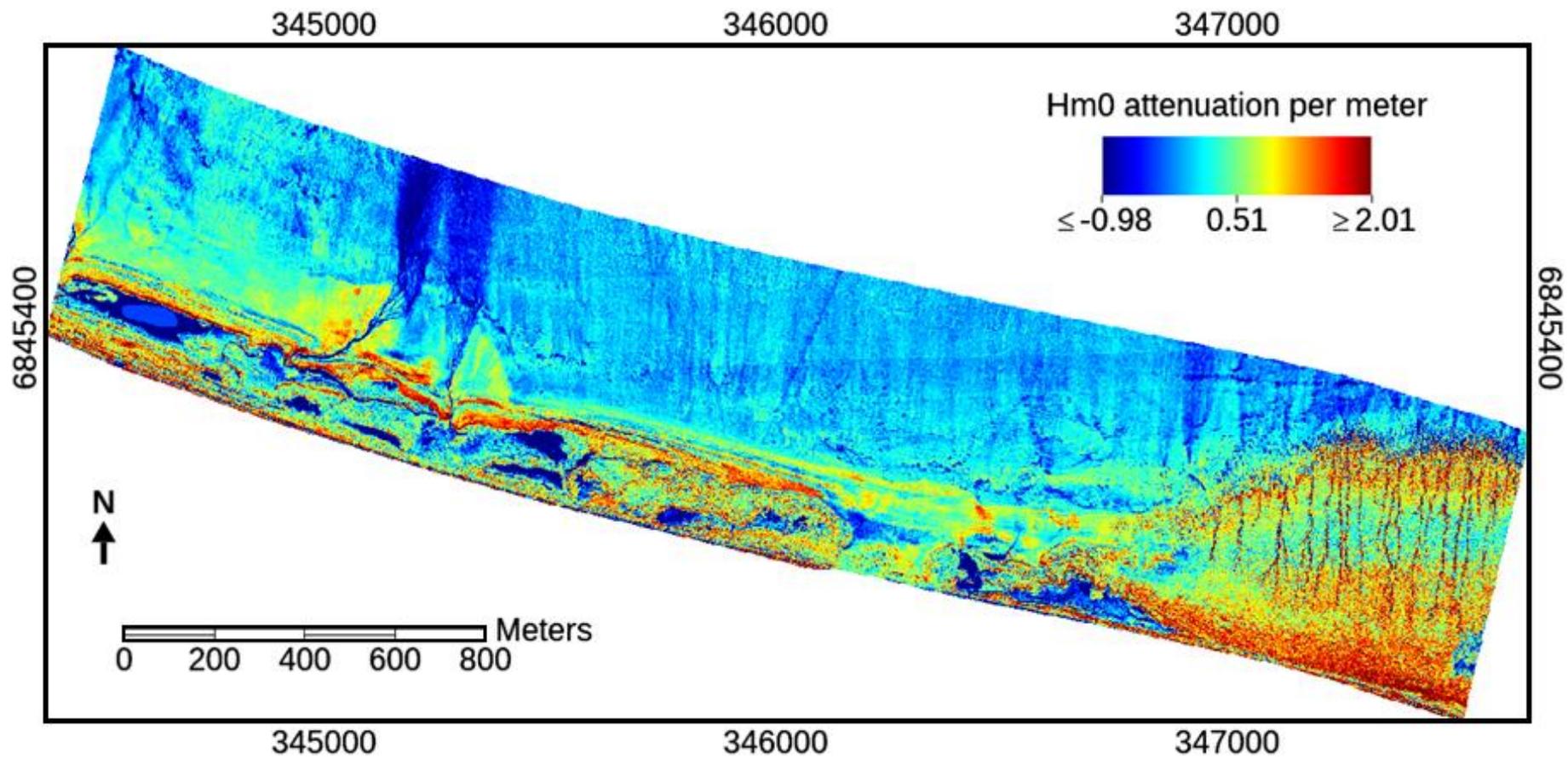


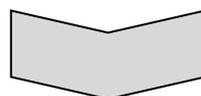
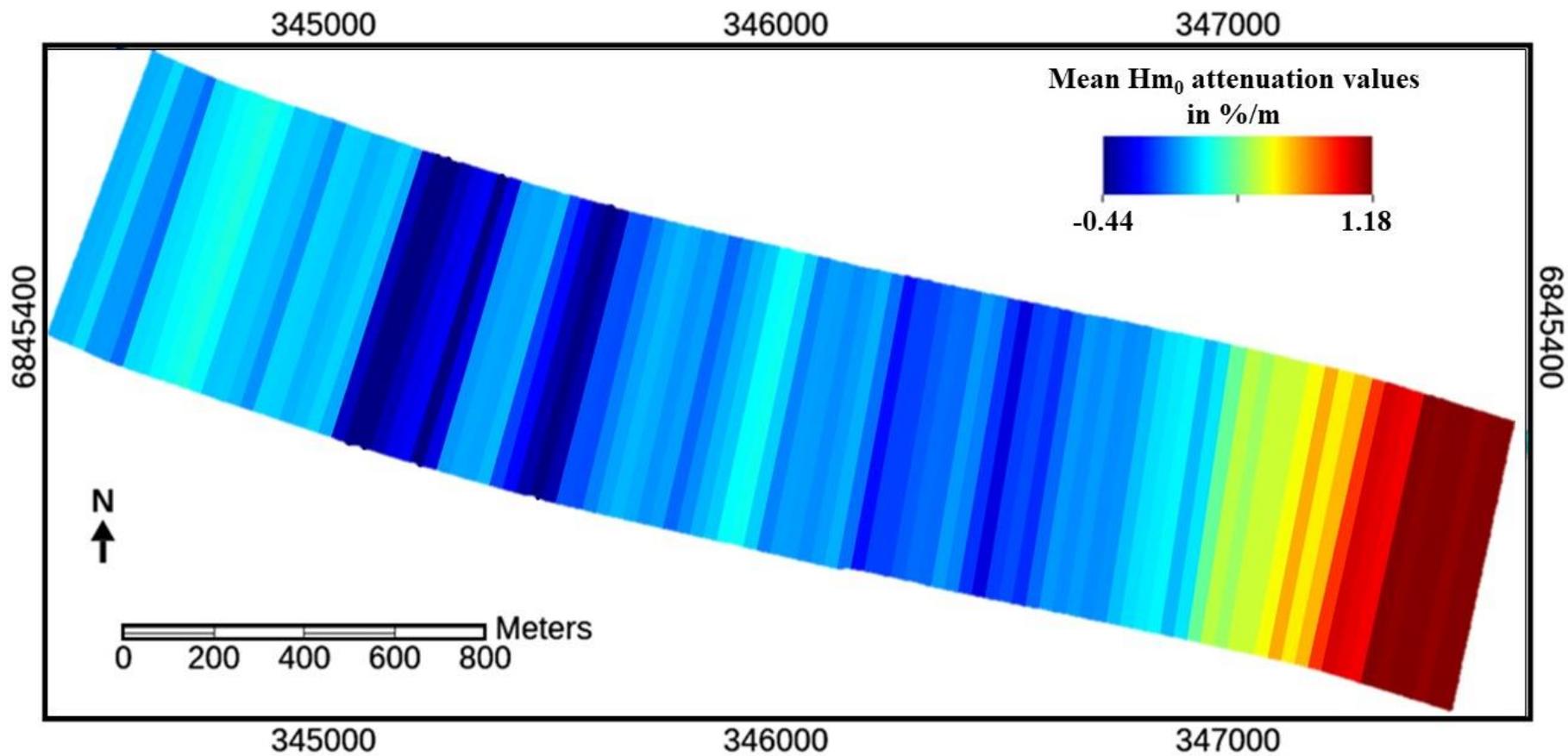
Figure 129. Cartographie de l'indice de sensibilité des bâtiments. Source : Mury *et al.* (2020d).

2.2.2. La capacité adaptative en tant que composante de la vulnérabilité des enjeux

Afin de pouvoir transposer la capacité d'atténuation des Hm_0 , mise en évidence à travers les modélisations spatiales, les valeurs d'atténuation en %/m sont moyennées au sein des compartiments de 30 m × 600 m (cf. II-2.1.3). Ces valeurs moyennées d'atténuation induite par les systèmes écogéomorphologiques adjacents sont ensuite affectées aux éléments du cadre bâti à partir des modèles de régression linéaire puis à partir des modèles de régression non-linéaires.

Sur le site d'étude, les valeurs de l'indice de capacité d'adaptation appliqué au cadre bâti à partir des modèles de régression linéaires sont comprises entre 0,16 et 0,55 (Figure 130) ; à partir des modèles de régression non-linéaire, elles sont comprises entre 0,01 et 0,94 (Figure 131).





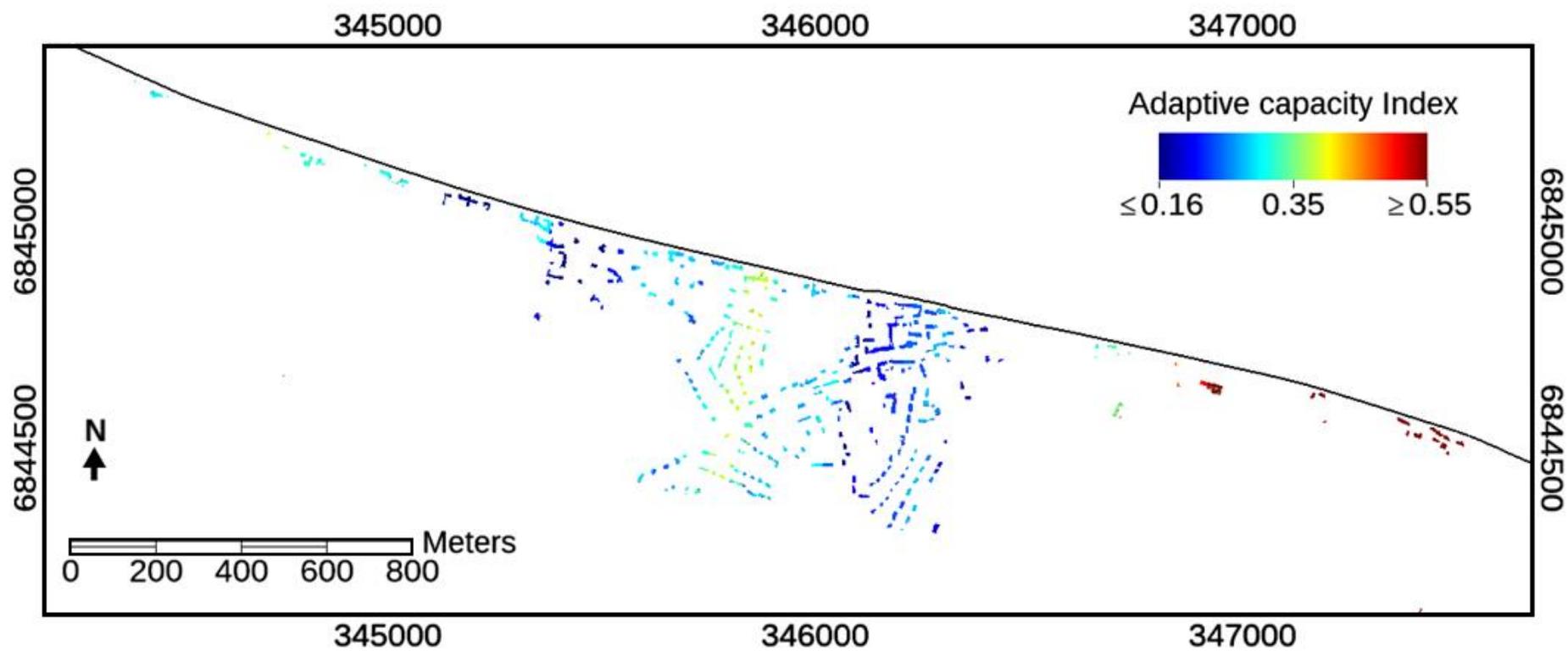
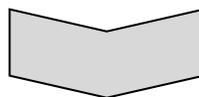
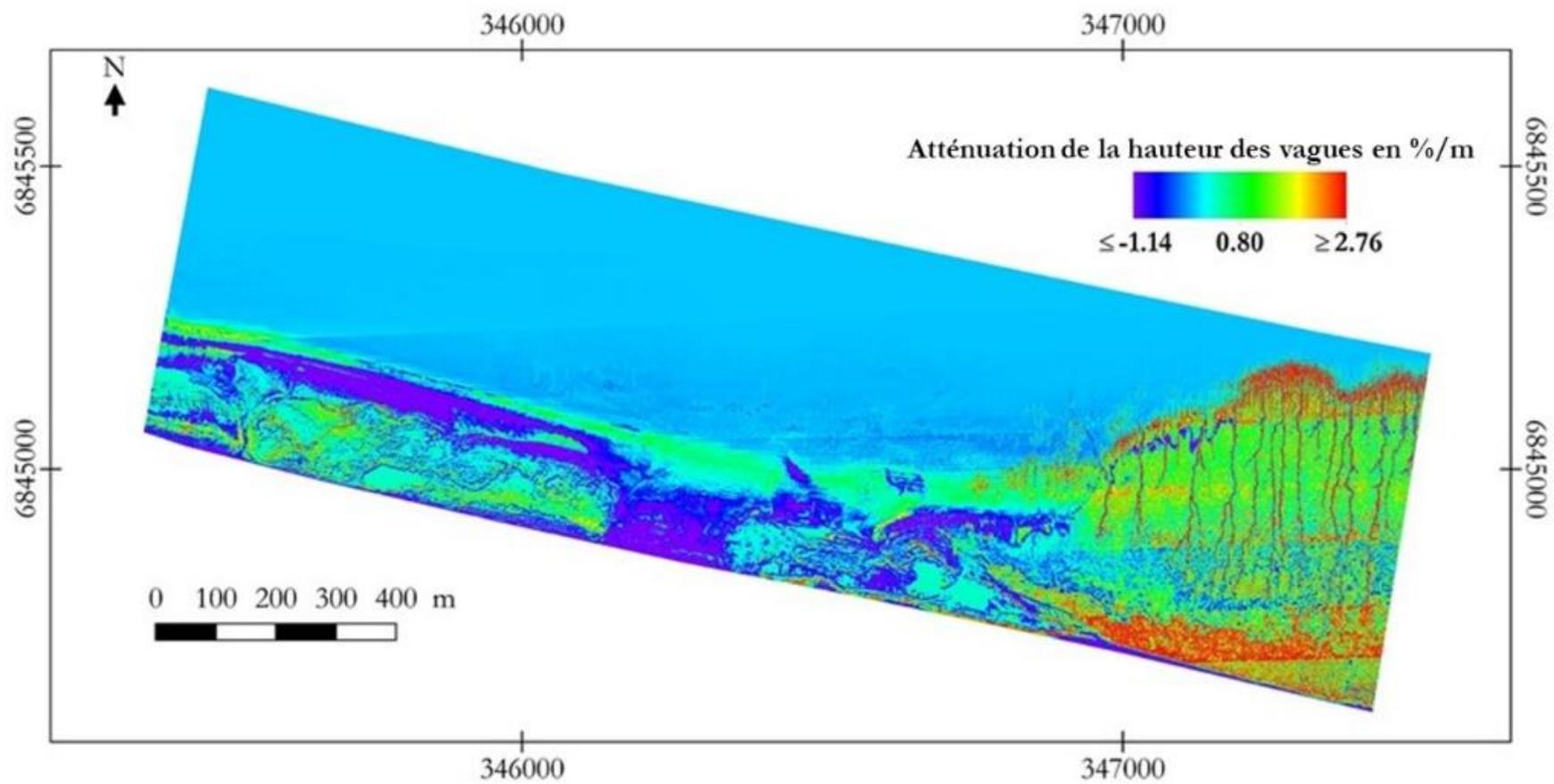
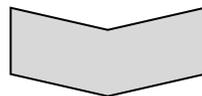
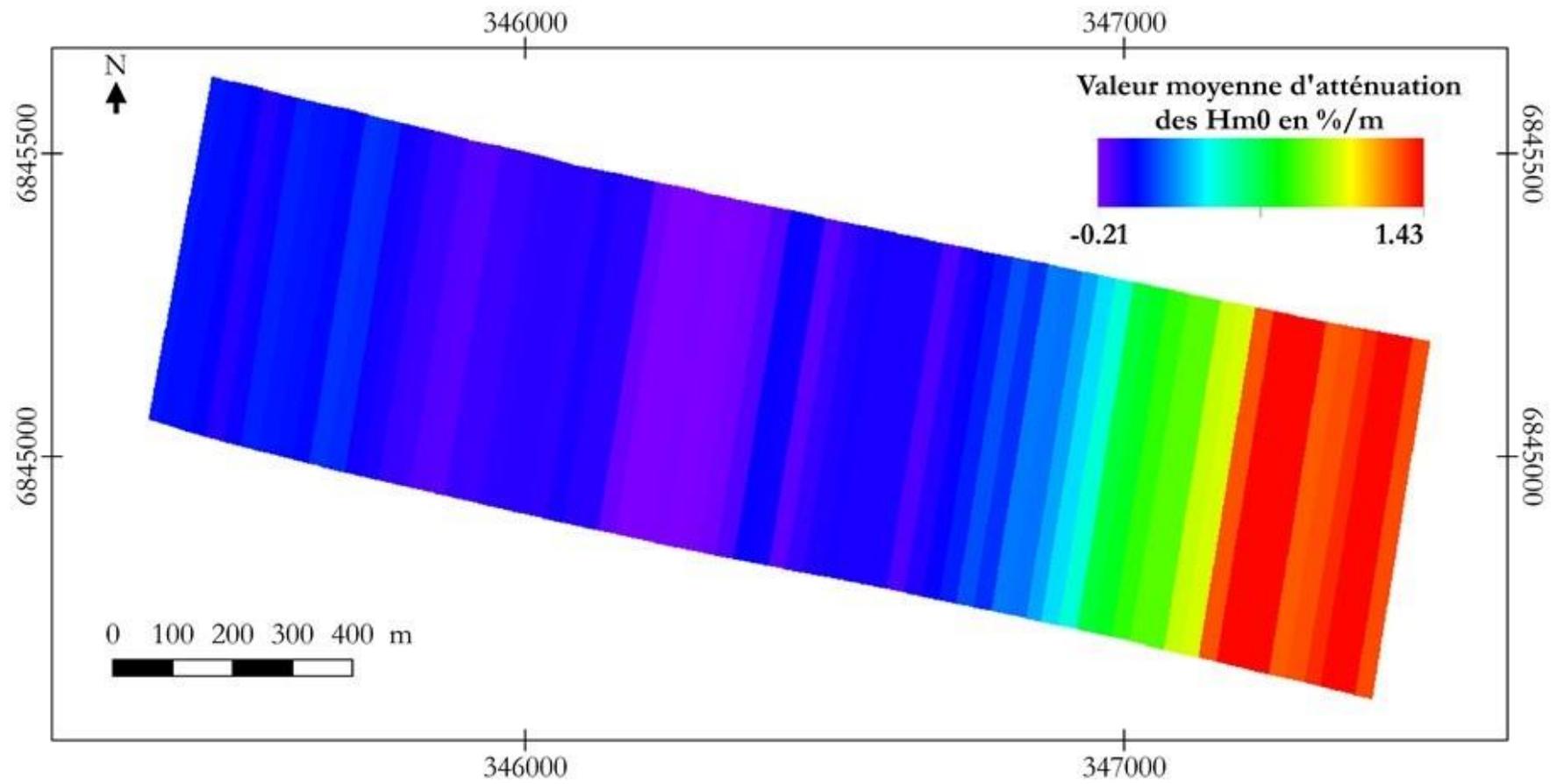


Figure 130. De la modélisation spatiale de l'atténuation des Hm_0 par régression linéaire à un indice de capacité d'adaptation du bâti, sur la commune de Hirl (baie du Mont-Saint-Michel).
 Source : Mury *et al.* (2020b).





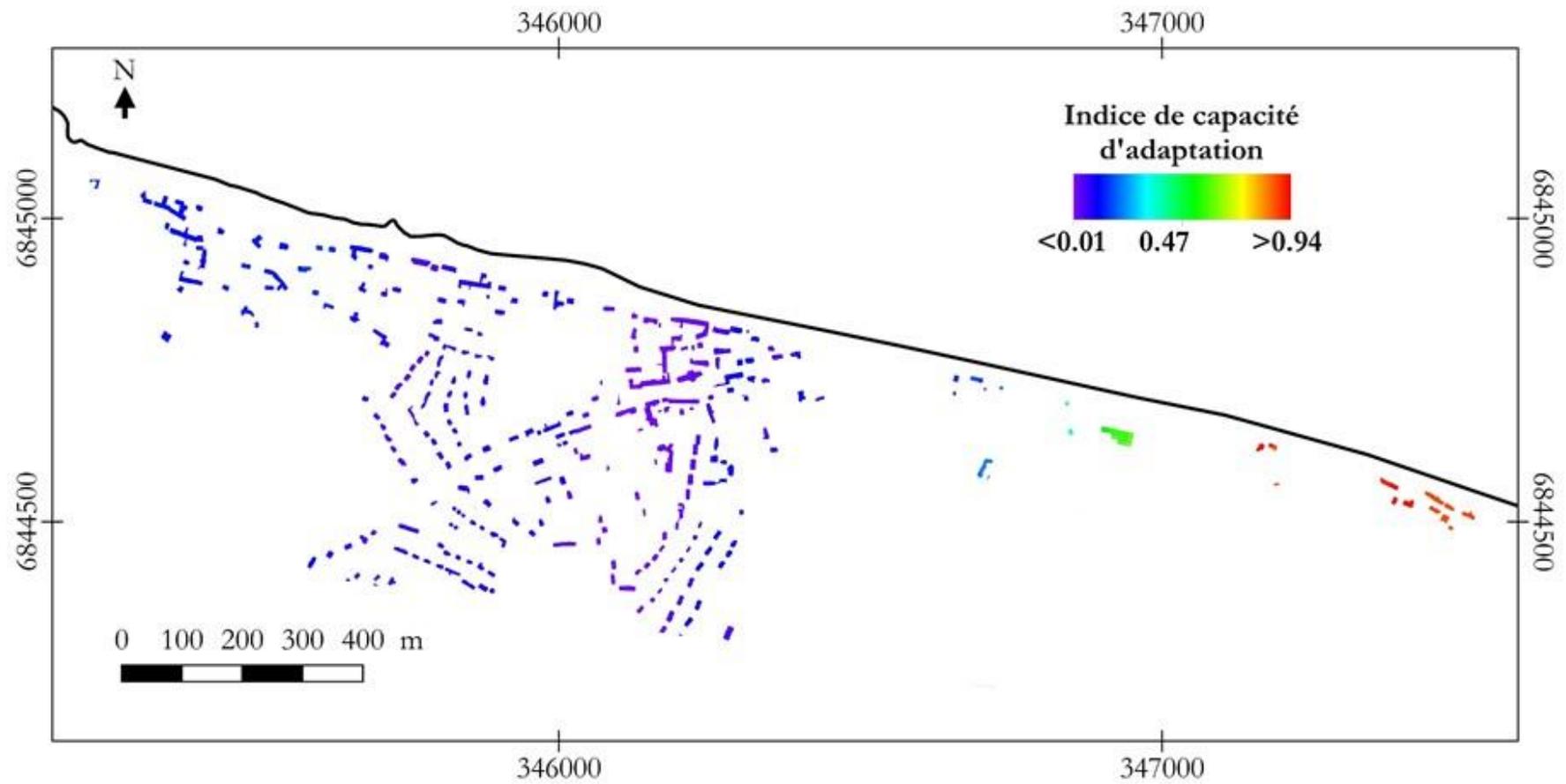


Figure 131. De la modélisation spatiale de l'atténuation des Hmo par régression non-linéaire à un indice de capacité d'adaptation du bâti, sur la commune de Hirel (baie du Mont-Saint-Michel).
Source : Mury *et al.* (2020d).

2.2.3. *Vulnérabilité des enjeux*

L'indice de vulnérabilité du bâti est construit à partir des indices de sensibilité et de capacité d'adaptation.

L'indice de vulnérabilité du bâti basé sur le modèle d'atténuation des vagues calculé par régression linéaire est compris entre 0,40 et 0,86 (Figure 132).

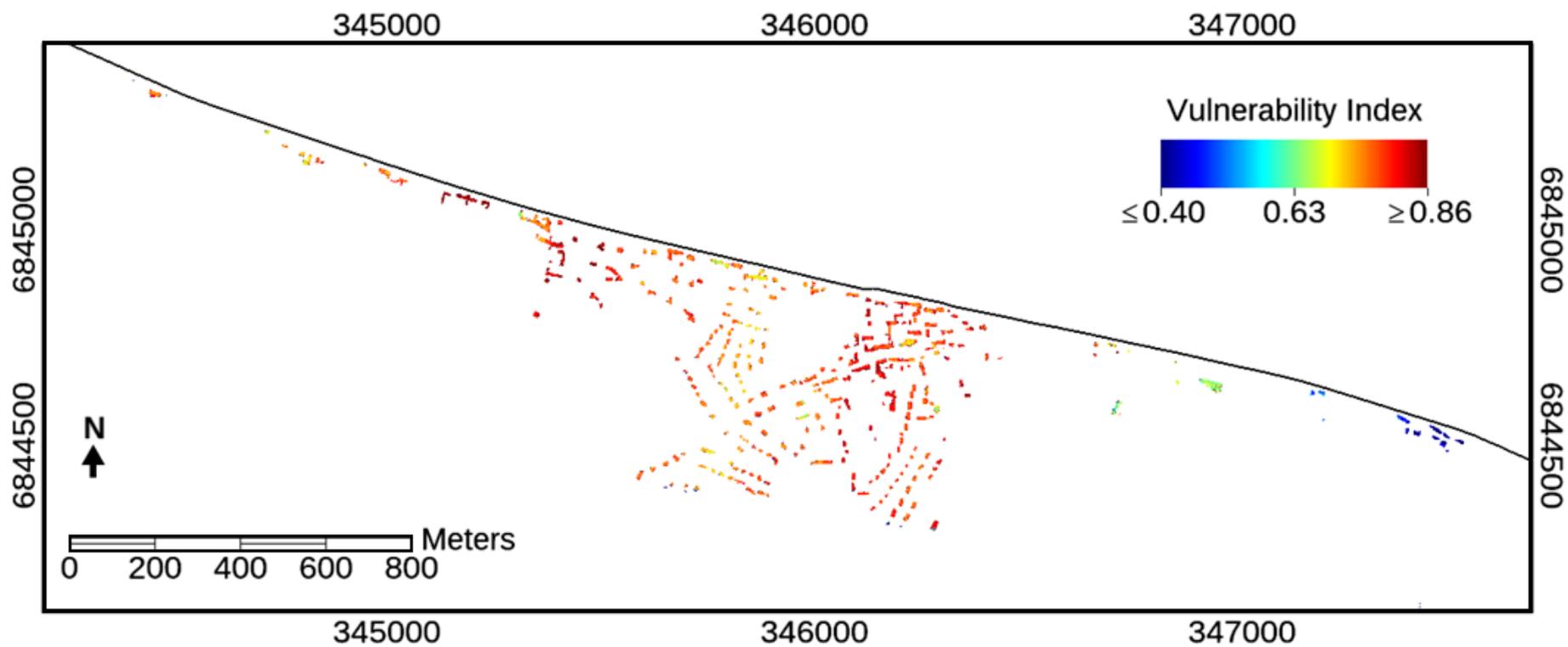


Figure 132. Cartographie de l'indice de sensibilité des bâtiments sur la commune de Hirel (baie du Mont-Saint-Michel), à partir de la modélisation spatiale de l'atténuation des Hm₀ par régression linéaire. Source : Mury *et al.* (2020b).

L'indice de vulnérabilité du bâti basé sur le modèle d'atténuation des vagues calculé par l'intermédiaire de la régression non linéaire utilisant un réseau à trois neurones artificiels est compris entre 0,14 et 0,65 (Figure 133).

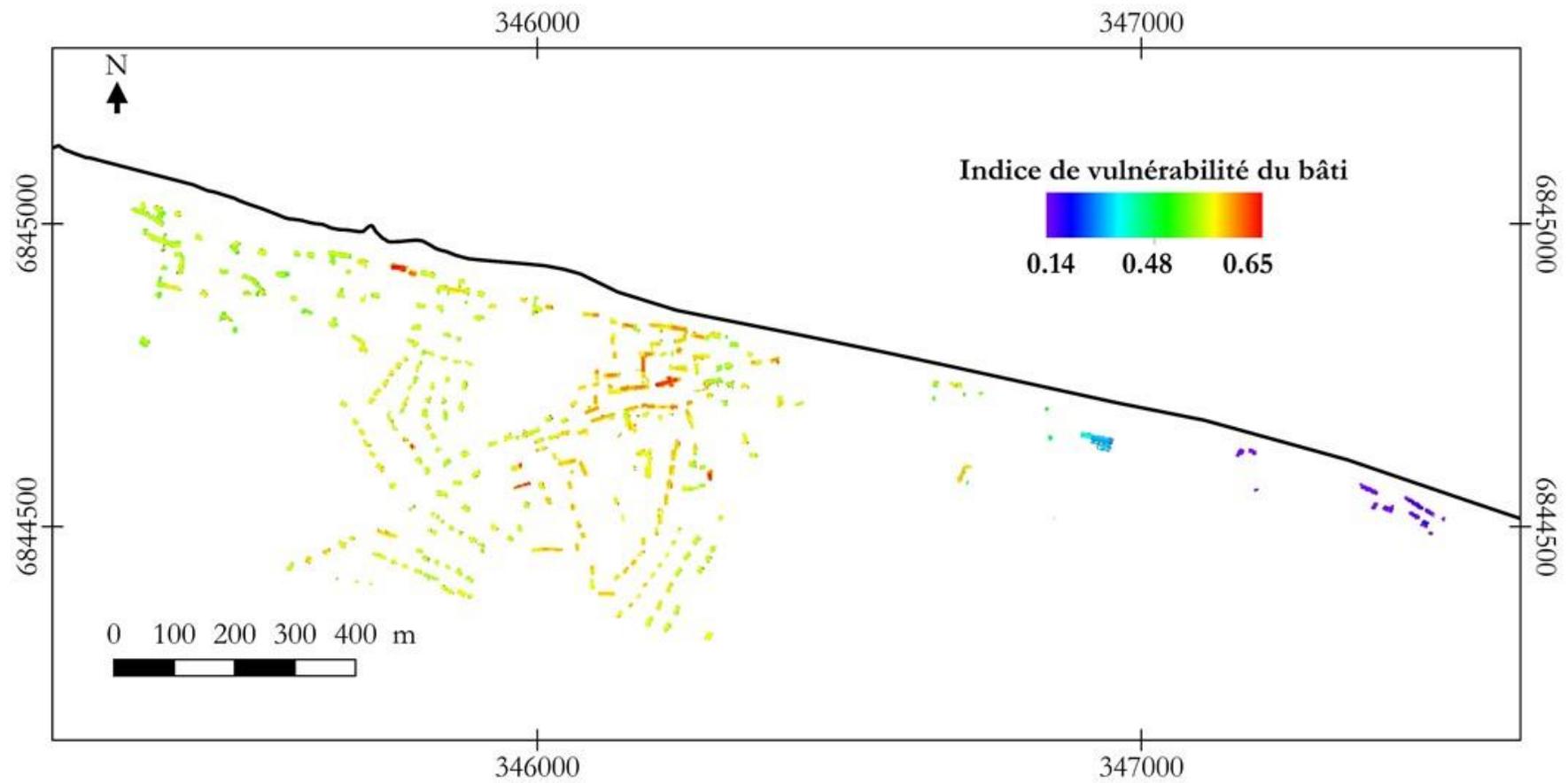


Figure 133. Cartographie de l'indice de sensibilité des bâtiments sur la commune de Hirel (baie du Mont-Saint-Michel), à partir de la modélisation spatiale de l'atténuation des H_{m0} par régression non-linéaire. Source : Mury *et al.* (2020d).

Il apparaît ainsi, à la lecture des cartographies quantitatives de la vulnérabilité des enjeux, que les systèmes écogéomorphologiques, via leur capacité à réduire de manière plus ou moins importante les H_{m0} , utilisées comme proxy de l'aléa, jouent un rôle non négligeable dans la réduction de la vulnérabilité des enjeux du cadre bâti du territoire. La cartographie de cet indice quantitatif de la vulnérabilité met clairement en évidence les secteurs bénéficiant d'une protection naturelle importante que ceux n'en disposant pas.

2.3. Cartographie quantitative du risque de submersion marine

La dernière étape de la cartographie du risque de submersion marine intégrant la protection naturelle offerte par les systèmes écogéomorphologiques littoraux consiste en une combinaison des différentes composantes du risque, à savoir l'exposition du cadre bâti et la vulnérabilité de celui-ci.

Comme lors des analyses préliminaires à cette cartographie du risque, plus l'indice de risque est proche de 1, plus le bâtiment est considéré comme étant à risque au regard de l'aléa submersion marine.

Dans le cadre de l'évaluation utilisant la modélisation par régression linéaire, cet indice de risque s'échelonne de 0,40 pour le bâtiment le moins « à risque » à 0,75 pour le bâtiment le plus « à risque » (Figure 134).

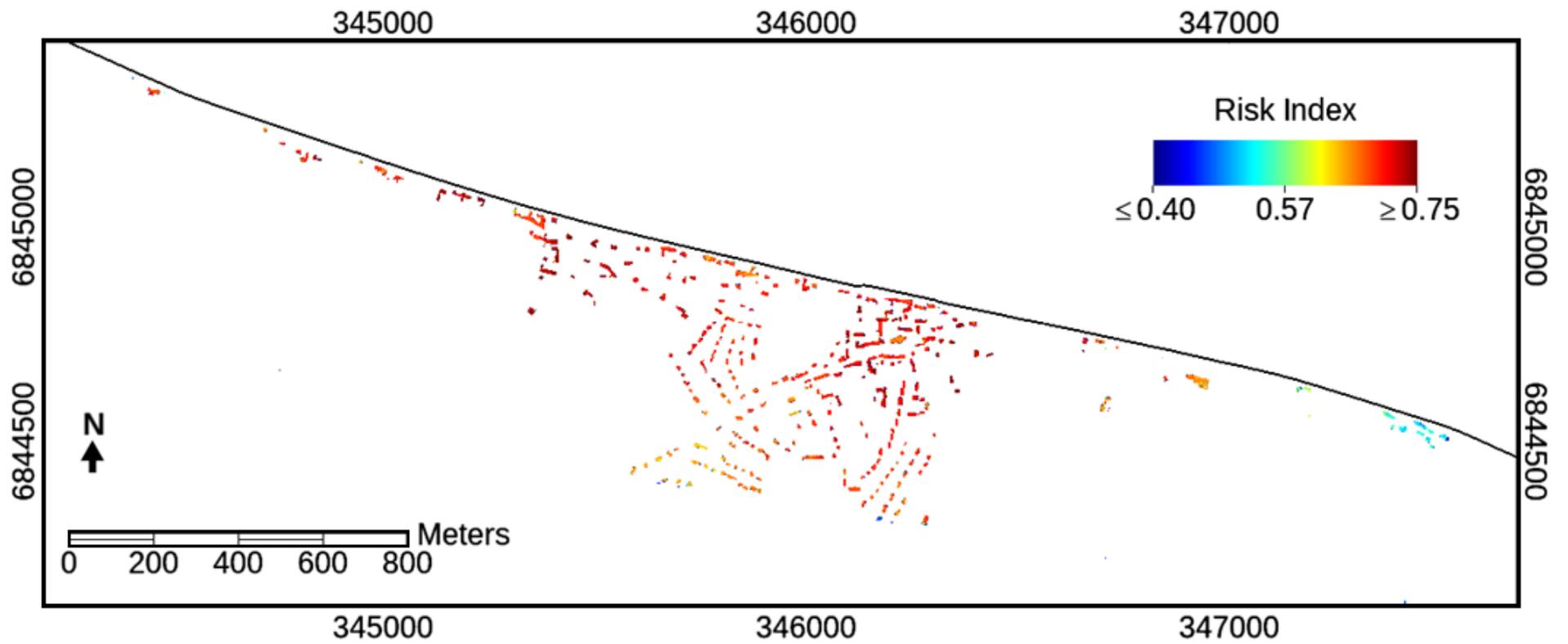


Figure 134. Cartographie de l'indice de risque des bâtiments sur la commune de Hirel (baie du Mont-Saint-Michel), à partir de la modélisation spatiale de l'atténuation des H_{m0} par régression linéaire. Source : Mury *et al.* (2020b).

Pour l'établissement de l'indice de risque utilisant l'indice de vulnérabilité construit à partir de la modélisation par régression non linéaire, le bâtiment le moins « à risque » présente un indice évalué à 0,29, tandis que celui considéré le plus « à risque » au regard de la méthodologie d'évaluation employé, présente quant à lui un indice de risque de 0,84 (Figure 135).

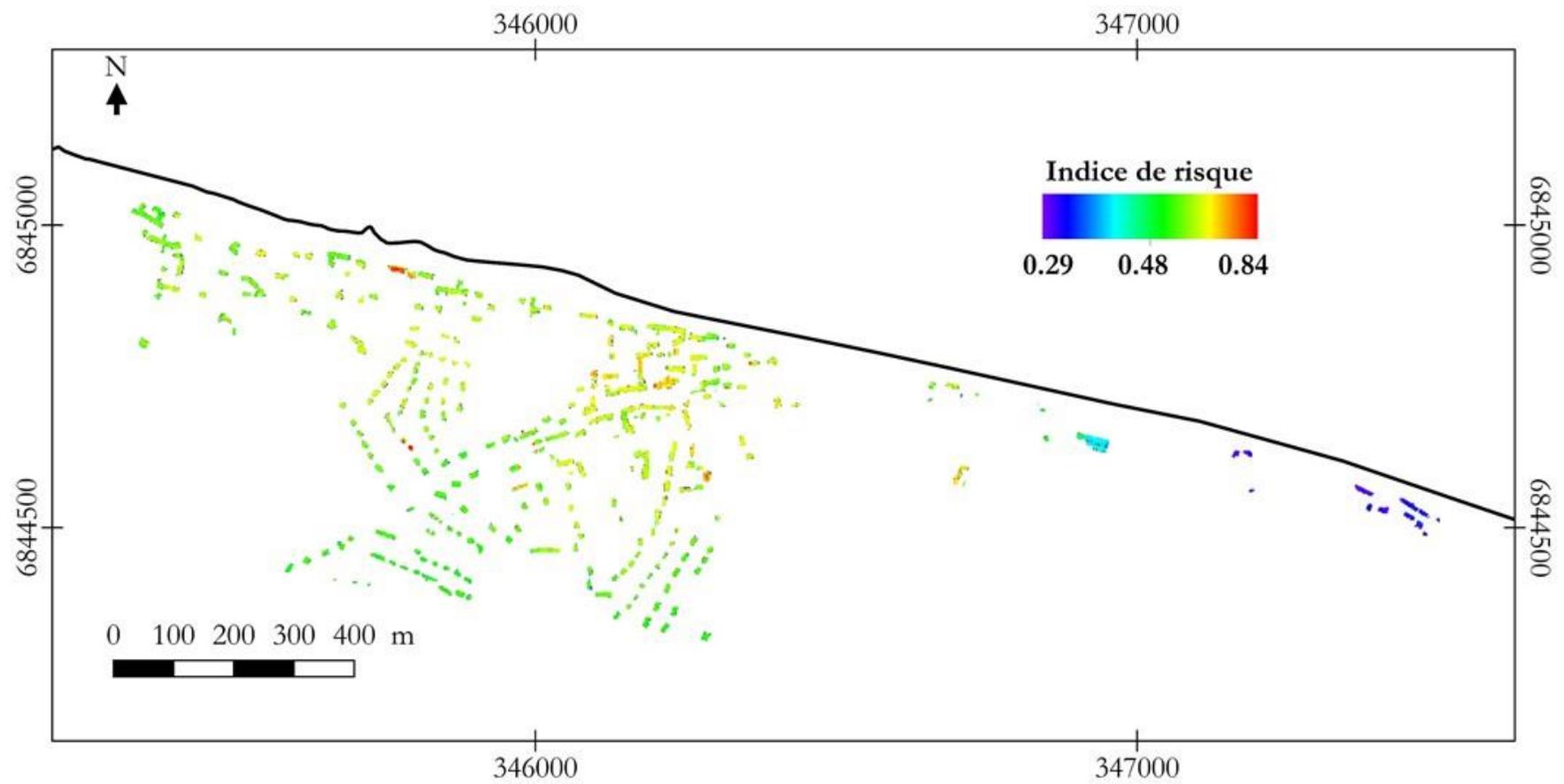


Figure 135. Cartographie de l'indice de risque des bâtiments, à partir de la modélisation spatiale de l'atténuation des H_{m0} par régression non-linéaire. Source : Mury *et al.* (2020d).

2.4. Impacts du changement climatique sur le service écosystémique de protection

2.4.1. Hausse du niveau moyen des mers

Dans le contexte du changement climatique, il apparaît légitime et nécessaire de s'interroger sur l'avenir du service écosystémique de protection contre la submersion marine, évalué ici pour un niveau marin donné (celui de la période 2015-2020). Quels peuvent être les effets de la hausse du niveau moyen des mers sur ce service écosystémique ?

A l'échelle régionale, les mesures satellites réalisées entre 1993 et 2019, tout comme les données hydrographiques locales réalisées entre 1970 et 2016, font état d'une hausse annuelle du niveau marin moyen de l'ordre de 2 à 3 mm (IPCC, 2014). Des valeurs légèrement en deçà des tendances globales qui font état d'une hausse moyenne de 3,3 mm entre 1993 et 2018 (Figure 136 et Figure 137).

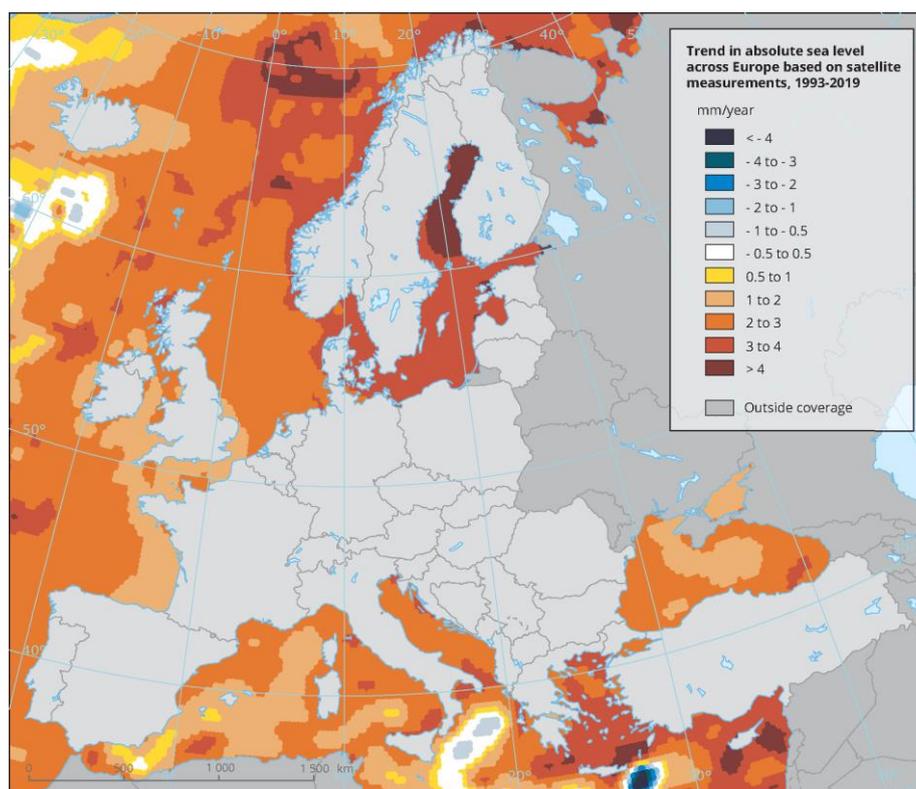


Figure 136. Tendances de hausse du niveau marin à l'échelle européenne mesurée entre 1993 et 2019 à partir des données satellitaires. Source : IPCC (2014).

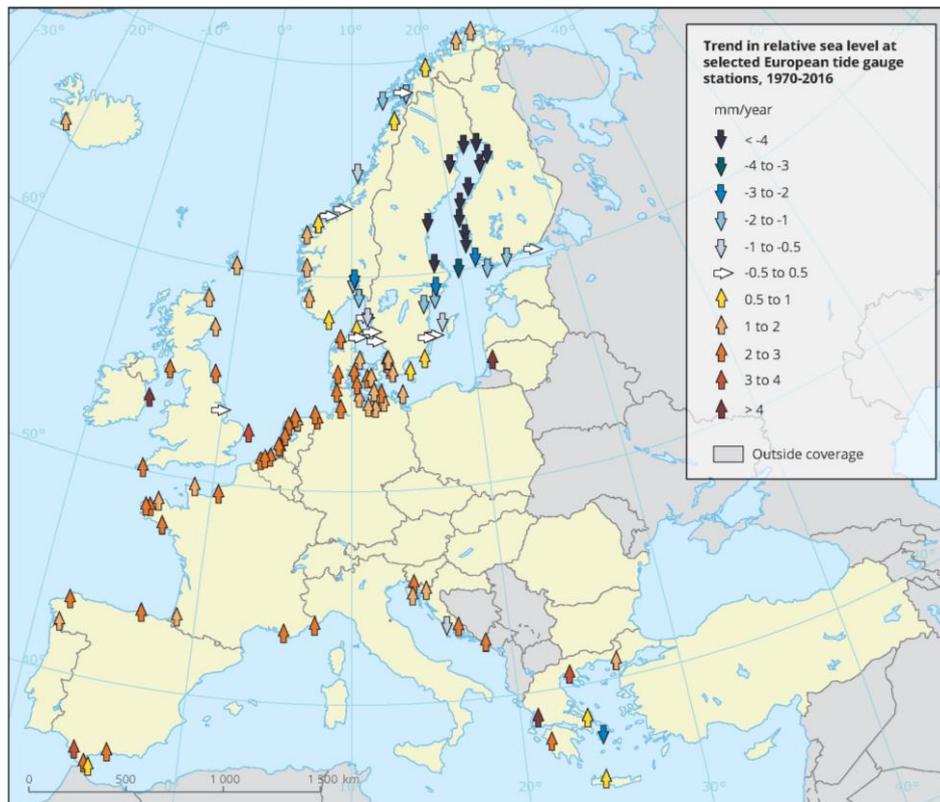


Figure 137. Tendances de hausse du niveau marin à l'échelle européenne mesurée entre 1970 et 2016 à partir des données de marégraphes. Source : IPCC (2014).

La hausse future du niveau marin fait l'objet de différentes projections à l'horizon 2100, dépendamment des différents scénarios établis par les experts sur le climat.

Ainsi, le scénario RCP 2.6, le plus optimiste établi par les experts en 2007, et conditionné par une limitation du réchauffement planétaire à 2°C, modélise une hausse du niveau moyen des mers compris entre 0,285 m et 0,589 m (moyenne 0,435 m) à l'horizon 2100. Le second scénario, RCP 4.5, qui constitue le scénario médian, prévoit une hausse moyenne de l'ordre de 0,549 m d'ici à 2100 avec des valeurs comprises entre 0,385 m et 0,724 m. Enfin le scénario le plus pessimiste, RCP 8.5, dresse quant à lui la projection d'une hausse du niveau moyen des mers, comprise entre 0,609 m et 1,105 m sur la période 2007-2100 (Figure 138et Figure 139).

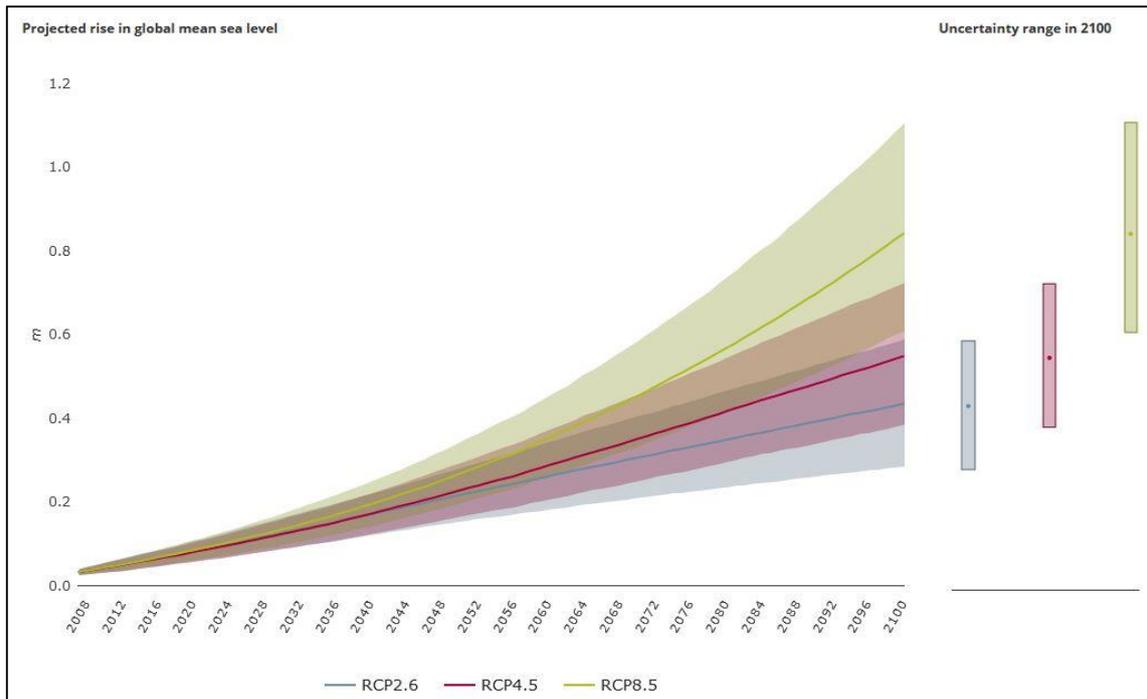


Figure 138. Scenarii de hausse du niveau moyen des mers à l'échelle globale, établis par les experts sur le climat. Source : IPCC (2014).

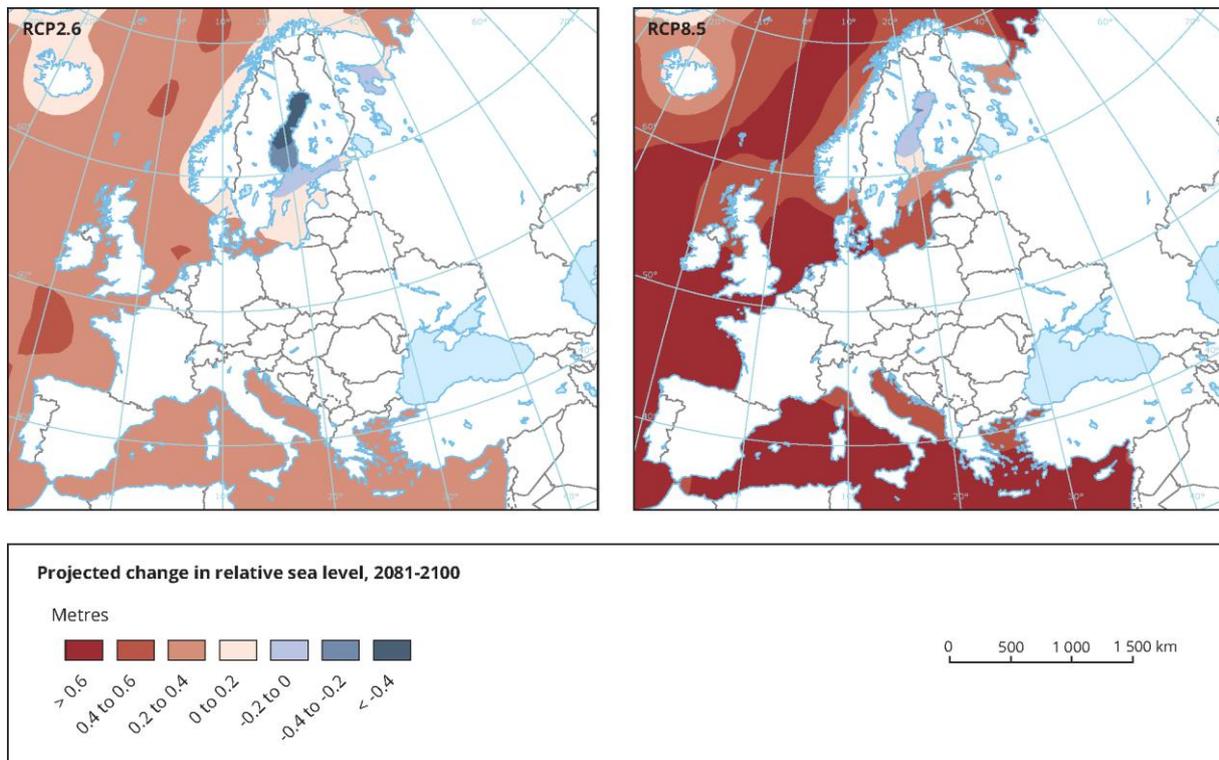


Figure 139. Cartographie des scenarii RCP 2.6 et RCP 8.5 de hausse du niveau marin à l'échelle européenne, établis par les experts sur le climat. Source : IPCC (2014).

Il convient alors de s'intéresser à la faculté d'adaptation de ces systèmes éco-géomorphologiques qui, dans une optique de maintien de leur service écosystémique de protection, doivent s'exhausser en même temps que le niveau moyen des mers.

Avec un tel scénario, les schorres disposent d'un atout non-négligeable pour faire face à ces changements et ainsi s'adapter à ces modifications des conditions environnementales : leur capacité naturelle à s'exhausser en captant les sédiments (Stumpf, 1983 ; Allen, 2000 ; French, 2006 ; Détriché *et al.*, 2011 ; McKee *et al.*, 2012).

En effet, si le phénomène d'accrétion est un processus naturel au sein des baies, en raison de la dissipation de l'énergie qui s'y produit et de l'apport en matériel sédimentaire d'origine continentale par les fleuves côtiers, ce phénomène s'accroît en présence de surfaces de schorre. Ceci s'explique par les caractéristiques éco-physiologiques des espèces végétales qui constituent les schorres, et qui, par l'intermédiaire de leurs systèmes caulinaires et racinaires, présentent des capacités de piégeage et de fixation des sédiments en suspension lors des épisodes d'immersion qui les affectent, permettant ainsi l'élévation des sols (Stumpf, 1983).

Ce processus d'adaptation, par l'exhaussement de la surface du schorre est observé en baie du Mont-Saint-Michel notamment dans les travaux de Détriché (Détriché *et al.*, 2011), qui ont recensé les valeurs d'élévation sur la période 1999-2005 par l'intermédiaire de 22 stations de mesures réparties sur trois transects. Des valeurs d'accrétion ont également été mesurées sur l'estran sablo-vaseux de la baie du Mont-Saint-Michel par Larsonneur (Larsonneur, 1989) ainsi que par Berger et Caline (Berger et Caline, 1991).

Ces études réalisées en baie du Mont-Saint-Michel font état de taux de sédimentation variables en fonction du gradient altitudinal et de la nature biogéomorphologique des sites d'observation. Ainsi, pour les surfaces de schorre, trois taux ont été quantifiés, dépendant de la position physiographique des stations de mesure : le bas schorre (3,45-38,11 mm/an), le moyen schorre (> 4,91 mm/an), et le haut schorre (>1,35 mm/an). Pour les surfaces sablo-vaseuses, deux taux moyens ont été déterminés par des méthodes de datation au ^{210}Pb (Berger et Caline, 1991), venant corroborer les analyses cartographiques réalisées par Larsonneur (Larsonneur, 1989), avec respectivement environ 4,5 mm/an et 15 mm/an, pour la slikke (vase) et la frange sablo-vaseuse du marais. Ces taux de sédimentation observés en baie du Mont-Saint-Michel sont parmi les plus importants relevés dans le monde (Détriché *et al.*, 2011).

Ces taux, peuvent être comparés aux tendances régionales de hausse du niveau marin mesurées entre 1970 et 2016. La comparaison de ces taux d'élévation, du niveau marin, d'une part, et des systèmes écoséomorphologiques, d'autre part, met en évidence une vitesse d'accrétion du schorre supérieure à la vitesse de hausse du niveau marin. Ceci permet de dresser l'hypothèse d'une résilience des systèmes écoséomorphologiques littoraux de la baie du Mont-Saint-Michel face à la hausse à venir du niveau marin.

2.4.2. Intensification des événements tempétueux

Le processus d'accrétion des surfaces de schorre, s'explique notamment par leur capacité, à l'échelle globale, à piéger les sédiments lors des épisodes de submersion les affectants à l'occasion des marées hautes de vive-eau et des tempêtes. Ce piégeage sédimentaire par l'intermédiaire de la végétation est d'autant plus important en baie du Mont-Saint-Michel du fait de l'ampleur du marnage, la surface de schorre potentiellement recouverte par les eaux y étant plus importante que dans des contextes méso- ou micro-tidaux. Les taux d'accrétions observées sont également positivement corrélés avec la fréquence des inondations affectant les différents secteurs du schorre (Figure 140).

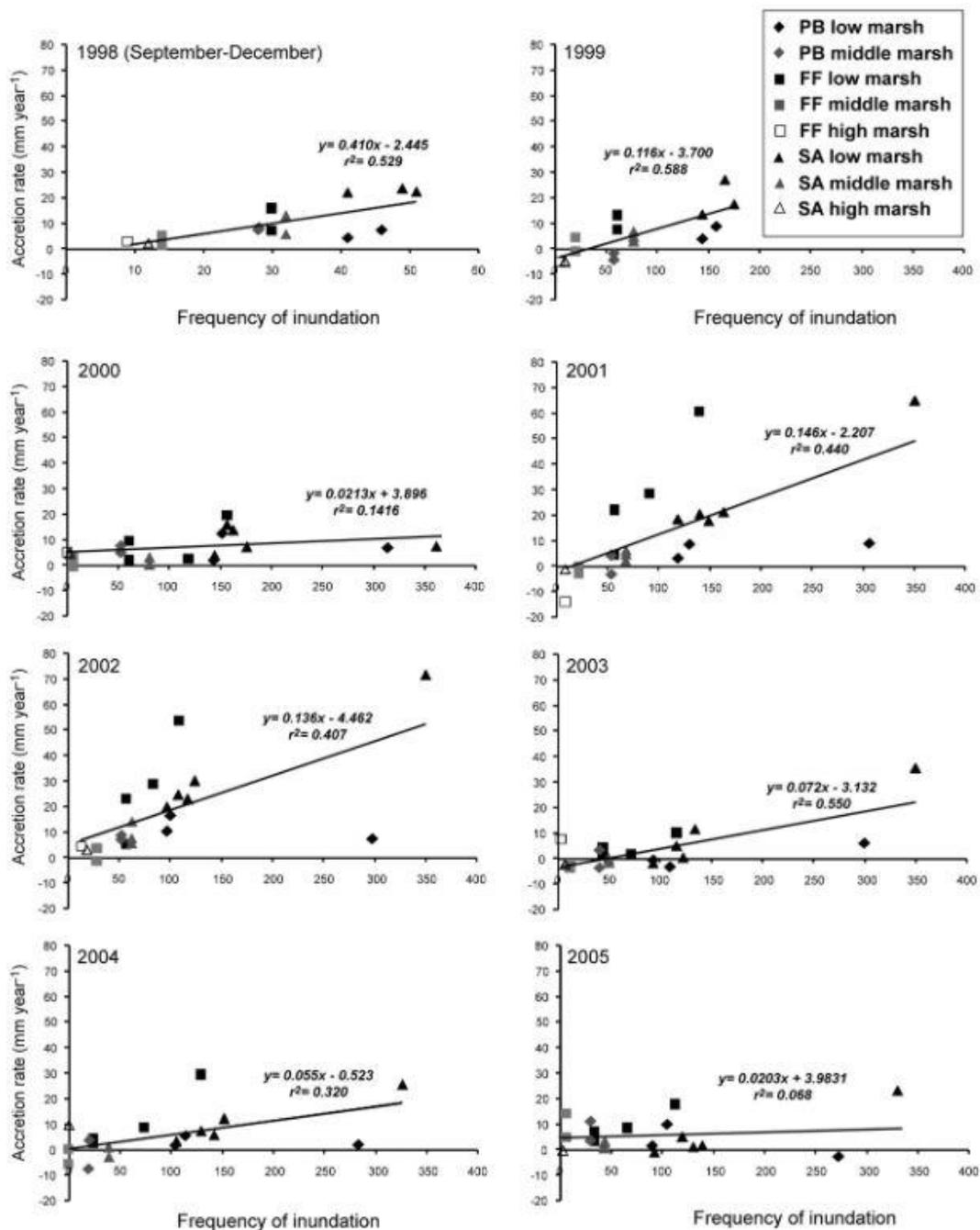


Figure 140. Évolution des taux d'accrétion sur les différents secteurs de schorre, entre 1998 et 2005, en fonction des fréquences d'inondation. Source : Détriché *et al.* (2011).

À partir de ces données, il est donc possible d'émettre l'hypothèse selon laquelle une intensification des événements tempétueux, telle que prédite par les experts sur le climat (IPCC, 2014), pourrait entraîner une augmentation de la fréquence des inondations sur les surfaces de schorre, contribuant ainsi à l'augmentation du phénomène d'accrétion de la surface de ceux-ci.

Se pose néanmoins la question de l'évolution des fonctions écosystémiques, notamment de protection côtière, dans ce contexte futur, où la hausse du niveau moyen des mers et l'intensification des phénomènes tempétueux devrait modifier le paysage local, notamment sa topographie.

2.4.3. Prospective 2050 : quel avenir pour le service de protection ?

À partir des mesures d'accrétion, des surfaces de schorres et des surfaces sablo-vaseuses, il est possible de modéliser, de manière exploratoire et prospective, à l'horizon 2050, la capacité d'atténuation des vagues par les systèmes éco-géomorphologiques côtiers de la baie du Mont-Saint-Michel, dont l'élévation future a été simulée à partir des taux de sédimentation précédemment évoqués. L'objectif du travail présenté ci-après étant, *in fine*, d'observer les effets de cette modification topographique sur l'évolution du service écosystémique de protection et *ipso facto* sur la vulnérabilité des enjeux.

Extrait de :

Mury, A., Collin, A., James, D., 2020.

« Prospective 2050 : étude de cas sur l'évolution du service écosystémique de protection côtière »

Proceedings of SAGEO 2021 – La Rochelle, France, 5-7 Mai 2021

Soumis le 30 Octobre 2020

Données

Cette étude a été réalisée sur un site d'environ 300 hectares dans la partie occidentale de la baie du Mont-Saint-Michel (Figure 141), présentant des enjeux humains (bâtiments, axes de communications) ainsi que des systèmes éco-géomorphologiques littoraux (schorres, cheniers coquilliers, estran sablo-vaseux) représentatifs du paysage de la baie et susceptibles de fournir un service écosystémique de protection contre la submersion marine.



Figure 141. Situation géographique générale du site d'étude. Source : Mury *et al.* (2021).

Les hauteurs significatives des vagues (H_{m0}) ont été acquises *in situ* à l'occasion d'une campagne de mesure de quatre cycles de marées consécutifs entre les 22 et 23 janvier 2019, à l'aide de 17 capteurs de pressions (NKE SP2T10) réparties sur 4 transects transversaux et enregistrant à une fréquence de 2 Hz. Les valeurs d'atténuation ont ensuite été calculées à partir de ces valeurs de H_{m0} .

En complément de ces valeurs d'atténuation des H_{m0} , les 16 bandes spectrales de l'imagerie passive satellite WorldView-3 (WV-3) (acquise sur commande par l'ASE, le 20 février 2019), ainsi que les produits dérivés de l'imagerie active LiDAR (Light Detection And Ranging, acquise entre le 2 mai et le 4 juillet 2018) sont utilisées comme prédicteurs de la modélisation de l'atténuation des H_{m0} , qui permet d'estimer la protection offerte par les systèmes éco-géomorphologiques littoraux contre le risque de submersion marine.

Les 16 bandes spectrales de l'imagerie satellite, d'une résolution spatiale originale de 1,20 m, ont été corrigées géométriquement et radiométriquement avant d'être affinées à une résolution spatiale de 0,30 m par l'intermédiaire d'une procédure de pan-sharpening (Gram-Schmidt) basée sur la finesse de la bande panchromatique (résolution spatiale 0,30 m \times 0,30 m, cf. Mury *et al.*, 2020b). Des modèles numériques de surface (MNS) et d'élévation (MNE) sont réalisés à partir des données de l'imagerie LiDAR avec une résolution spatiale de 0,30 m \times 0,30 m et une précision verticale inférieure à 0,2 m.

Afin d'observer les effets de l'évolution de la topographie du site sur le service d'atténuation des vagues, à l'horizon 2050, les valeurs des MNS et MNE dérivés de l'imagerie LiDAR ont été modifiées de manière à simuler l'élévation des systèmes éco-géomorphologiques à partir des taux annuels recensés au sein de la littérature. A secteur du site, préalablement identifié par photo-interprétation, a été attribué un taux d'accrétion annuelle (Figure 142), lequel est ensuite multiplié par 32 pour simuler l'élévation prévisionnelle entre 2018 et 2050.

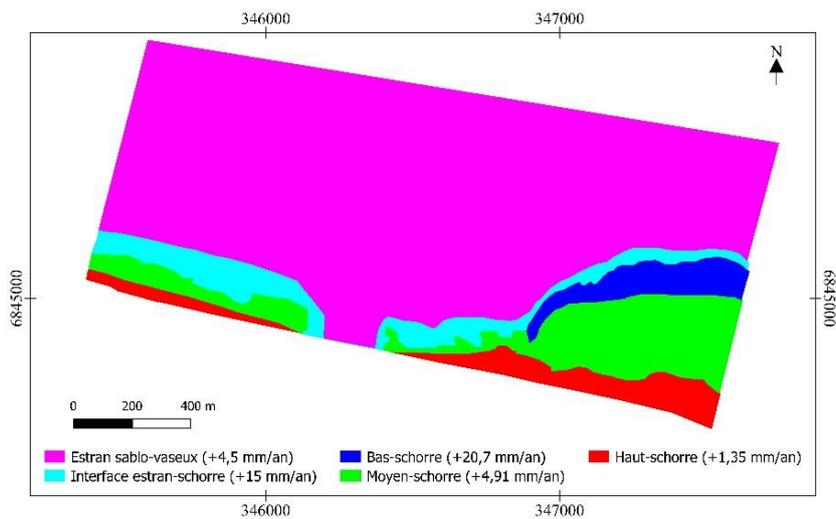


Figure 142. Valeurs d'accrétion par secteur géographique. Source : Mury *et al.* (2021).

Corrélation des prédicteurs de l'imagerie WorldView-3 et LiDAR avec les valeurs d'atténuation

Préalablement à la réalisation des modélisations spatiales, une sélection des cinq prédicteurs les plus corrélés avec les valeurs d'atténuation est réalisée afin de conserver un équilibre statistique, au sein de la modélisation, entre le nombre de prédicteurs et le nombre de réponses statistiques (les valeurs d'atténuation).

Modélisation spatiale par régression linéaire

De manière à évaluer le service écosystémique de protection contre la submersion marine, deux modélisations spatiales de l'atténuation des Hm_0 sont réalisées, à partir des valeurs d'atténuation calculées précédemment pour chaque paire de capteurs: utilisant (1) des prédicteurs spectraux et topographiques originaux, puis (2) utilisant les modèles numériques simulés, par l'intermédiaire de régressions linéaires multiples.

Conception des compartiments d'évaluation

Afin de pouvoir comparer aisément les capacités d'atténuation des Hm_0 quantifiées à travers les deux modélisations spatiales, les valeurs d'atténuation en %/m sont moyennées au sein des compartiments de 30 m × 600 m.

Étude du taux global d'évolution du service de protection côtière

L'évolution du service d'atténuation des vagues, sous-jacente à l'évolution de la topographie, à l'horizon 2050, peut être étudiée par l'intermédiaire du taux global d'évolution (Tx) calculé tel que :

$$Tx = \frac{(\text{Modélisation prospective} - \text{Modélisation originale})}{\text{Modélisation originale}} \quad (15)$$

Cette manipulation a pour objectif de mettre en évidence les compartiments dont les valeurs d'atténuation moyennes offertes par les systèmes éco-géomorphologiques sont les plus affectées par les changements de topographie attendus d'ici 2050. Cela vise ainsi à observer la variabilité dans le temps du service d'atténuation des Hm_0 induit par les systèmes éco-géomorphologiques du site d'étude.

Évolution de la capacité adaptative des enjeux

La capacité protectrice des systèmes éco-géomorphologiques littoraux peut être abordée en tant que proxy de la capacité adaptative, qui constitue l'une des composantes de la vulnérabilité des enjeux (Mury *et al.*, 2020). La transposition de cette composante, depuis les modèles moyennés, aux éléments du cadre bâti (identifiés préalablement par un algorithme de classification supervisée (« maximum de vraisemblance »)), permet donc d'estimer un premier degré de vulnérabilité des enjeux face à l'aléa submersion marine. De manière à pouvoir être comparées de manière diachronique, ces valeurs de capacité adaptative des enjeux font l'objet d'une standardisation entre 0 et 1.

Résultats

Les cinq prédicteurs des imageries affichant les coefficients de corrélations les plus proches de 1 sont, en ordre croissant, MIR1, PIR1, PIR2, MNE et MNS (Tableau 30). C'est donc la combinaison de ces prédicteurs, spectraux et topographiques, qui est utilisée pour la modélisation spatiale de l'atténuation des Hm_0 .

Tableau 30. Coefficients de corrélation entre les prédicteurs de la modélisation et les valeurs d'atténuation. Source : Mury *et al.* (2021).

	Coefficient de corrélation (Pearson)
Atténuation	1,00
Côtier	-0,45
Bleu	-0,49
Vert	-0,46
Jaune	-0,44
Rouge	-0,43
<i>Red edge</i>	0,36

PIR1	0,66
PIR2	0,69
MIR1	0,65
MIR2	0,51
MIR3	0,55
MIR4	0,52
MIR5	0,40
MIR6	0,41
MIR7	0,38
MIR8	0,34
MNS	0,73
MNE	0,71

La modélisation spatiale de l'atténuation des Hm_0 réalisée à partir des prédicteurs spectraux PIR1, PIR2, MIR1 et des prédicteurs topographiques MNE et MNS originaux issus de l'imagerie LiDAR, affiche un coefficient de détermination R^2 de 0,70 et fait état de valeurs d'atténuation comprises entre -1,25 et 1,88%/m (Figure 143a). Cette modélisation permet l'élaboration d'un modèle présentant des valeurs d'atténuation moyennées comprises entre 0,02 et 0,77%/m (Figure 143b).

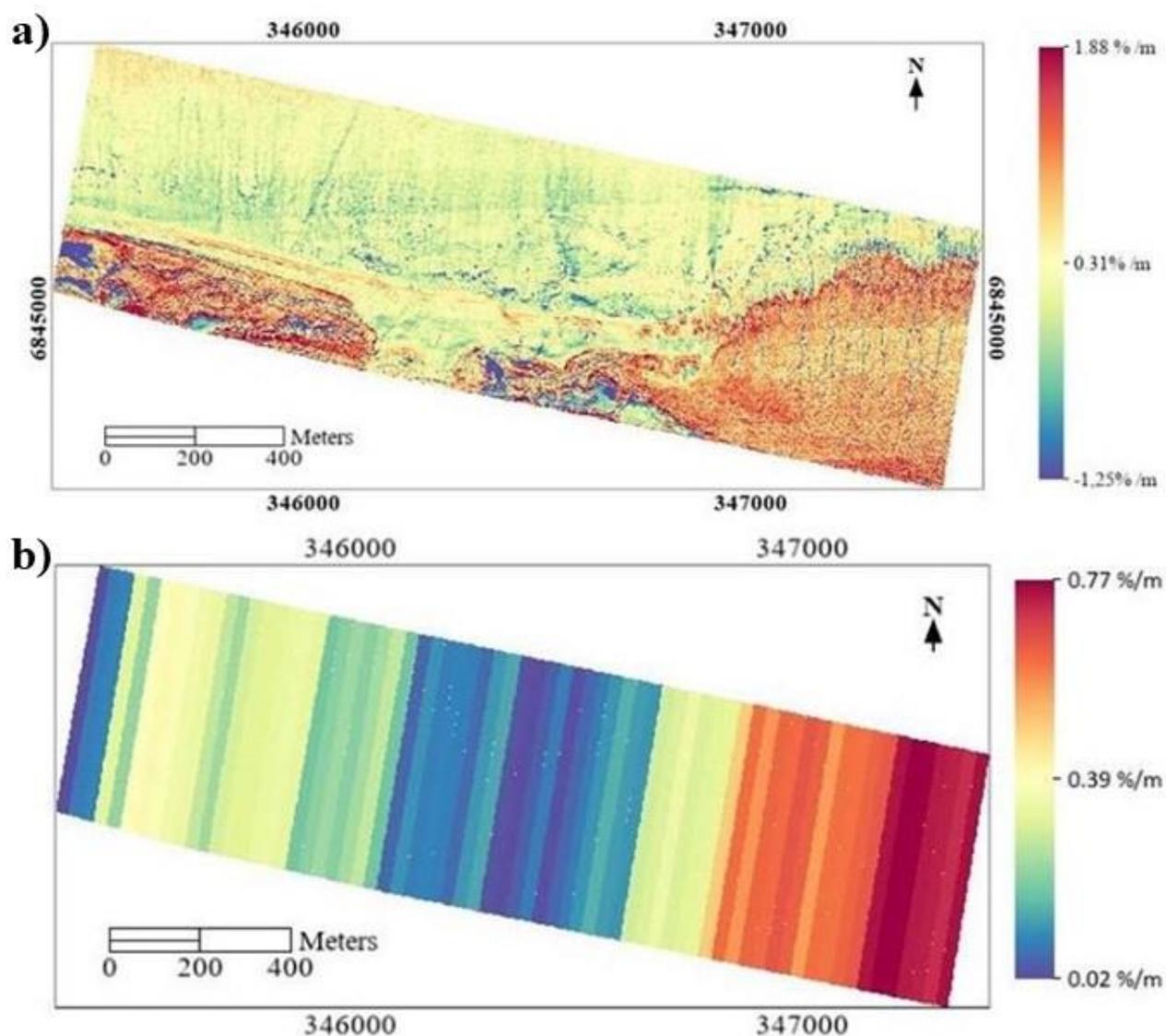


Figure 143. a) Modélisation spatiale de l'atténuation des Hm0 et b) modèle moyenné associé. Source : Mury *et al.* (2021).

La modélisation spatiale prospective de l'atténuation des Hm0, réalisées à partir des prédicteurs spectraux PIR1, PIR2, MIR1 et des MNS et MNE simulés, présente quant à elle des valeurs d'atténuation entre -1,35 et 1,79%/m (Figure 144a). Le modèle « à compartiments » réalisé à partir de la modélisation prospective présente des valeurs moyennes d'atténuation des Hm0 comprises entre -0,10 et 0,64%/m (Figure 144b).

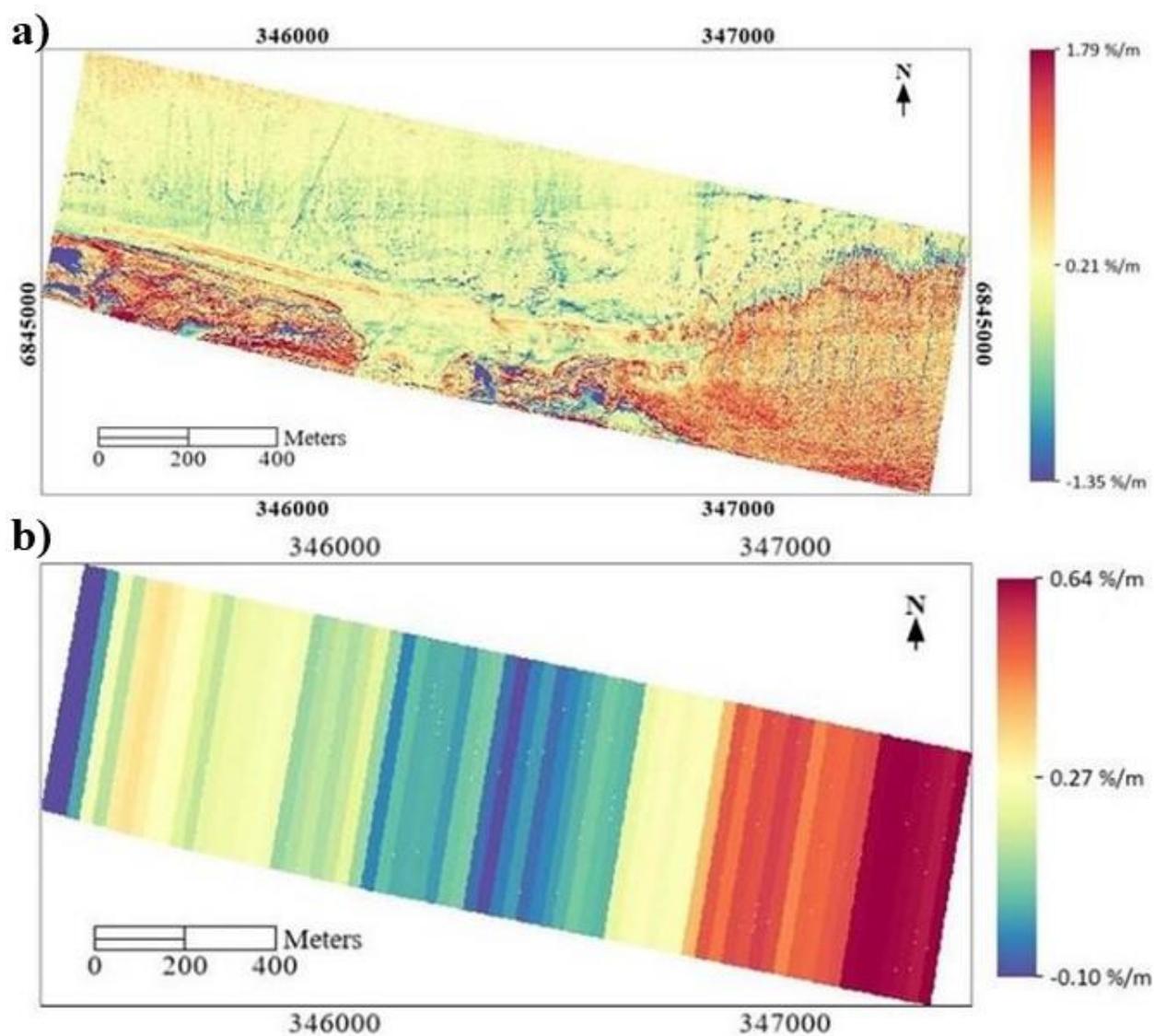


Figure 144. a) Modélisation spatiale prospective de l'atténuation des Hm₀ et b) modèle moyenné associé, sur la commune de Hirel (baie du Mont-Saint-Michel). Source : Mury *et al.* (2021).

L'étude du taux global d'évolution entre les deux modélisations montre des valeurs comprises entre -2,65 et +2,65% sur le site d'étude (Figure 145a). Lorsque ce taux est étudié par l'intermédiaire du modèle basé sur les valeurs moyennées, les valeurs d'évolution contenues dans les compartiments entre 2018 et 2050 sont comprises entre -1,12% et +0,78% (Figure 145b).

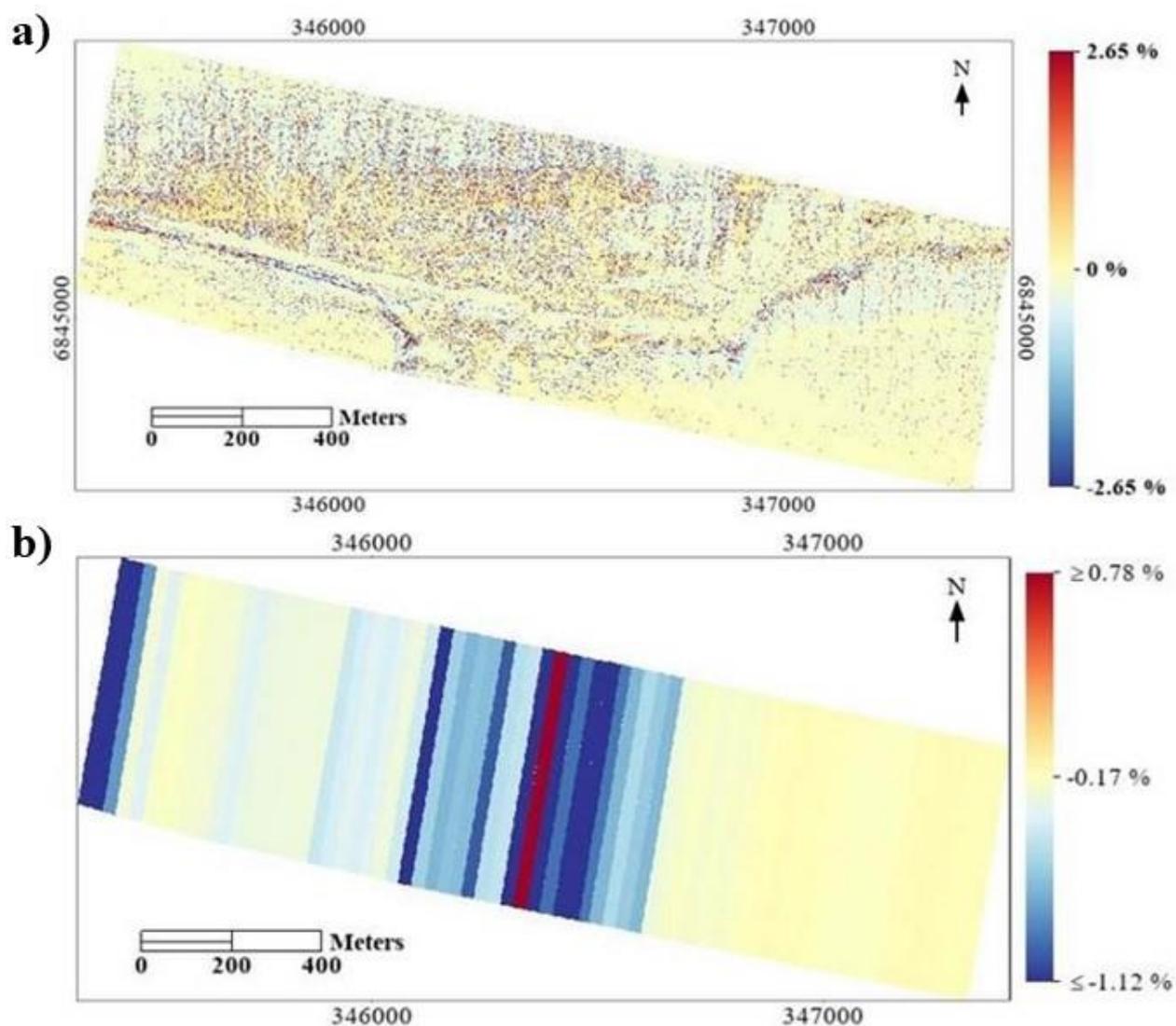


Figure 145. a) Modélisation spatiale du taux global d'évolution entre les modèles originaux et prospectifs et b) modèle moyenné associé, sur la commune de Hirel (baie du Mont-Saint-Michel). Source : Mury *et al.* (2021).

L'application des différents modèles «à compartiments» dont les valeurs ont été standardisées pour 2018 et 2050, sur les enjeux situés en retrait du trait de côte, fait état de valeurs comprises entre 0,18 et 0,92 pour 2018 (Figure 146a), entre 0,18 et 1 pour 2050 (Figure 146b). Le taux global d'évolution entre les modélisations, appliqué aux enjeux, est également standardisé et présente des valeurs entre 0 et 1 (Figure 146c).

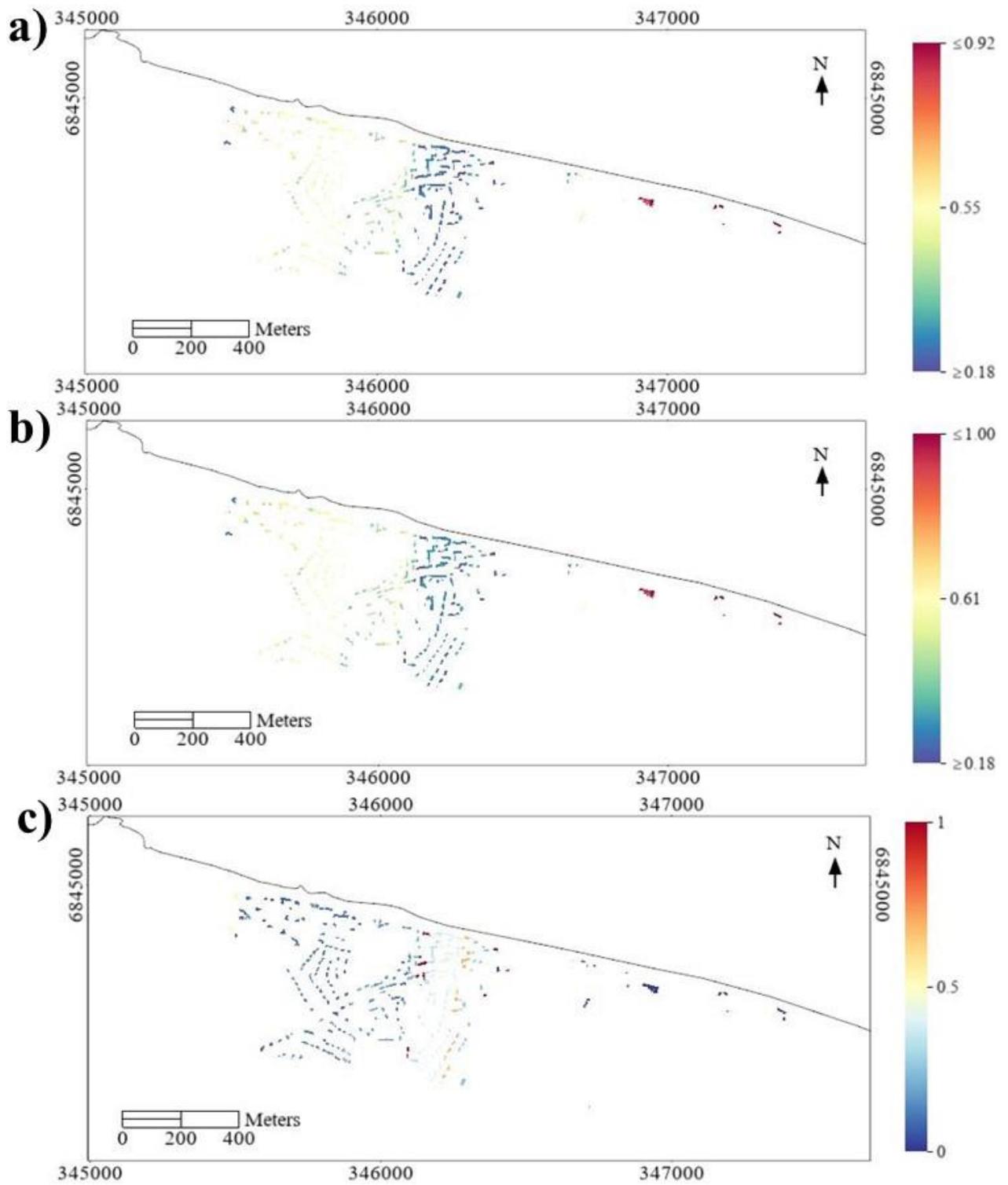


Figure 146. Application des modélisations sur les enjeux, à partir a) du modèle original, b) du modèle prospectif, et c) du modèle de taux global d'évolution, sur la commune de Hirel (baie du Mont-Saint-Michel). Source : Mury *et al.* (2021).

Discussion / Conclusion

La présence des bandes spectrales PIR1, PIR2 et MIR1 de l'imagerie WV-3 et des MNE et MNS dérivés de l'imagerie LiDAR, parmi les prédicteurs présentant les meilleures corrélations avec les valeurs d'atténuation des Hm_0 , s'explique par leurs capacités respectives à fournir des informations sur les caractéristiques éco-physiologiques des communautés végétales de notre site d'étude, ainsi que sur les caractéristiques topographiques du site, qui sont les principaux éléments régissant la circulation des eaux. En effet, les bandes spectrales PIR1 et PIR2 sont particulièrement adaptées pour caractériser la structure anatomique des feuilles et sont utilisées, comme un indicateur du volume de la végétation (Collin *et al.*, 2018). La bande spectrale MIR1, quant à elle, révèle l'absorption de la lumière par l'eau, et permet de déterminer l'état de santé et de développement de la végétation (Collin *et al.*, 2018). S'agissant des modèles numériques de surface et d'élévation dérivés de l'imagerie LiDAR, leurs fortes corrélations (0,73 et 0,71, respectivement) avec les valeurs d'atténuation, s'expliquent par leur capacité à fournir des informations sur la topographie du site, la rugosité de la surface et les pentes.

Les modélisations spatiales de l'atténuation des Hm_0 mettent en évidence la capacité de protection qu'offrent les systèmes éco-géomorphologiques littoraux face aux vagues et à l'aléa submersion marine. Ainsi, pour le modèle réalisé à partir des données originales, les valeurs d'atténuation des Hm_0 sont comprises entre -1,25%/m et 1,88%/m sur l'ensemble du site d'étude (Figure 143a). La modélisation prospective présente, quant à elle, des valeurs sensiblement similaires, entre -1,35%/m et 1,79% (Figure 144a), venant ainsi confirmer l'hypothèse d'un maintien de la capacité de protection offerte par les systèmes éco-géomorphologiques, à l'horizon 2050. Ces modélisations spatiales permettent la mise en lumière du rôle protecteur joué par les systèmes éco-géomorphologiques, et plus spécialement du schorre, dans l'atténuation des vagues. Ceci est tout particulièrement observable à travers les modèles « à compartiments », les compartiments présentant des valeurs d'atténuation les plus importantes abritant des surfaces de schorre. Cette représentation des valeurs d'atténuation moyennées permet ainsi, au-delà des valeurs, d'identifier spatialement les secteurs du site d'étude qui bénéficient d'une capacité de protection moindre de la part des objets naturels. Logiquement il apparaît, à l'analyse des différents modèles originaux ou prospectifs, que les secteurs présentant peu ou pas de végétation et une topographie déprimée offrent un service d'atténuation des vagues plus restreint.

L'étude du taux global d'évolution du service d'atténuation des Hm_0 entre les modélisations originales et prospectives, notamment par l'intermédiaire du modèle « à compartiments », met en relief deux constats. En premier lieu, ce taux global d'évolution montre la capacité d'adaptation des systèmes éco-géomorphologiques, qui par leur potentiel à s'exhausser naturellement, parviennent à maintenir un service écosystémique performant, bien qu'en léger recul, en matière d'atténuation des Hm_0 . Ceci est tout particulièrement tangible sur les secteurs de schorre à l'Est et à l'Ouest de la zone

d'étude. En second lieu, ce taux global d'évolution permet d'observer l'accroissement des inégalités, à l'horizon 2050, entre les secteurs bénéficiant d'un service de protection performant de la part des systèmes écotopographiques et ceux bénéficiant d'un service moindre, et dont les taux globaux d'évolution sont les plus négatifs. Néanmoins il convient de signaler que ce modèle prospectif ne prend pas en considération la translation longitudinale des compartiments observée par la dynamique sédimentaire au cours du siècle passé.

Ainsi les enjeux identifiés comme étant ceux présentant une capacité adaptative moindre avec la modélisation originale (Figure 146a), le restent avec la modélisation prospective en 2050 (Figure 146b). Néanmoins les taux globaux d'évolution entre les deux modélisations, originale et prospective, font état d'une altération plus importante du service de protection offerts aux enjeux des secteurs ne présentant pas de schorre et de cheniers développés (Figure 146c).

**PARTIE IV : Bilan et perspectives de l'évaluation
du service écosystémique de protection contre la
submersion marine**

Chapitre 1 – Bilan des modélisations spatiales

Ce premier chapitre présente le bilan des différentes méthodologies développées dans le cadre de la mise en œuvre des modélisations spatiales de l'atténuation des vagues par les systèmes écotopographiques littoraux ainsi que pour la réalisation des cartographies quantitatives nécessaires à l'analyse du risque de submersion.

1.1. Retour sur la modélisation spatiale de l'atténuation des vagues

1.1.1. Bilan des expérimentations

1.1.1.1. Les modèles statistiques

Afin de modéliser spatialement le service écosystémique d'atténuation des vagues induit par les systèmes écotopographiques côtiers, et donc de quantifier leur effet protecteur contre la submersion marine, il est possible de recourir à différents modèles statistiques. Ainsi, au cours de ce travail, différentes méthodologies ont été expérimentées, en 1D puis en 2D pour représenter spatialement le processus de réduction des hauteurs significatives des vagues lors de leur cheminement vers la côte. En premier lieu, les atténuations ont été modélisées en 1D par interpolation des valeurs calculées, puis des modèles de régressions linéaires et non-linéaires ont été mis en œuvre pour l'extrapolation des valeurs d'atténuation calculées, afin de réaliser des modélisations spatiales de l'atténuation des vagues en 2D.

La modélisation en 1D par interpolation

La modélisation en 1D spatiale de l'atténuation des vagues, telle que présentée en III-1.1 constitue une première approche méthodologique intéressante pour l'évaluation du service de protection contre la submersion marine, offert par les systèmes écotopographiques littoraux. En effet, cette méthodologie, éprouvée par l'intermédiaire de nombreuses études sur de multiples systèmes écotopographiques (cf. I-1.3.3), est simple dans sa mise en œuvre, et nécessite peu d'équipement (une paire de capteurs de pression), elle présente donc des coûts matériels restreints. Elle permet en outre d'obtenir un aperçu quant à l'atténuation des vagues induite par un ou plusieurs systèmes écotopographiques préalablement identifiés spatialement sur un site d'étude. Ainsi, comme évoquée en III-1.1 cette méthodologie, déployée sur différents secteurs en baie du Mont-Saint-Michel, a permis notamment de quantifier l'atténuation des vagues induite par un transect de schorre (78 %/100m), par un transect présentant un chenier coquillier non-dégradé (61,1 %/100m) ou encore un transect avec un chenier coquillier dégradé par l'action anthropique (39,3 %/100m).

Cette étude a mis ainsi en évidence, par la comparaison des valeurs d'atténuation calculées, l'impact négatif de la modification du milieu par l'homme, au regard du service écosystémique de protection, et corroborant les résultats des travaux menés par Jeanson *et al.* (2015) sur ces mêmes sites d'études.

Néanmoins, cette méthodologie de modélisation de l'atténuation des vagues présente deux inconvénients majeurs, résidant dans sa caractéristique spatiale très localisée. En effet cette méthodologie qui offre la possibilité de calculer une valeur d'atténuation globale entre deux stations de mesures, laquelle peut être convertie en taux d'atténuation par unité de distance, ne tient pas compte de la non-linéarité spatiale de l'atténuation des vagues, et donc du service écosystémique de protection, mise en évidence par Koch *et al.*(2009). De plus, par son approche linéaire, cette méthodologie ne permet une modélisation de l'atténuation des vagues que de manière très localisée entre les deux points de mesure, elle n'offre donc qu'un aperçu du phénomène global d'atténuation par le système éco-géomorphologique étudié. Cette méthodologie de modélisation, et les valeurs d'atténuation qui en résultent, sont donc entièrement dépendantes de la localisation des stations de mesures sur le site d'études. Elle constitue néanmoins une étape indispensable à la mise en œuvre des modélisations en 2D.

La modélisation spatiale en 2D par régression linéaire

La méthodologie de modélisation spatiale en 2D de l'atténuation des vagues par les systèmes éco-géomorphologiques, à partir de modèles statistiques de régressions linéaires simples et multiples, a été développée successivement en III-1.2.1, III-1.2.2 et III-1.2.3 à partir de différentes sources d'imagerie.

Cette méthodologie a permis de pallier les limites rencontrées lors de la modélisation en 1D, tout en offrant de bonnes performances de modélisation. En effet, l'utilisation de régressions linéaires, simples et multiples, a permis d'envisager l'atténuation induite par les systèmes éco-géomorphologiques étudiés, de manière globale, en extrapolant les valeurs calculées entre les différentes stations de mesure. Ainsi, cette modélisation, élaborée à partir des valeurs d'atténuation modélisées en 1D et des techniques de télédétection, offre une vision d'ensemble des systèmes éco-géomorphologiques et de leur action, permettant ainsi de représenter non plus l'atténuation des vagues comme un processus linéaire à mesure qu'elles progressent dans ou sur le système éco-géomorphologique, mais un processus complexe et spatialement hétérogène, dépendant des caractéristiques écologiques et topographiques intrinsèques du site d'étude, conformément aux travaux de Koch *et al.*(2009).

En ce qui concerne les performances de modélisation, matérialisées par le coefficient de détermination, R^2 , des différents modèles expérimentés, par régressions simples ou multiples, les résultats obtenus par les régressions linéaires diffèrent de manière importante dépendamment des

sources d'imageries utilisées et des prédicteurs spectraux ou des modèles numériques testés pour la modélisation.

Ainsi, les modélisations spatiales réalisées précédemment par l'intermédiaire de régressions linéaires simples affichent des coefficients de détermination compris entre -0,02 et 0,52. Ces coefficients de détermination, relativement faibles, permettent de mettre en évidence la composante multifactorielle du processus d'atténuation des vagues par les systèmes écogéomorphologiques littoraux, lequel ne peut être étudié que partiellement, comme c'est le cas avec les régressions linéaires simples, en ayant recours à une seule composante du territoire, retranscrit par un unique prédicteur spectral ou topographique.

L'utilisation de plusieurs descripteurs de l'environnement, spectraux et topographiques, via les régressions linéaires multiples, permet de dépasser cette limite et d'atteindre des performances de modélisation bien supérieures. Ainsi, les coefficients de détermination obtenus par les différentes combinaisons de prédicteurs des imageries, atteignent 0,85 (cf. III-1.2.2) lors des expérimentations réalisées avec l'utilisation de cette méthode par régressions linéaires multiples pour la modélisation spatiale de l'atténuation des vagues par les systèmes écogéomorphologiques littoraux.

La modélisation spatiale en 2D par régression non-linéaire

Afin de modéliser en 2D l'atténuation des vagues, induite par les systèmes écogéomorphologiques littoraux, et en complément des modèles réalisés par l'intermédiaire de régressions linéaires, il a été fait usage d'autres modèles statistiques, en l'occurrence de régressions non-linéaires faisant appel à des réseaux de neurones artificiels. L'expérimentation de cette méthodologie de modélisation spatiale en 2D est développée en III-1.3.

Cette méthodologie de modélisation spatiale en 2D de l'atténuation des vagues, comme celle utilisant les régressions linéaires (cf. III-1.2), s'appuie sur les données de modélisation en 1D dont la méthodologie est présentée en III-1.1. Néanmoins, la méthodologie d'extrapolation des valeurs calculées le long des transects de mesure, diffère de la méthode précédente, avec l'utilisation d'un réseau de neurones artificiels, qui va apprendre et prédire les valeurs d'atténuation sur l'ensemble du site, par l'intermédiaire des atténuations calculées et des descripteurs spectraux et topographiques.

La méthode de modélisation par l'intermédiaire des régressions non-linéaires présente des performances de modélisation supérieures aux différentes méthodologies précédemment développées. En effet, les expérimentations réalisées font état de coefficients de détermination, R^2 , compris entre 0,07 pour un réseau à un neurone et 0,90 pour un réseau à deux neurones pour la modélisation spatiale de l'atténuation des vagues par une prairie d'herbiers de *Zostera marina* contre 0,10 pour le modèle de régression linéaire multiple (cf. III-1.3.1.). Lors de la modélisation portant sur l'atténuation par le schorre les R^2 sont de 0,63, 0,87 et 0,98 pour les réseaux composés respectivement de 1, 2 et 3

neurones, contre 0,57 lors de l'utilisation de la régression linéaire multiple. Enfin, les coefficients R^2 obtenus lors de la modélisation sur le site d'étude présentant la plus grande variété de systèmes éco-géomorphologiques sont quant à eux de 0,58, 0,99 et 0,99 pour les réseaux à 1, 2 et 3 neurones contre 0,59 pour la modélisation par régression linéaire multiple.

Les bonnes performances affichées par les modèles de régressions non-linéaires et leurs différences avec les modélisations par régressions linéaires multiples peuvent être expliquées par la complexité de fonctionnement des réseaux de neurones artificiels, lesquels apprennent par l'intermédiaire des prédicteurs fournis en entrée (*input layers*). Ainsi, la modélisation par l'utilisation d'un réseau de neurones artificiels nécessite moins de valeurs que la modélisation à l'aide d'une régression linéaire multiple, pour atteindre un degré de précision comparable. Un réseau de neurones artificiels permet ainsi, pour un même nombre de valeurs d'atténuations calculées en 1D, une prédiction plus précise qu'une régression linéaire multiple (Dreyfus, 1998).

Il conviendra néanmoins dans de futures études d'expérimenter ces différentes méthodologies de modélisation spatiale en 2D, à partir d'un échantillonnage de valeurs d'atténuation des vagues, et donc de mesures ponctuelles, bien supérieur. Cela permettra de confirmer ou d'infirmer la prévalence en termes de précision du réseau de neurones artificiels sur la régression linéaire multiple, pour la modélisation de l'atténuation des vagues. De plus, l'utilisation de réseaux de neurones convolutifs pourra également être expérimentée lors de futures modélisations, afin d'observer la pertinence des méthodes d'apprentissage profond (*deep learning*) pour la prédiction des valeurs d'atténuation des vagues.

1.1.1.2. Les sources d'imagerie

Au cours des travaux réalisés pour quantifier le service écosystémique de protection contre la submersion marine, procuré par les systèmes éco-géomorphologiques du domaine intertidal tempéré, différentes sources d'imageries ont été utilisées afin d'évaluer la pertinence et l'apport de chacune d'elles pour la modélisation spatiale en 2D de l'atténuation des vagues.

L'imagerie aérienne drone en couleurs naturelles (RVB)

La première source d'imagerie à avoir été expérimentée (cf. III-1.2.1) pour la modélisation spatiale en 2D de l'atténuation des vagues est une imagerie RVB acquise par l'intermédiaire d'un drone aéroporté dit *consumer-grade*, le DJI Mavic Pro Platinum (cf. II-1.1.2.2. N°1), destiné à un usage grand public. Les bandes spectrales RVB de l'imagerie drone ont également été employées en III-1.2.2 par l'intermédiaire de l'imagerie drone multispectrale.

En raison du public ciblé par le constructeur, cette source d'imagerie présente un premier intérêt majeur par son coût d'acquisition modeste, qui la rend possiblement accessible à un grand nombre de scientifiques et de gestionnaires d'espaces naturels.

Que peut-on dire à présent de l'usage de cette source d'imagerie, de ses performances et de sa pertinence pour la modélisation spatiale de l'atténuation des vagues ? Dans le cadre de l'expérience menée en III-1.2.1, les seules bandes spectrales (RVB) ont été utilisées, l'analyse suivante portera donc sur ces seuls produits et ce, bien qu'il soit également possible de réaliser des produits dérivés photogrammétriques à partir des images acquises par cette machine. L'usage et la pertinence des produits photogrammétriques seront discutés dans le cadre de l'expérimentation portant sur l'utilisation de l'imagerie drone multispectrale.

Ainsi, l'utilisation pour la modélisation spatiale de l'atténuation des vagues des prédicteurs R, V et B de l'imagerie drone, a mis en évidence, dans le cadre des expériences présentées en III-1.2.1 et III-1.2.2, la pertinence des bandes spectrales V et B comme prédicteurs de la modélisation. En effet, les modélisations spatiales réalisées par l'intermédiaire de régressions linéaires simples en III-1.2.1 et III-1.2.2, utilisant le prédicteur B ont obtenu des coefficients de détermination respectivement de 0,52 et 0,50. Les modélisations réalisées suivant le même protocole, à partir du prédicteur V ont quant à elle affichées des R^2 de 0,44 et 0,51.

Comme évoqué précédemment, la pertinence des prédicteurs Bet V s'explique par leurs capacités à mettre en évidence le pic d'absorbance et de réflectance des pigments chlorophylliens, ils constituent donc des descripteurs pertinents du terrain, par leurs capacités à fournir un premier degré d'information sur la végétation du site d'étude.

L'utilisation conjointe des bandes R, V et B, pour la modélisation spatiale de l'atténuation des vagues par régressions linéaires multiples, ne semble pas apporter davantage d'informations pertinentes puisque les coefficients de détermination obtenus de cette manière demeurent quasi inchangés avec 0,52 et 0,54.

On peut donc déduire de ces résultats, que l'utilisation des seuls prédicteurs spectraux de l'imagerie drone RVB, ne permet pas de réaliser une modélisation spatiale de l'atténuation des vagues avec un degré de précision satisfaisant, néanmoins elle offre un premier aperçu global du processus d'atténuation induit par les systèmes éco-géomorphologiques du site d'étude. Il conviendrait, pour affiner la précision de la modélisation, de compléter ces informations spectrales des bandes RVB par d'autres informations, notamment topographiques ou spectrales infrarouges, par l'utilisation des produits photogrammétriques.

L'imagerie aérienne drone multispectrale

Les expérimentations présentées en III-1.2.2 et III-1.3.1 ont été réalisées en ayant recours à l'imagerie drone multispectrale et à l'utilisation des bandes spectrales *red edge* (RE), proche infrarouge (PIR) et de l'indice de végétation NDVI construit à partir de la bande optique rouge et du PIR du capteur multispectral Parrot Sequoia® (cf. II-1.1.2.2. N°2), en complément des bandes spectrales RVB du capteur optique. Ces prédicteurs RE et PIR ainsi que le dérivé de ceux-ci ont été utilisés aussi bien pour la modélisation spatiale de l'atténuation des vagues à partir de régressions linéaires simples et multiples (III-1.2.2) qu'à partir de régressions non-linéaires (III-1.3.1).

Les différents modèles de régressions linéaires simples (cf. III-1.2.2), à partir des prédicteurs RE, PIR et NDVI, présentent des coefficients de détermination de 0,24, 0,32 et 0,41. L'utilisation de ces trois prédicteurs, considérés individuellement, ne présente donc pas un degré de précision satisfaisant pour la réalisation de modèles d'atténuation des vagues.

Néanmoins, l'ajout de ces prédicteurs à la combinaison RVB ($R^2 : 0,54$), permet d'augmenter considérablement la précision des modélisations avec l'obtention d'un coefficient de détermination de 0,58 pour la combinaison RVB + NDVI (+ 0,04 par rapport à la combinaison des prédicteurs RVB), 0,71 pour RVB + PIR (+ 0,17), 0,73 pour RVB + RE (+ 0,19), 0,71 pour RVB + PIR + RE (+ 0,17), 0,78 pour RVB + PIR + NDVI (+ 0,24), 0,85 pour RVB + RE + NDVI (+ 0,31) et 0,81 pour RVB + PIR + RE + NDVI (+ 0,27).

La pertinence des prédicteurs RE, PIR et NDVI pour la modélisation de l'atténuation des vagues induite par les systèmes écotopographiques à dominante végétale tels que celui étudié en III-1.2.2, déduite des coefficients de détermination obtenus, est soutenue par l'expérience présentée en III-1.3.1 dans laquelle les prédicteurs présentant les meilleurs coefficients de corrélation de Pearson avec les valeurs d'atténuations sont les prédicteurs PIR et NDVI.

Ces résultats démontrent la pertinence et l'importance de l'ajout des informations contenues dans les bandes spectrales RE et PIR ainsi que dans le produit dérivé NDVI, pour la modélisation de l'atténuation des vagues induite par les systèmes écotopographiques à dominante végétale présents sur les sites d'études présentés en III-1.2.2 et III-1.3.1. Ces expériences démontrent donc l'intérêt d'avoir recours à une source d'imagerie multispectrale pour modéliser le service écosystémique de protection de ces systèmes écotopographiques contre la submersion marine.

L'imagerie satellite multispectrale WorldView-3

En parallèle des modélisations réalisées à partir des images acquises par drone, deux expérimentations ont été menées avec l'utilisation de l'imagerie satellitaire. La première d'entre-elles, présentée en III-1.2.3, a porté notamment sur l'utilisation de l'imagerie multispectrale WorldView-3, soit les huit bandes du spectre visible contenues au sein de l'imagerie superspectrale WV3, pour la modélisation de l'atténuation des vagues par les systèmes éco-géomorphologiques littoraux, via des régressions linéaires simples et multiples.

Comme lors des précédentes expérimentations réalisées avec l'utilisation de modèles de régressions linéaires, chacune des huit bandes a été testée pour la modélisation spatiale via une régression linéaire simple. Ainsi, les deux prédicteurs de l'imagerie multispectrale WV-3 pour lesquels les modèles ont présenté les meilleurs coefficients de détermination, sont le PIR 1 et le PIR 2, avec des valeurs de R^2 de 0,37 et 0,42, largement devant les prédicteurs B (R^2 : 0,08), RE (R^2 : 0,07), V (R^2 : 0,06), jaune (R^2 : 0,05), R (R^2 : 0,04) et la bande spectrale côtière (0,04).

Ensuite, à partir de la combinaison des bandes spectrales RVB (R^2 : 0,25), il a été choisi de tester l'apport des bandes spectrales RE, PIR1 et PIR2, à travers différentes combinaisons de cinq bandes, pour prédire via des régressions linéaires multiples, l'atténuation des vagues induite les systèmes éco-géomorphologiques côtiers. Les différents modèles ainsi expérimentés ont présenté, au regard de leurs coefficients de détermination respectifs, des apports sensiblement similaires, la combinaison RVB + PIR1 + PIR2 affichant un R^2 de 0,56 contre 0,55 pour les combinaisons RVB + RE + PIR1 et RVB + RE + PIR2 (cf. III-1.2.3). L'apport des bandes spectrales PIR1 et PIR2 à la modélisation spatiale s'explique par leur capacité à fournir de l'information sur les caractéristiques anatomiques des feuilles du couvert végétal.

Néanmoins, il apparaît à travers les coefficients de détermination obtenus par les différents modèles que l'utilisation des seules bandes spectrales de l'imagerie satellitaire multispectrale ne permet pas d'obtenir une précision de modélisation satisfaisante sur l'ensemble d'un site d'étude, tel que celui étudié en III-1.2.3 sur lesquels les systèmes éco-géomorphologiques à dominante végétale représentent une portion moindre du site d'étude que lors des expérimentations réalisées avec l'imagerie drone multispectrale (cf. III-1.2.2 et III-1.3.1).

L'imagerie satellite superspectrale WorldView-3

Enfin, une expérimentation à partir des 16 bandes spectrales de l'imagerie satellitaire WorldView-3 a été réalisée en III-1.3.3 via des réseaux de neurones artificiels afin d'étudier la pertinence des bandes du spectre infrarouge pour la modélisation de l'atténuation des vagues.

La pertinence des prédicteurs issus des spectres du proche infrarouge et de l'infrarouge de l'imagerie satellitaire superspectrale WV-3 peut être étudiée à travers les coefficients de corrélations de ceux-ci avec les valeurs d'atténuation des Hm_0 calculées. Ainsi, parmi l'ensemble des prédicteurs spectraux testés, il apparaît que les bandes spectrales PIR1, PIR2 et moyen infrarouge (MIR) sont celles les plus corrélées avec les valeurs d'atténuations avec des coefficients de Pearson respectifs de 0,64, 0,67 et 0,64, elles sont également parmi les cinq plus corrélées lorsque l'on prend en considération les prédicteurs topographiques expérimentés dans le même temps. On retrouve ensuite en ordre décroissant les prédicteurs spectraux MIR3 ($R^2 : 0,54$), MIR4 ($R^2 : 0,52$), MIR2 ($R^2 : 0,51$), MIR6 ($R^2 : 0,41$), MIR7 ($R^2 : 0,38$), MIR8 ($R^2 : 0,35$) et RE ($R^2 : 0,35$) devant les prédicteurs du spectre visible qui présentent quant à eux des valeurs de corrélations négatives avec les valeurs d'atténuation des vagues, B ($R^2 : -0,40$), V ($R^2 : -0,38$), jaune ($R^2 : -0,36$), violet ($R^2 : -0,35$) et R ($R^2 : -0,34$).

Ainsi, il apparaît à travers ces résultats de corrélations entre les prédicteurs issus de l'imagerie satellitaire superspectrale WV-3 et les valeurs d'atténuations mesurées que l'imagerie superspectrale WV-3 représente théoriquement une source de données intéressante pour la modélisation spatiale de l'atténuation des vagues par les systèmes éco-géomorphologiques littoraux de notre site d'étude.

Cette conclusion théorique nécessiterait cependant d'être validée par l'expérimentation de ces seuls prédicteurs spectraux pour la réalisation d'une modélisation spatiale, ce qui n'a pas été réalisé dans le cadre de cette étude, ceux-ci ayant été utilisés conjointement à des modèles numériques pour la modélisation (cf. III-1.3.3).

L'imagerie LiDAR aéroportée et les produits photogrammétriques des imageries drone

En complément des bandes spectrales des imageries passives acquises par drones aériens et satellites, des modèles numériques issus de l'imagerie LiDAR ainsi que des modèles numériques conçus par des techniques de photogrammétrie à partir des imageries drone, ont été utilisés tout au long des expérimentations en tant que prédicteurs des modélisations.

Tout d'abord, les modèles numériques LiDAR ont été utilisés dans le cadre des modélisations spatiales présentées en III-1.2.1, III-1.2.3 et III-1.3.3, respectivement en complément de l'imagerie drone aérien RVB, de l'imagerie satellitaire multispectrale WV-3 et de l'imagerie satellitaire superspectrale WV-3.

Ainsi, dans le cas de la première expérience (cf. III-1.2.1), la contribution des modèles numériques d'élévation (MNE), de hauteur (MNH) et d'intensité infrarouge LiDAR (MNI) a été testée pour modéliser spatialement l'atténuation des vagues, et ce par l'intermédiaire des modèles de régressions linéaires simples et multiples. Les résultats ainsi obtenus ont démontré, par l'utilisation de

la régression linéaire simple, la forte contribution individuelle du modèle numérique d'élévation ($R^2 : 0,41$), mais également l'intérêt de coupler ce MNE à des prédicteurs spectraux, notamment la bande spectrale bleue, en recourant à une régression linéaire multiple, pour améliorer la précision de la modélisation de l'atténuation des vagues par une surface de schorre ($R^2 : 0,59$).

Dans le cadre de la seconde expérience (cf. III-1.2.3), des MNS, MNE, MNI, MNH, MNR et MNP ont été générés à partir de l'imagerie LiDAR. Lors de la réalisation des modèles par régression linéaire simple, les trois modèles numériques issus de l'imagerie LiDAR ayant présenté les coefficients de détermination les plus élevés sont, en ordre décroissant, le MNS ($R^2 : 0,33$), le MNE ($R^2 : 0,31$) et le MNI ($0,28$). Cependant lors du couplage de ces modèles numériques aux prédicteurs issus de l'imagerie multispectrale WV-3, pour la modélisation spatiale par l'intermédiaire de régressions linéaires multiples, ce sont cette fois-ci les modèles numériques d'intensité infrarouge (MNI), de rugosité (MNR) et de pente (MNP) qui se sont avérés être les plus complémentaires aux informations spectrales avec la meilleure précision atteinte par la combinaison PIR1 + PIR2 + MNI + MNR + MNP ($R^2 : 0,75$).

Enfin, les modèles numériques MNS, MNE, MNH, MNI, MNR et MNP dérivés de l'imagerie LiDAR ont également été utilisés pour modéliser spatialement l'atténuation des vagues à partir de régressions non-linéaires, composés successivement de 1, 2 et 3 neurones. Ce faisant le coefficient de corrélation (Pearson) de chacun d'eux a été calculé, et ce sont, parmi les modèles numériques, les MNS ($0,62$) et MNE ($0,61$) qui ont présentés les plus fortes corrélations avec les valeurs d'atténuation mesurées. Ces modèles numériques ont donc été utilisés, en complément des prédicteurs spectraux PIR1, PIR2 et MIR1 pour la réalisation des modélisations via les réseaux de neurones artificiels. Les différentes modélisations ainsi réalisées ont fait état de coefficients de détermination de $0,58$, $0,99$ et $0,99$, pour les réseaux composés respectivement de 1, 2 et 3 neurones artificiels.

Ces différentes modélisations, réalisées par l'intermédiaire de régressions linéaires et non-linéaires, ont donc mis en évidence la pertinence de l'utilisation des données acquises par LiDAR aéroporté, pour la prédiction des valeurs d'atténuation des vagues induites par les systèmes éco-géomorphologiques littoraux présents sur les sites d'études.

Concernant à présent les modèles numériques dérivés des images acquises par drones et réalisés par photogrammétrie, ils ont été utilisés lors des expérimentations présentées en III-1.2.2 et III-1.3.1.

Dans le cadre de la modélisation spatiale réalisée en III-1.2.2, un seul produit photogrammétrique, à savoir un MNS, conçu à partir de l'imagerie drone multispectrale a été utilisé pour prédire l'atténuation des vagues par l'intermédiaire de régressions linéaires.

La modélisation par régression linéaire simple à partir de ce seul MNS affiche un coefficient de détermination de seulement $0,29$ contre $0,51$ par exemple pour la bande spectrale V. On observe

néanmoins que l'ajout de ce prédicteur topographique à la combinaison des prédicteurs RVB (R^2 : 0,54) lors de la modélisation par régression linéaire multiple contribue de manière significative à l'augmentation de la précision du modèle, faisant augmenter le R^2 du modèle de 0,10, passant ainsi de 0,54 à 0,64. L'ajout de ce MNS aux combinaisons RVB + RE, RVB + PIR et RVB + RE + PIR permet également d'augmenter le R^2 de ces modèles de 0,09, de telle manière qu'ils atteignent des R^2 respectifs de 0,84, 0,80 et 0,80. On observe donc, dans le cadre de cette expérience, un apport significatif de ce modèle numérique dérivé de l'imagerie drone pour la modélisation spatiale de l'atténuation des vagues.

Dans la modélisation spatiale présentée en III-1.3.1, d'autres produits photogrammétriques, en l'occurrence un MNR et un MNP ont été utilisés en complément des bandes spectrales de l'imagerie drone multispectrale, pour prédire les valeurs d'atténuation des vagues en utilisant une régression non-linéaire. Le calcul des coefficients de corrélation entre les différents prédicteurs spectraux et topographiques et les valeurs d'atténuation des vagues a mis en évidence que seuls les modèles numériques sont corrélés positivement avec les valeurs d'atténuations, et que le MNS et le MNR, toujours dans le cadre de cette étude sont parmi les quatre prédicteurs présentant, en valeur absolue, les meilleures corrélations. La modélisation réalisée à partir des quatre prédicteurs présentant les meilleurs coefficients de corrélation (PIR, NDVI, MNS et MNR) et d'un réseau composé de deux neurones artificiels a permis d'atteindre un coefficient de détermination de 0,90.

Ces deux expériences mettent donc en évidence la pertinence des modèles numériques dérivés de l'imagerie drone par des méthodes de photogrammétrie, pour la modélisation spatiale de l'atténuation des vagues par les systèmes éco-géomorphologiques littoraux, que ce soit par l'utilisation de modèles de régressions linéaires ou non linéaires.

Enfin, l'étude des incertitudes de modélisation, présentée en III-1.4, a démontré l'intérêt de l'utilisation des prédicteurs topographiques, dérivés du LiDAR ou de l'imagerie drone, pour la réduction des incertitudes liées aux ombres potentiellement présentes sur les différents prédicteurs spectraux (Shahtahmassebi *et al.*, 2013).

1.1.1.3. Synthèse des imageries

À partir des différentes expérimentations menées dans le cadre de cette thèse, il est possible de dresser plusieurs recommandations quant à la nature et la source des données d'imagerie à utiliser pour assurer le suivi de sites naturels littoraux et pour quantifier le service écosystémique de protection offert par les systèmes éco-géomorphologiques du domaine intertidal tempéré.

Quelle(s) source(s) d'imagerie pour quelle(s) échelle(s) d'étude ?

Compte tenu des différentes études réalisées et présentées dans ce manuscrit, en termes de suivi environnemental (cf. II-1.2.2) et de modélisations spatiales de l'atténuation des vagues, par les systèmes écogéomorphologiques littoraux (cf. III-1), il apparaît que certaines sources d'imagerie s'avèrent être plus pertinentes que d'autres en fonction de l'échelle d'étude d'un site.

En effet, l'étude de cas présentée en II-1.2.3.3 a montré l'intérêt de l'utilisation de l'imagerie drone pour le suivi environnemental sur des sites d'études de grande échelle spatiale et donc de faible superficie. L'utilisation de sources d'imageries drones de types quadricoptères ou ailes volantes se révèle particulièrement adaptée pour cette échelle de travail en raison de la précision et des potentielles très hautes résolutions spatiales et temporelles qu'elles offrent et qui permettent de suivre de manière précise des processus spatialement très localisés et/ou présentant une grande occurrence. Cependant, en raison de la faible autonomie (20 à 30 minutes maximum) affichée aujourd'hui par les batteries équipant les drones de type quadricoptère, destinés à l'usage du grand public, leur utilisation pour le suivi environnemental est restreinte à des sites de dimensions réduite, à moins de disposer de batteries additionnelles. Le recours à une aile volante, disposant d'une plus grande autonomie par batterie, telle que celle présentée en II-1.1.2.2 N°2 constitue un compromis entre les drones de type quadricoptères et les sources d'imageries satellitaires et acquises par avion (MAV).

Les sources d'imageries MAV et satellitaires, passives et actives, offrent de grandes emprises spatiales et sont donc particulièrement adaptées pour le suivi environnemental et le suivi de processus de moyens et longs termes ainsi que pour la modélisation spatiale à des échelles géographiques plus petites (échelle régionale par exemple) (Figure 147).

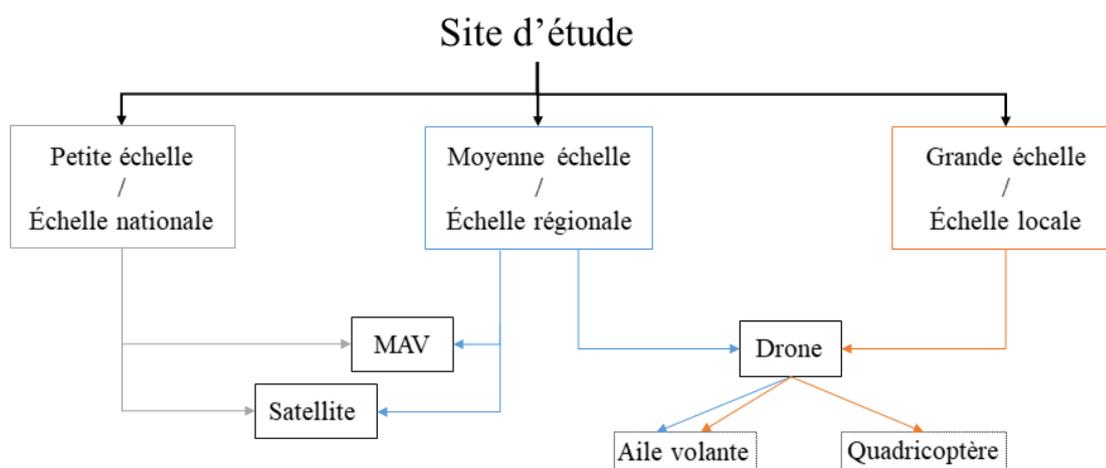


Figure 147. Synthèse des sources d'imageries en fonction de l'échelle d'analyse des sites. Source : Mury (2020), inédit.

Quelle(s) type(s) d'imagerie(s) pour quelle(s) nature(s) de site ?

Les travaux présentés en III-1 ont permis d'étudier la pertinence des différents prédictors des imageries, tantôt spectraux, tantôt topographiques, pour la modélisation de l'atténuation des vagues par les différents systèmes écogéomorphologiques présents sur les sites d'études, et ainsi d'identifier la ou les sources d'imageries les plus adéquates pour évaluer la protection qu'ils induisent.

L'intérêt de recourir à des sources d'imageries multi- et superspectrales, présentant des bandes spectrales dans les domaines du proche infrarouge et de l'infrarouge, a été mis en évidence à travers les modélisations réalisées sur les surfaces de prés salés et sur les herbiers de *Zostera marina*. En effet, les bandes spectrales PIR et MIR et l'indice *NDVI* (établi à partir des bandes spectrales PIR et R) sont particulièrement adaptées pour la détermination des caractéristiques éco-physiologiques et la densité des communautés végétales, lesquels jouent un rôle important dans la circulation des eaux. Les informations contenues au sein de ces prédictors sont également complémentaires des informations des bandes spectrales V et B, qui permettent de mettre en évidence les pics d'absorbance et de réflectance des pigments chlorophylliens contenus dans la végétation.

Les différentes modélisations ont également souligné l'intérêt des modèles numériques, qu'ils soient réalisés à partir de l'imagerie LiDAR, ou qu'ils aient été générés par photogrammétrie à partir des imageries drones, et ce indépendamment de la nature du système écogéomorphologique dont on cherche à modéliser la capacité d'atténuation des vagues. En effet, la topographie, tout comme le couvert végétal, est l'un des principaux éléments régissant la circulation des eaux, c'est pourquoi les informations qualitatives sur l'élévation, la pente ou encore la rugosité des sites d'étude constituent des données nécessaires à la mise en œuvre d'une modélisation précise. Ces modèles numériques permettent en outre d'étudier la capacité des systèmes écogéomorphologiques à dominante végétale à capter les sédiments en suspension lorsqu'ils sont immergés, capacité qui permet à ces systèmes écogéomorphologiques de s'adapter à la hausse du niveau marin et ainsi de maintenir leur niveau de service écosystémique de protection contre la submersion marine.

L'intérêt des prédictors spectraux pour la modélisation de l'atténuation des vagues par les systèmes écogéomorphologiques à dominante sédimentaire tels que les cheniers coquilliers n'a pas été étudié spécifiquement et devra faire l'objet de nouvelles études (Figure 148). Il est néanmoins possible à partir des travaux de Aubry (2010) et James *et al.* (2020) d'affirmer la pertinence des bandes spectrales PIR et MIR pour la détermination des substrats sédimentaires.

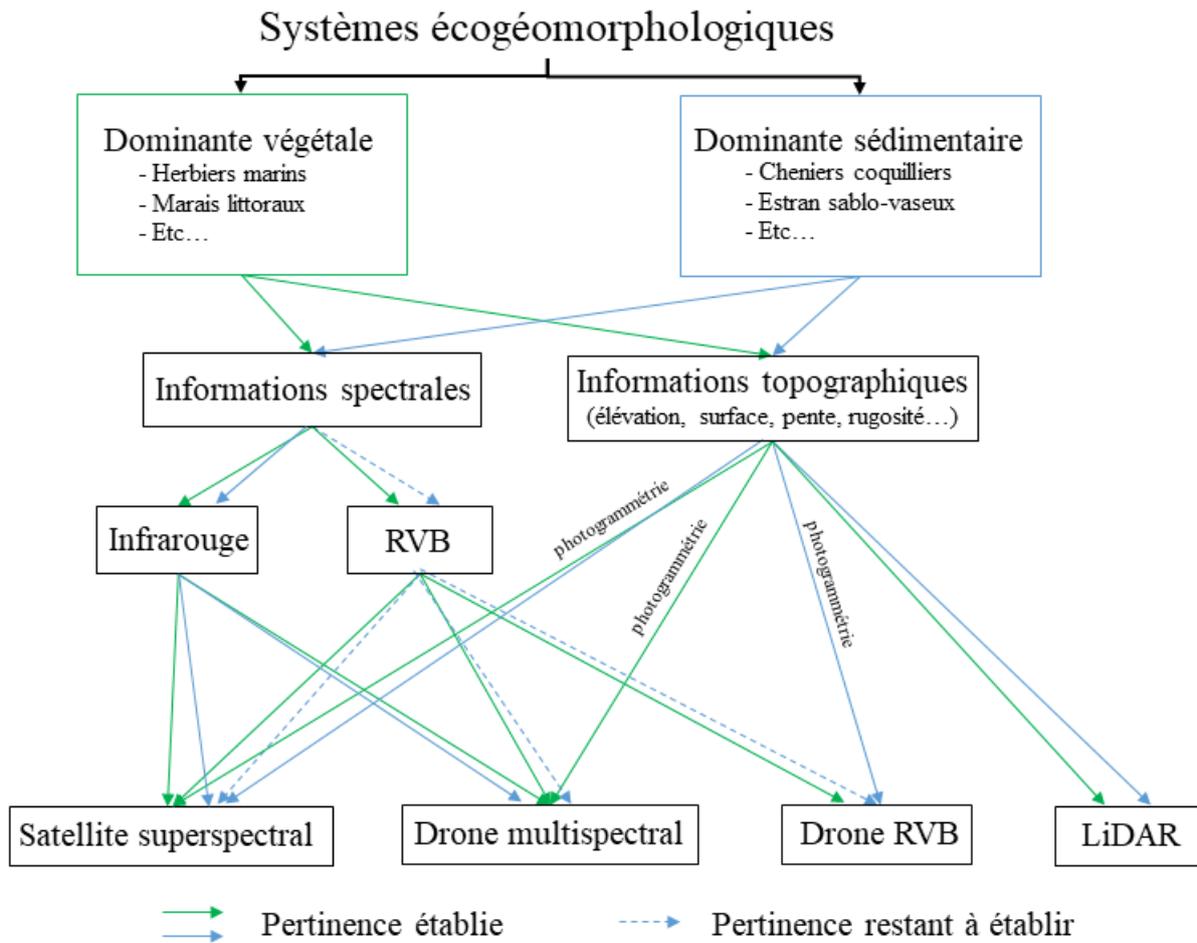


Figure 148. Synthèse des sources d'imageries en fonction de la nature des systèmes écogéomorphologiques des sites. Mury (2020), inédit.

1.1.1.4. Les valeurs d'atténuation modélisées en 2D

Les modélisations de l'atténuation des vagues, présentées en III-1, ont permis d'obtenir des valeurs permettant de quantifier le rôle joué par les systèmes éco-géomorphologiques littoraux présents sur les différents sites d'études, pour la protection contre la submersion marine.

Néanmoins, dépendamment des méthodologies employées pour la prédiction des valeurs, celles-ci présentent des variations, notamment en ce qui concerne les valeurs extrêmes.

Ainsi, en ce qui concerne les valeurs d'atténuations des vagues par les surfaces de schorre, le premier modèle en 2D (cf. III-1.2.1), réalisé en utilisant une régression linéaire multiple à partir de prédicteurs topographiques LiDAR et spectraux provenant de l'imagerie drone RVB, présente des valeurs d'atténuation comprises entre -0,10 %/m (augmentation de la hauteur des vagues) et 1,2 %/m (réduction de la hauteur des vagues), les valeurs les plus importantes étant atteintes sur le front du schorre et dans le haut schorre. Le second modèle (cf. III-1.2.2) obtenu sur ce même site d'étude, également par régression linéaire multiple, mais à partir de prédicteurs issus du spectre du PIR et d'un MNS réalisé par photogrammétrie, présente une valeur d'atténuation moyenne de 0,25 %/m avec cependant des valeurs comprises ponctuellement entre -2,5 %/m sur les secteurs présentant de faibles variations topographiques et une absence de végétation (estran sablo-vaseux), et 3,5 %/m sur les secteurs les plus densément végétalisés (haut schorre) et/ou présentant des changements topographiques importants (microfalaise en bordure nord du schorre et chenaux tidaux). Enfin les dernières modélisations réalisées sur ce site (III-1.3.2), par l'intermédiaire d'un réseau de neurones artificiels et de prédicteurs des spectres infrarouge et proche infrarouge issus de l'imagerie satellitaire superspectrale WV-3, présente des valeurs moyennes quant à elles comprises entre 0,37 % /m et 0,48 %/m. La distribution des valeurs prédites par ces modèles est cependant bien plus hétérogène que lors des précédentes modélisations, les valeurs d'atténuation des vagues s'échelonnant entre -3,90 et 5,90 %/m.

Malgré ces variations dans les valeurs extrêmes, les valeurs moyennes d'atténuation des vagues par le schorre, présentées à travers ces différentes modélisations sont comparables aux taux moyens d'atténuation, proches de 0,40 %/m, recensés dans la littérature (Moeller *et al.* 1999, Cooper 2005). Les variations observées dans les valeurs extrêmes des différents modèles peuvent être expliquées par différents facteurs. Le premier facteur explicatif de ces variations entre les modèles est la différence en termes de précisions et d'erreurs quadratiques respectives de chacun d'entre eux. Le second facteur expliquant ces variations est l'existence d'incertitudes de modélisation, ainsi que présenté en III-1.4, lesquelles sont dépendantes des différentes sources d'imagerie utilisées pour la modélisation.

Les modélisations réalisées sur le site d'étude présentant la plus grande variété de systèmes éco-géomorphologiques, présentées en III-1.2.3 et III-1.3.3, à partir des données satellitaires WV-3

et l'imagerie LiDAR, présentent des valeurs d'atténuation des vagues comprises entre -0,98 %/m et 2,01 %/m dans le cas du modèle par régression linéaire multiple et entre -1,14 %/m et 2,76 %/m. Bien que l'atténuation induite par les cheniers coquilliers n'ait pas fait l'objet d'une étude dédiée, on observe cependant au sein de ces modélisations qu'ils présentent des taux d'atténuation supérieurs à 1 %/m.

Enfin, l'étude portant sur la modélisation de l'atténuation des vagues par une prairie de *Z. marina* (cf. III-1.3.1) à partir d'une régression non-linéaire et de prédicteurs de l'imagerie drone multispectrale drone a permis d'observer des valeurs pouvant atteindre 0,57 %/m.

1.1.2. Limites des expérimentations

1.1.2.1. Contraintes environnementales des sites d'expérimentations

Si comme évoqué en I-1.3.3, l'expérimentation en environnement mégatidal présente l'avantage de permettre l'étude d'une variété importante de systèmes écogéomorphologiques côtiers en raison du large gradient altitudinal que présente l'estran, cette composante mégatidale peut également être considérée, par certains aspects, comme une contrainte pour la mise en œuvre des expérimentations.

En effet, le caractère mégatidal du régime des marées en baie du Mont-Saint-Michel et sur la côte d'Émeraude, implique l'existence de secteurs géographiques de haut estran n'étant atteints par la mer qu'à l'occasion de coefficients de marées très importants (110-119) et/ou pour lesquels la concomitance de facteurs météo-climatiques extrêmes est requise (Bonnot-Courtois, 2012). Ces fréquences d'immersion faibles viennent limiter la possibilité d'un suivi régulier du service d'atténuation des vagues par les systèmes écogéomorphologiques présents dans ces secteurs, c'est notamment le cas des secteurs de haut schorre (Figure 149).

A contrario, certains systèmes écogéomorphologiques tels que les récifs de *Sabellaria alveolata* présents en basse slikke en baie du Mont-Saint-Michel, émergés uniquement lors des marées de coefficients supérieurs à 90, sont difficilement accessibles, contraignant ainsi les acquisitions d'imageries sur ces systèmes écogéomorphologiques et le déploiement des instruments de mesure destinés à quantifier l'atténuation des vagues (cf. II-1.1.1.1).

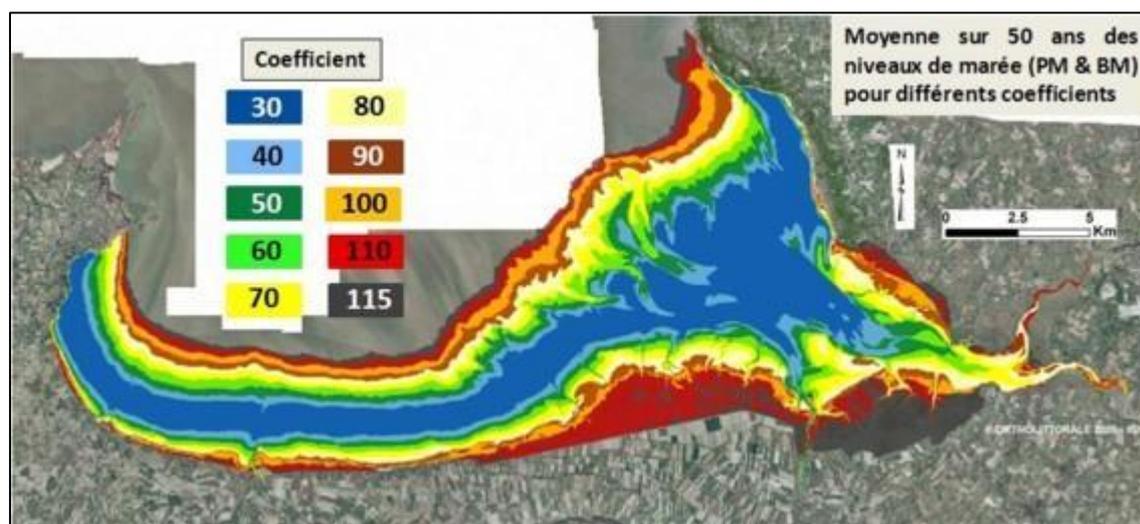


Figure 149. Balayage de la zone intertidale par les marées des différents coefficients classés de 10 en 10. Moyennes des niveaux de Pleine Mer et Basse Mer établies sur 50 ans (1950 à 2000). Source : Bonnot-Courtois (2012).

1.1.2.2. Limites matérielles et pistes d'améliorations de la méthodologie

Les travaux réalisés dans le cadre de cette thèse ont également soulevé certaines limites liées au matériel utilisé lors des campagnes d'acquisitions de données, en particulier pour les mesures in situ.

En effet, s'agissant des capteurs de pression employés pour l'acquisition des données concernant les caractéristiques des vagues (NKE SP2T10), ceux-ci ne permettent pas l'enregistrement de données lorsque la colonne d'eau dépasse les 10 m. Cette contrainte technique est particulièrement préjudiciable pour le suivi des systèmes écotopographiques présents sur les parties basses de l'estran, comme c'est le cas notamment des prairies de *Z. marina* et les récifs de *Sabellaria alveolata*, présents majoritairement à la limite inférieure de l'étage intertidal. L'acquisition de données par l'intermédiaire d'un matériel différent pourrait permettre de dépasser cette contrainte technique et ainsi quantifier plus aisément l'effet de ces systèmes écotopographiques sur la circulation des eaux.

Par ailleurs, afin d'assurer la fiabilité statistique des modélisations spatiales en 2D et d'atteindre un grand degré de précision, il est nécessaire de disposer d'un grand nombre de points de mesure sur le ou les sites d'études. Ce dernier point fait ainsi apparaître une autre contrainte, cette fois-ci financière, à la mise en œuvre de ces méthodologies de modélisation, en raison des coûts d'acquisition et d'entretien du matériel.

Il est également possible de soulever comme limite à ces méthodologies de modélisation spatiale, l'absence de données caractérisant la courantologie lors des campagnes de mesure, et pouvant par exemple être acquises par l'intermédiaire de courantomètres ou d'un réseau de bouée dérivantes. Ces données courantologiques permettraient une appréhension plus complète des processus d'atténuation des vagues, dépendamment de l'orientation et de la force des courants pénétrant sur les sites d'études. Néanmoins, il convient de noter que le coût de ces appareils représente une limite importante à leur déploiement.

1.2. Retour sur la cartographie du risque de submersion marine

1.2.1. Résultats des cartographies

Les études présentées en III-2 ont permis la mise en œuvre de cartographies quantitatives du risque de submersion marine pouvant affecter le secteur de la commune de Hirel, en baie du Mont-Saint-Michel (France). Cette méthodologie de cartographie s'appuie sur la conception préalable d'évaluations cartographiques quantitatives des principales composantes du risque, que sont l'exposition des enjeux (cf. III-2.1.2) et la vulnérabilité des enjeux (cf. III-2.1.3) à l'aléa submersion marine.

L'ensemble de ces cartographies s'appuie sur un choix méthodologique de définition des enjeux du territoire, ainsi dans le cadre de cette thèse, ceux-ci sont considérés par une approche uniquement matérielle, et donc sous l'angle des bâtiments (cf. II-2.1.2). Ce choix, pouvant évidemment être discuté compte tenu de la grande complexité de la définition de ce que sont les enjeux présents sur un territoire, s'explique néanmoins par une volonté de développement d'une cartographie du risque de submersion marine transposable à l'ensemble des territoires littoraux, indépendamment de la disponibilité ou non, de bases de données géographiques pouvant fournir des informations sur les structures sociales et économiques des territoires, ainsi que sur les outils de gestion mis en œuvre sur ceux-ci.

Tout d'abord, en ce qui concerne les cartographies quantitatives de l'exposition des enjeux au risque de submersion marine, réalisées par le couplage des cartographies de distance des bâtiments au trait de côte et de l'élévation de ceux-ci, elles viennent corroborer les hypothèses de recherche selon lesquelles plus un bâtiment se trouve proche du trait de côte et dans un secteur topographiquement bas plus celui-ci sera considéré comme exposé au risque. En effet, à partir des cartographies intermédiaires, on observe d'une part, une décroissance de l'indice de distance des bâtiments au trait de côte du nord vers le sud de la commune (cf. III-2.1.1), et d'autre part que l'indice lié à l'élévation des enjeux, lui, en raison de la topographie particulière du site d'étude en forme de cuvette, ne suit pas cette logique pourtant valable sur bon nombre de territoires littoraux, avec les indices d'élévation les plus faibles (et donc les moins exposés au regard de cet indice) à proximité immédiate du trait de côte (cf. III-2.1.2). La cartographie de l'indice d'exposition au risque de submersion affiche donc les valeurs les plus élevées pour les bâtiments situés au cœur du village, insuffisamment éloignés du trait de côte et dans un secteur topographiquement bas.

Ensuite, s'agissant des cartographies quantitatives de la vulnérabilité, prenant en compte l'indice de sensibilité des enjeux établi au regard de leurs hauteurs respectives (cf. III-2.2.1) et la protection naturelle induite par les systèmes éco-géomorphologiques côtiers par le biais de l'indice de capacité adaptative (cf. III-2.2.2), elles permettent d'observer la présence des enjeux les plus

vulnérables au centre de la zone d'étude, en arrière du secteur sur lequel les systèmes écotopographiques sont fortement dégradés, voire absents.

Ainsi, les deux cartographies du risque de submersion marine réalisées sur la commune de Hirel (cf. III-2.3), qui résultent de ces cartographies intermédiaires, d'exposition (cf. III-2.1.3) et de vulnérabilité (III-2.2.3), présentent des valeurs d'indices de risque qui viennent confirmer l'hypothèse de recherche selon laquelle les systèmes écotopographiques jouent un rôle actif dans la protection des enjeux humains au-devant desquels ils sont établis.

1.2.2. Limites et potentielles améliorations

La méthodologie de cartographie du risque de submersion marine, développée dans cette thèse, permet une prise en compte de la protection naturelle offerte par les systèmes écotopographiques, mais elle présente cependant un certain nombre de limites et ouvre donc la porte à plusieurs axes d'amélioration pour le développement d'une cartographie plus complète et précise de ce risque.

Le premier axe d'amélioration de cette méthodologie concerne la définition des enjeux du territoire (cf. I-1.1.3) et l'intégration de données sociétales dans leur définition et dans l'étude de la vulnérabilité. En effet, la structure et les caractéristiques socio-démographiques de la population d'un territoire, ainsi que le degré de culture du risque développé par celle-ci (perception, mémoire, gestion) constituent des éléments majeurs de la vulnérabilité des enjeux (cf. I-1.1.4), la résilience des territoires et des enjeux étant intimement liée à cette composante sociétale. Ainsi, un travail d'enquête via des entretiens portant notamment sur la perception des risques par les populations littorales apporterait des informations qualitatives intéressantes à ces cartographies (Diaz *et al.*, 2018). L'ensemble de ces données socio-démographiques pourraient être intégrées sous la forme de cartographies « continues » (interpolations) des caractéristiques socio-démographiques : 1) cartographie des densités de population, 2) cartographie de la répartition spatiale des classes d'âge de la population sur le territoire, 3) cartographie de la répartition spatiale des classes socio-professionnelles sur le territoire, ou encore 4) cartographie du sentiment de « sécurité » de la population face aux risques littoraux. L'ajout de ces données qualitatives permettrait notamment d'affiner la cartographie de la vulnérabilité et de ce fait également celle du risque.

De plus une caractérisation et une hiérarchisation des enjeux, dépendamment de leurs fonctions (habitation, entreprises, accueils de personnes vulnérables, services de secours...) et l'ajout d'informations sur les événements passés en termes de submersions marines et de dégâts aux ouvrages lorsque le territoire a déjà été touché par le passé, permettrait également d'identifier les secteurs géographiques dits « prioritaires » et d'intégrer cette composante au sein des cartographies.

Le second axe d'amélioration majeur de la méthodologie de cartographie mise en place concerne l'intégration des valeurs aux éléments du cadre bâti. En effet, au sein des cartographies un certain nombre de bâtiments, se voient attribuer différentes valeurs d'indice pour une seule et même composante du risque. Ainsi, dans le cas par exemple de l'indice de distance au trait de côte, l'avant et l'arrière de chaque bâtiment présente un indice différent, il en va de même pour l'élévation ou encore pour la capacité adaptative avec des bâtiments situés à cheval entre deux compartiments et qui se voient donc attribuer différentes valeurs de protection par les systèmes écopégeomorphologiques.

Plusieurs pistes peuvent être explorées pour pallier ce problème d'attribution des valeurs d'indices aux enjeux : 1) attribution des valeurs d'indices aux bâtiments en fonction de la position de leurs centroïdes respectifs, 2) attribution aux bâtiments les valeurs les plus « négatives », considérant que le principe de précaution prévaut dans le domaine de la gestion des risques, il est ainsi préférable de surestimer les degrés d'exposition et de vulnérabilité des enjeux face à l'aléa plutôt que de les sous-estimer.

Chapitre 2 – Perspectives d'application

2.1. Perspectives d'application de la modélisation spatiale

2.1.1. Application et adaptation à d'autres littoraux

2.1.1.1. Environnements tempérés

La méthodologie développée au sein de cette thèse pourrait, lors de futures études, être appliquée à des environnements littoraux tempérés présentant des caractéristiques tidales et éco-géomorphologiques différentes de celles présentées dans ce manuscrit, ainsi qu'à d'autres systèmes éco-géomorphologiques tempérés.

Ainsi, par exemple il serait pertinent d'expérimenter les méthodologies de modélisation spatiale en 2D de l'atténuation des vagues sur des sites présentant des marnages moins importants (mésotidal et microtidal) que ceux des sites d'études actuels, afin d'observer les variations éventuelles du service de protection offerts par les systèmes éco-géomorphologiques, induites par un changement de régime de marées. De plus ce changement de régime tidal entraînerait un changement probable dans l'inventaire des systèmes éco-géomorphologiques, avec la présence possible de champs de laminaires (forêts de laminaires), d'herbiers marins de *Posidonia oceanica* (environnement méditerranéen) lesquels présentent également des capacités naturelles à réduire les hauteurs de vagues (Sanchez-Gonzales *et al.*, 2011 ; Morris *et al.*, 2019).

L'expérimentation au sein d'environnements de haute énergie, contraignant le développement des systèmes éco-géomorphologiques à dominante végétale tels que les schorres ou les herbiers marins, mais favorables au développement de récifs naturels d'huîtres et de moules (Walker *et al.*, 2011 ; Garvis, 2012) est également une perspective intéressante d'application des méthodologies de modélisations et de cartographies des risques, sur des territoires fortement soumis aux houles. De plus, cette application à des environnements de haute énergie permettrait également de modéliser l'atténuation induite par différentes morphologies d'estran afin d'étudier l'influence de ce facteur dans la vulnérabilité des territoires. Elle permettrait en outre d'observer les effets des déficits sédimentaires que connaissent certains estrans dans leurs parties basses, sur la protection côtière.

Enfin, des études portant sur le potentiel protecteur des infrastructures conchylicoles (bouchots, filières de moules, tables ostréicoles, pêcheries) pourraient être réalisées à partir des méthodologies de modélisations spatiales mises en œuvre dans le cadre de cette thèse, afin de déterminer si l'installation de ces infrastructures pourrait être, à l'avenir, pensée au regard de cet éventuel service de protection (Figure 150).



Figure 150. Tables ostréicoles en bai du Mont-Saint-Michel. Source : Kervella (2010).

2.1.1.2. Environnements tropicaux

En parallèle et en complément des études réalisées dans les environnements littoraux tempérés, les méthodologies de modélisations spatiales et de cartographies des composantes du risque et du risque lui-même, pourraient être mises en œuvre au sein d'environnements littoraux tropicaux. En effet, ces environnements tropicaux présentent, au même titre que les environnements tempérés, certains systèmes éco-géomorphologiques pouvant être pris en considération dans la cartographie des risques littoraux pour leurs effets atténuateurs, tels que les mangroves et les récifs coralliens (Figure 151).

Ainsi, les mangroves, système de milieux intertropicaux occupant le même espace intertidal que les schorres étudiés en baie du Mont-Saint-Michel, sont des systèmes éco-géomorphologiques dont la capacité de protection contre les risques littoraux a fait l'objet de nombreuses études. Les travaux de Jeanson *et al.* (2018) à Mayotte, Horstman *et al.* (2014) en Thaïlande, Quartel *et al.* (2007) au Vietnam et Massel *et al.* (1999) en Australie et au Japon, ont démontrées, dans différents contextes régionaux, la capacité d'atténuation des vagues par les mangroves, le long de transects d'études. Néanmoins, aucune cartographie en 2D de ces processus d'atténuation n'a à ce jour été réalisée sur ce système éco-géomorphologique.

Il en va de même pour les récifs coralliens, dont la capacité de protection contre les risques littoraux, et notamment cycloniques, par ailleurs bien connue des populations insulaires, a été étudiée et quantifiée à de multiples reprises, notamment par Hardy et Young (1996), Young (1989), Costa *et al.* (2016) ou encore Ferrario *et al.* (2014).



Figure 151. Mangroves en Inde. Source : Samiksha *et al.* (2019)

2.1.2. *Changements d'échelle d'analyse*

En se basant sur les méthodologies développées précédemment (cf. II-2) pour la cartographie des indices des composantes du risque et du risque lui-même, des travaux sur l'analyse des risques appliquée à des échelles géographiques plus petites, régionales et globales, peuvent également être envisagés.

<p><i>Étude de cas : Essai d'application des méthodologies de cartographies quantitatives à l'échelle de la Guadeloupe</i></p>

Ce travail d'application de la méthodologie de cartographie quantitative du risque de submersion à l'échelle de la Guadeloupe, a été réalisé lors d'un stage d'une durée de deux mois, par Zoé Joly, étudiante en Master 1 Géographie Aménagement Environnement et Développement, à l'Université de Strasbourg, que j'ai co-encadrée avec Dorothée James.

À partir des bases de données régionales, nationales et globales, une première approche pour la création d'indices d'exposition à l'aléa et de vulnérabilité des enjeux, utilisés précédemment, est rendue possible. Dans le cadre de cet essai, le territoire de la Guadeloupe a été sélectionné en raison de la présence de « systèmes éco-géomorphologiques barrières » (mangroves, récifs coralliens et herbiers marins).

Méthodologie

Compte tenu de l'échelle d'analyse et des données disponibles, des ajustements par rapport à la méthodologie développée à l'échelle locale ont été effectués pour mettre au point cette approche régionale de la cartographie de risque de submersion.

- En l'absence d'informations disponibles sur les caractéristiques des enjeux (hauteur), il a été choisi de considérer comme enjeux l'ensemble des taches urbaines des sites d'études.
- Ne disposant notamment pas de données d'atténuations des vagues calculées à partir de mesures *in situ* spécialement pour la mise en œuvre de cette méthode de cartographie, une hiérarchisation du potentiel protecteur des différents systèmes éco-géomorphologiques appréhendés dans le cadre de ce travail a été réalisée à partir de données bibliographiques (Mury *et al.*, 2020 ; Ferrario *et al.*, 2014 ; Jeanson *et al.*, 2018). Ainsi, ce travail a été réalisé à partir d'une hiérarchisation des « systèmes éco-géomorphologiques barrières » telle que : mangrove > récif corallien > herbier marin. Bien qu'au sein de la littérature dédiée les récifs coralliens présentent un potentiel atténuateur supérieur à celui des mangroves, leur indice de capacité adaptative a été révisé à la baisse dans le cadre de ce travail, en raison de leur distance au trait de côte et de l'existence d'une zone de *fetch*, laquelle pourrait permettre une reprise d'énergie des vagues avant d'atteindre le trait de côte. Ainsi, en fonction de cette hiérarchisation, les différents systèmes éco-géomorphologiques se sont vu attribuer une valeur de protection indicative, sans unité, comprise entre 10 et 40 (Tableau 31), laquelle remplacera dans cet essai l'indice de vulnérabilité, de telle manière que :

Tableau 31. Valeurs de protections attribuées aux « systèmes éco-géomorphologiques barrières ».

Systèmes éco-géomorphologiques	Valeur de protection
Herbiers marins	10
Récifs coralliens	30
Mangroves	40

Identification des enjeux et des « systèmes éco-géomorphologiques barrières »

Préalablement à l'établissement des indices, les enjeux ainsi que les systèmes éco-géomorphologiques remplissant une fonction de protection côtière et la position du trait de côte ont été identifiés spatialement sur le site d'étude à partir de la base de données *Corine Land Cover*, des inventaires des systèmes éco-géomorphologiques réalisés à l'échelle globale par le centre de

surveillance de la conservation de la nature et du trait de côte « Histolitt » numérisé par le Service Hydrographique et Océanographique de la Marine (Figure 152).

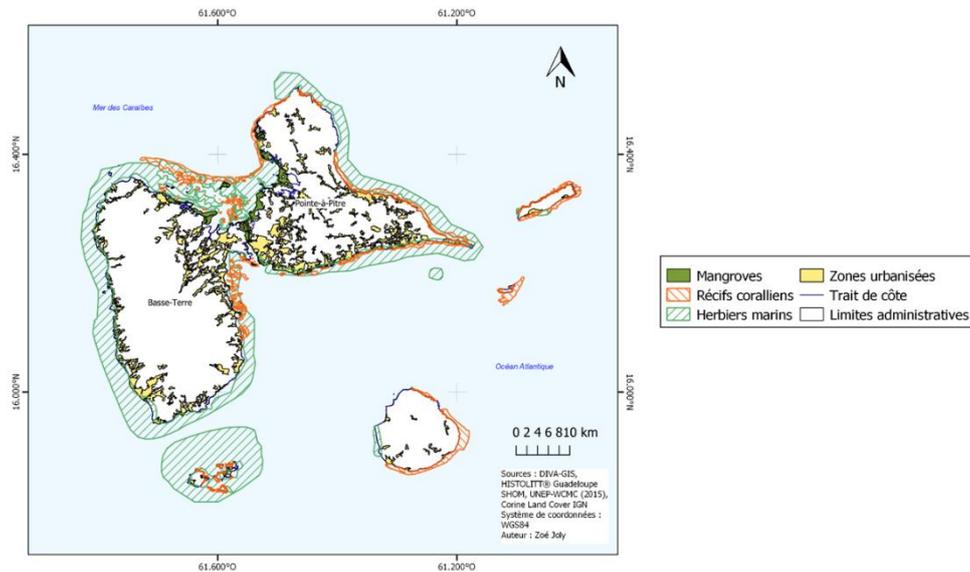


Figure 152. Cartographies des enjeux et des « systèmes écogéomorphologiques barrières » en Guadeloupe. Source : Joly (2020).

Calcul de l'indice de distance au trait de côte

L'indice de distance des enjeux est établi par l'intermédiaire de zones tampons réalisées à intervalles réguliers de 1 km à partir du trait de côte « Histolitt », celles-ci sont ensuite intersectées avec les taches d'urbaines afin de leur affecter des valeurs en fonction de leur distance au trait de côte (Figure 153).

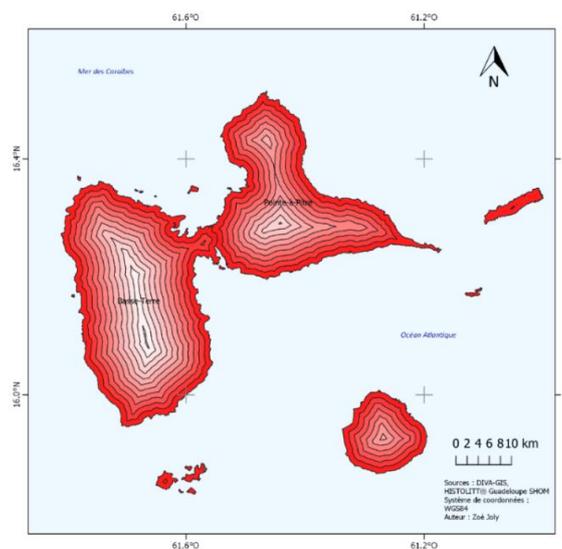
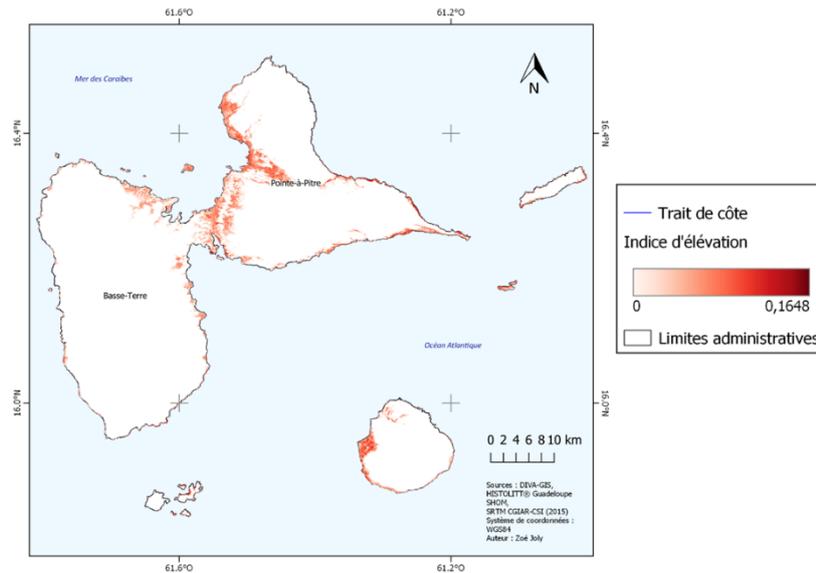


Figure 153. Zones tampons kilométriques par rapport au trait de côte en Guadeloupe. Source : Joly (2020).

Calcul de l'indice d'élévation des enjeux

Les zones topographiquement basses (<10m) sont identifiées à partir des données altimétriques SRTM (pour *Shuttle Radar Topography Mission*) d'une résolution spatiale de 30 m × 30 m qui ont été sélectionnées pour ce travail en raison de leur disponibilité à l'échelle globale. Un gradient est affecté en fonction de l'élévation au sein des zones basses (Figure 154), ces zones basses sont ensuite intersectées avec les taches urbaines pour la conception d'un indice d'élévation des enjeux.



Calcul de l'indice d'exposition des enjeux

De la même manière que cela a été fait lors de mise en œuvre de l'indice d'exposition à l'échelle locale, un nouvel indice est créé par la combinaison des indices de distance des enjeux par rapport au trait de côte et d'élévation des enjeux.

$$Exposition = \frac{(Distance\ au\ trait\ de\ côte + Elevation)}{2} \quad (16)$$

Calcul de l'indice de protection des enjeux

À partir des données d'inventaires des « systèmes écogéomorphologiques barrières » (Figure 155), les secteurs bénéficiant d'une protection naturelle sont identifiés et une pondération est par la suite affectée à chacun des secteurs identifiés en fonction du degré de protection cumulée dont ils bénéficient de la part des « systèmes écogéomorphologiques barrières ».

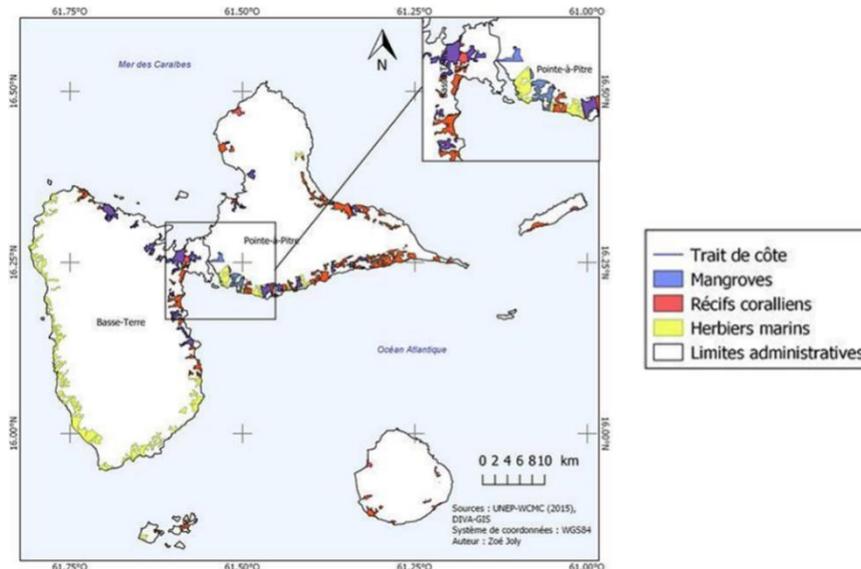


Figure 155. Cartographie des enjeux protégés par les systèmes écogéomorphologiques côtiers en Guadeloupe. Source : Joly (2020).

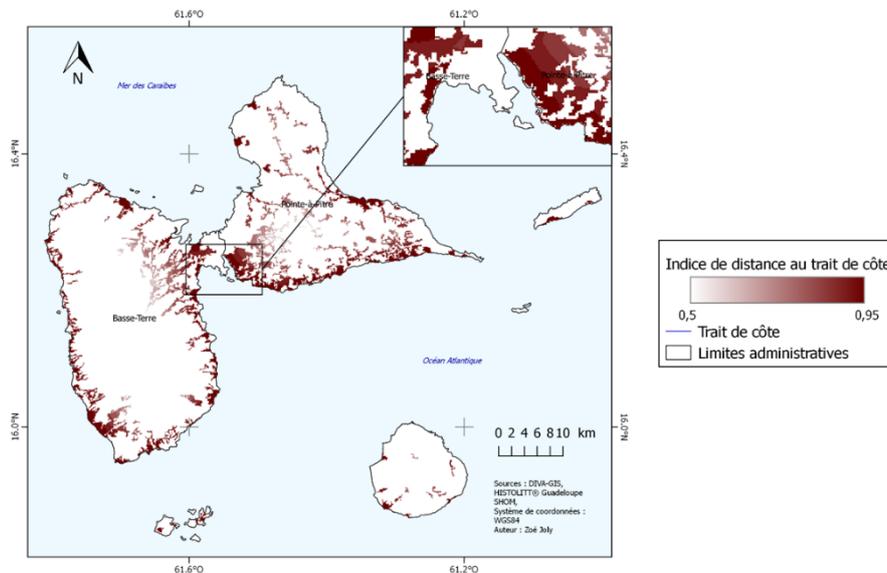
Calcul de l'indice de risque de submersion marine

Suivant la même méthodologie que lors de la réalisation de la cartographie du risque de submersion à l'échelle locale (cf. II-2.2), l'indice de risque est calculé à partir de la combinaison des indices d'exposition et de vulnérabilité (indice de protection dans cette étude de cas).

Résultats/discussion

Indice de distance au trait de côte

L'indice de distance au trait de côte établi dans le cadre de ce travail et appliqué aux enjeux identifiés sur le site d'étude, fait état de valeurs comprises entre 0,95 pour les enjeux situés à proximité immédiate du trait de côte (< 1 km) et 0,5 pour ceux situés les plus dans les terres (Figure 156).



Indice d'élévation des enjeux

L'indice d'élévation appliqué aux enjeux littoraux de l'île de la Guadeloupe présente des valeurs relativement faibles, comprises entre 0 et 0,11 (Figure 157), ces valeurs s'expliquent par la topographie marquée de la partie Sud de l'île, les zones littorales de faible altitude ne représentant qu'une partie restreinte du gradient altitudinale de l'île.

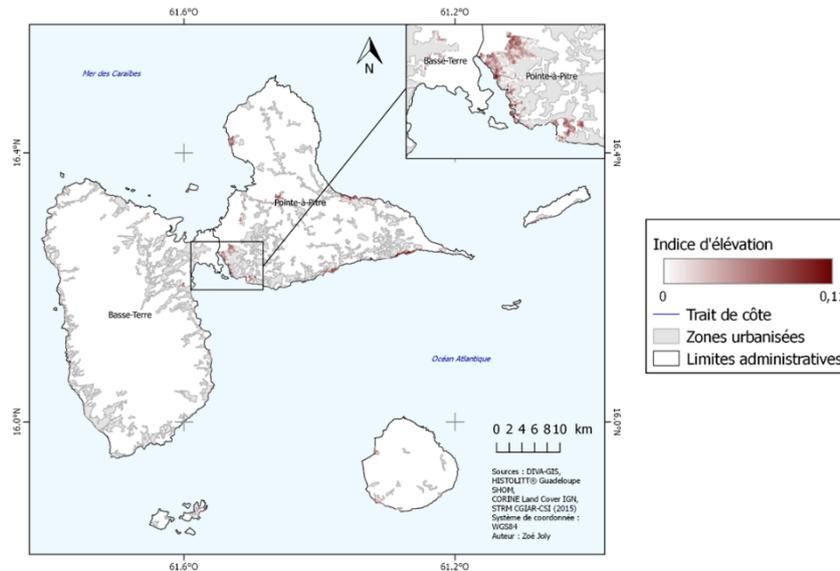


Figure 157. Cartographie de l'indice d'élévation des enjeux en Guadeloupe. Source : Joly (2020).

Indice d'exposition

L'indice d'exposition des enjeux à l'aléa submersion marine en Guadeloupe, tel que calculé dans le cadre de cet essai, présente des valeurs s'échelonnant entre 0,90 pour les zones basses littorales les moins exposées et 1,06 pour les secteurs les plus exposés (Figure 158).

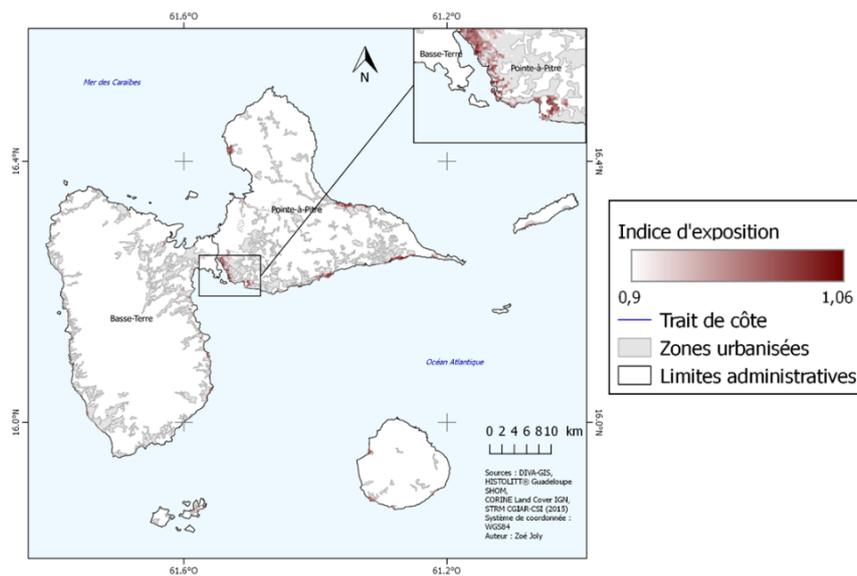


Figure 158. Cartographie de l'indice d'exposition au risque de submersion marine en Guadeloupe. Source : Joly (2020).

Indice de protection

L'indice de protection, qui dans le cadre de cet essai, en l'absence de données sur la sensibilité des enjeux, est utilisé en tant qu'indice de vulnérabilité, présente des valeurs de protection cumulées s'échelonnant entre 0 pour les secteurs ne bénéficiant pas de la protection naturelle par les systèmes écogéomorphologiques, à 80 pour les secteurs bénéficiant de la protection conjointe du récif corallien, de la mangrove et des herbiers marins (Figure 159).

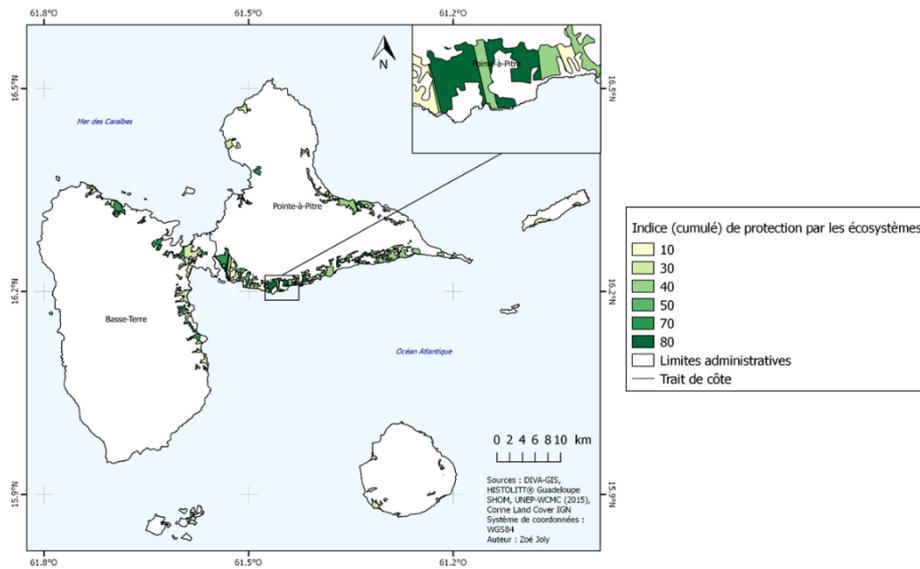


Figure 159. Cartographie de l'indice de protection par les systèmes écogéomorphologiques côtiers en Guadeloupe. Source : Joly (2020).

Indice de risque

L'indice de risque établi à partir de la combinaison des indices d'exposition des enjeux à l'aléa et de protection par les systèmes écogéomorphologiques présente des valeurs comprises entre 0,0357 et 0,662 (Figure 160). L'indice de risque le plus faible calculé correspond donc aux enjeux situés à proximité du trait de côte, dans une zone de faible altitude et ne bénéficiant pas de la protection naturelle offerte par les systèmes écogéomorphologiques.

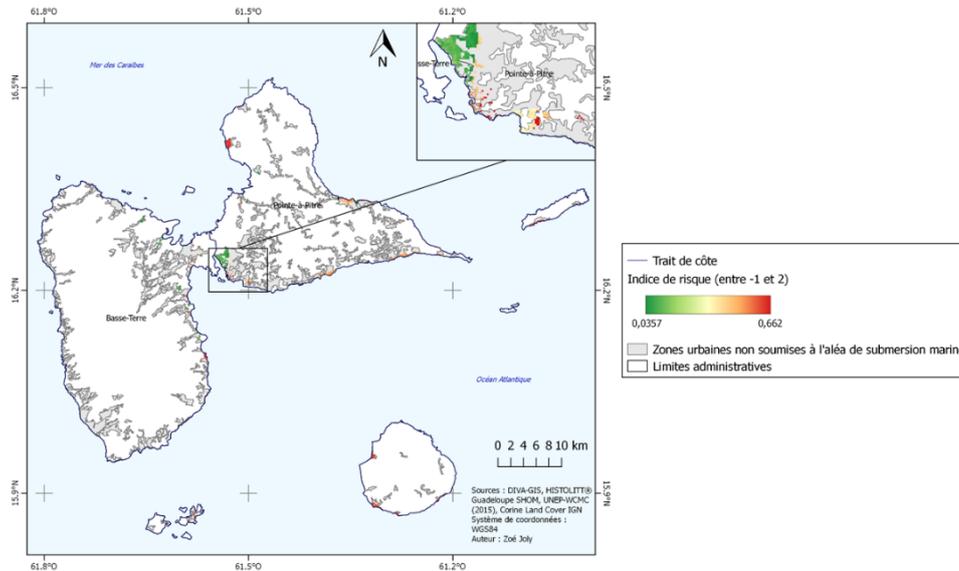


Figure 160. Cartographie de l'indice de risque de submersion marine en Guadeloupe. Source : Joly (2020).

2.1.3. De la modélisation à la simulation

2.1.3.1. Utilisation de la modélisation spatiale de l'atténuation des vagues pour la simulation hydrodynamique

Les modélisations spatiales de l'atténuation des vagues par les différents systèmes écogéomorphologiques du domaine intertidal, présentées dans cette thèse, constituent une source d'informations pertinente pour la réalisation future de simulations hydrodynamiques en milieu littoral.

En effet, les informations contenues au sein des différentes modélisations spatiales en 2D, offrent une vision d'ensemble des processus naturels affectant la circulation des fluides, liés notamment aux caractéristiques intrinsèques des systèmes écogéomorphologiques qui composent les différents sites d'études. L'utilisation de telles données au sein de simulations telles que celles mise en œuvre par Collin (Collin *et al.*, 2020 ; Lochin, 2020), permettrait d'étudier l'implication et la réponse des systèmes écogéomorphologiques dans les processus d'adaptation des territoires au changement climatique, et ce en fonction de scénarii d'aléas variés. Cela permettrait, en outre, d'étudier les possibilités de mise en œuvre de solutions fondées sur la nature, qui constitueraient des alternatives pouvant être socialement mieux acceptées par les populations littorales, en matière de prévention contre les risques côtiers que le recours systématique aux ouvrages d'ingénierie grise (Figure 161).



Figure 161. Extrait de la simulation des hauteurs d'eau en baie de Beaussais, réalisée avec TUFLOW. Source : Lochin (2020).

2.1.3.2. Intégration aux outils de sensibilisation en réalité virtuelle

La réalité virtuelle, fait partie des nouveaux outils technologiques au service des scientifiques pour la sensibilisation des acteurs locaux, qu'ils soient usagers, gestionnaires ou décideurs politiques d'un territoire, face aux risques naturels, notamment littoraux. L'utilisation de cette technologie, vise à encourager le développement de la culture du risque au sein des populations exposées aux aléas comme la submersion marine, afin d'augmenter leur résilience et ainsi réduire leur vulnérabilité. Cette technologie permet notamment, par l'usage de simulations, de faire vivre ou revivre, des événements catastrophiques actuels ou passés, mais offre également la possibilité de simuler les événements futurs, selon différents scénarii estimés dans le cadre du changement climatique.

L'intégration des simulations hydrodynamiques, qui pourront être développées dans un futur proche, à partir des modélisations spatiales en 2D de l'atténuation des vagues par les systèmes éco-géomorphologiques côtiers (cf. IV-2.1.3.1), à cet outil de sensibilisation, apportera également des éléments techniques au sujet des processus naturels, et permettra de sensibiliser les populations littorales aux enjeux liés à la préservation des systèmes éco-géomorphologiques côtiers dans l'optique de l'adaptation des territoires et des sociétés aux effets du changement climatique.

L'utilisation de cet outil immersif (Figure 162) permettra en outre l'expérimentation de stratégies variées, en matière de prévention et de protection, de la stratégie de bétonisation massive du trait de côte, au recul stratégique des enjeux, en passant par le recours aux pratiques de gestion douce dans lesquelles s'inscrivent les solutions fondées sur la nature (Amalric *et al.*, 2017). Ainsi, l'intégration de la protection offerte par les systèmes éco-géomorphologiques littoraux à cet outil permettrait de déconstruire l'idée, bien ancrée dans l'imaginaire collectif, selon lequel le bétonnage massif du trait de côte constitue la meilleure réponse possible en matière de protection des enjeux littoraux, et ce quel que soit les contextes locaux.



Figure 162. Salle immersive pour la sensibilisation du public aux événements de submersion marine. Source : Centre de géoécologie littorale – EPHE (2019).

2.1. Un socle de connaissances et d'évaluation des solutions fondées sur la nature

Les connaissances acquises sur le fonctionnement des systèmes éco-géomorphologiques littoraux et leur fourniture de services, parmi lesquels le service de protection côtière, constituent des pistes de réflexions pertinentes pour le développement futur de projets d'ingénierie bio-inspirée.

En effet, le fondement même de la démarche biomimétique, qui est à l'origine de l'ingénierie bio-inspirée, est constitué de travaux de recherche fondamentale comme ce travail de thèse, dont l'objectif est d'observer, analyser et modéliser les fonctions remplies par la nature. Ces connaissances fondamentales peuvent être ensuite traduites, par l'intermédiaire des sciences de l'ingénieur, en

concepts techniques, pour répondre à des problématiques identifiées, et faire potentiellement l'objet de développements industriels.

Ainsi, parmi les concepts techniques explorés en termes d'ingénierie bio-inspirée pour la protection côtière, on peut notamment citer l'utilisation de fibres naturelles et le développement de fibres synthétiques qui visent à mimer le comportement des herbiers marins ou des forêts de laminaires (Price *et al.*, 1968 ; John *et al.*, 2016 ; Kim *et al.*, 2016). Les projets de restauration ou de création de récifs artificiels à partir de rebus ostréicoles, visant entre autres, à remplir de fonctions de brise-lames ou à permettre la création de « fenêtres d'opportunités » pour le développement de surfaces de prés salés, peuvent également être évoqués (Gagliano et Gagliano, 2002 ; La Peyre *et al.*, 2014 ; Walles *et al.*, 2016).

De plus, au-delà de la bio-inspiration, ces projets peuvent également s'inscrire dans une démarche d'économie circulaire, par la valorisation de ressources naturelles locales (ex : valorisation des rebus coquilliers inertes issus des activités ostréicoles).

Ainsi, c'est à partir de ces connaissances sur la capacité d'atténuation des systèmes écogéomorphologiques présents en baie du Mont-Saint-Michel, de la volonté de valoriser une ressource naturelle considérée comme « un déchet inerte », et d'un souhait de fonctionner sur les principes de l'économie circulaire, qu'un projet expérimental baptisé « ProCostrea » (Protection Côtière Ostrea) a vu le jour à l'occasion de l'*Océan Hackathon 2020*. Ce projet, né de la réflexion d'une équipe pluridisciplinaire composée de géographes (moi-même et Dorothée James), d'un écologue (Olivier Norvez), et d'une designeuse spécialisée en biomimétisme (Virginie Blanville) a permis la création d'un prototype de système écogéomorphologique artificiel (Figure 163) ayant pour objectif de remplir plusieurs fonctions et services écosystémiques (protection côtière, habitat, pédagogie, biodiversité).

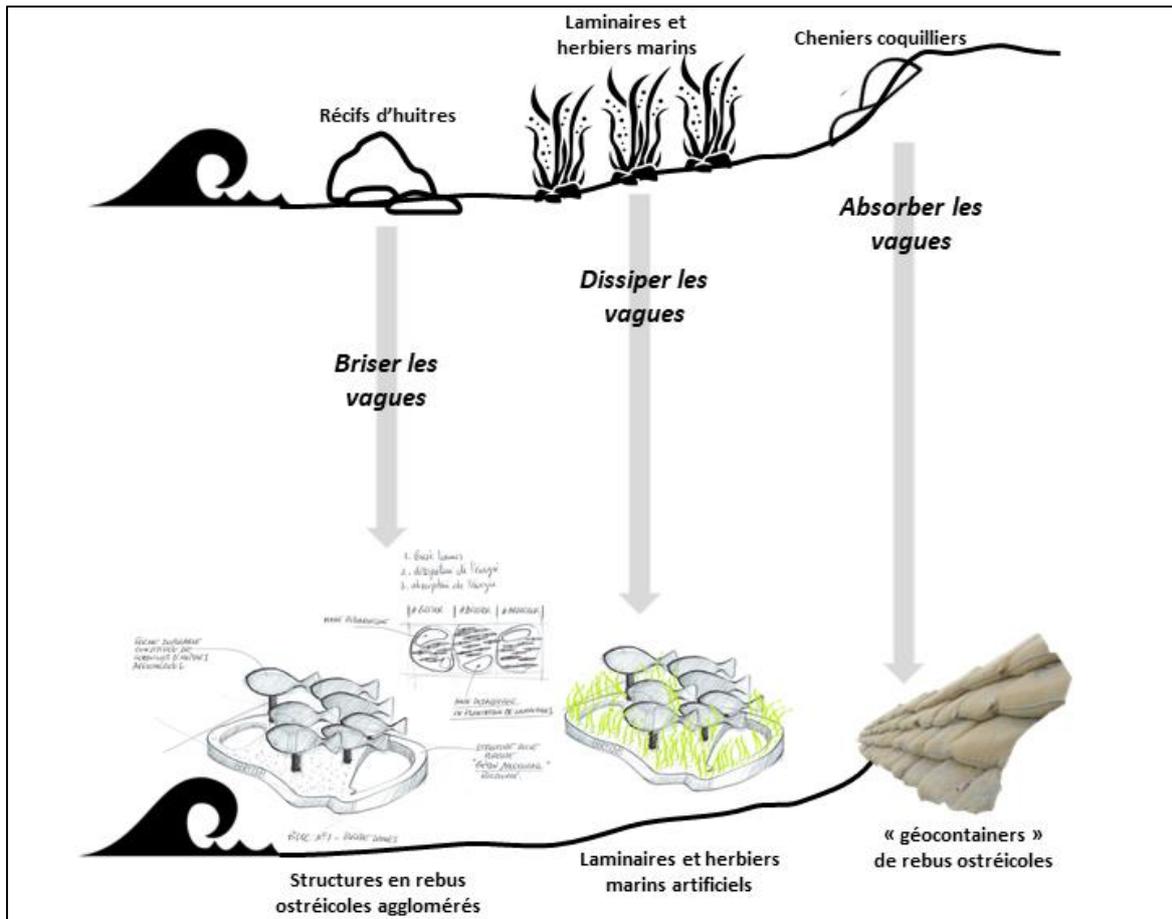


Figure 163. Exemple de réflexion autour de l'ingénierie bio-inspirée, pour la protection côtière, lors de l'Ocean Hackathon 2020.

Références

- Airoldi, L., Beck, M.W., 2007. “Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe”. *Oceanography and marine biology: an annual review*, 45, 345-405.
- Ali, I. *et al.*, 2020. “Impacts of climate change on coastal communities”. *Decision support methods for assessing flood risk and vulnerability*. 18p.
- Allen, J.R.L., 2000. “Morphodynamics of Holocene salt marshes: a review sketch from the Atlantic and Southern North Sea coasts of Europe”. *Quaternary Science Reviews*, 19, 1155–1231.
- Amalric, M., Anselme, B., Bécu, N., Delay, E., Marilleau, N., Pignon, C., Rousseaux, F., 2017. “Sensibiliser au risque de submersion marine par le jeu ou faut-il qu’un jeu soit spatialement réaliste pour être efficace ?”. *Sciences du jeu* (en ligne], 8, consulté le 3 décembre 2020.
- Anthony, E.J., Brunier, G., Gardel, A., Hiwat, M., 2019. “Chenier morphodynamics on the Amazon-influenced coast of Surinam, South America: Implication for beach ecosystems services”. *Frontiers in Earth Science*, 7, 35p.
- Archer, A.W., 2013. “World’s highest tides: Hypertidal coastal systems in North America, South America and Europe”. *Sedimentary geology*, 1-25, 284-285.
- Aubry, A., 2010. “Processus hydrodynamiques et bilans morpho-sédimentaires d’un littoral macrotidal en accrétion : étude in situ et par télédétection spatiale. Application aux Hemmes de MARCK ? Nord Pas de Calais, France”. Géomorphologie. Université du Littoral Côte d’Opale.
- Balke, T., Bouma, T.J., Horstman, E.M., Webb, E.L., Erfteimeijer, P.L.A., Herman, P.M.J., 2011. “Windows of opportunity: thresholds to mangrove seedling establishment on tidal flats”, *Marine Ecology Process Series*, 440(1-9), 9p.
- Berger, G., Caline, B., 1991. “Estimation of sedimentation rates in the Bay of Mont-Saint-Michel (France) by 210 Pb dating technique. A pilot study”. *Oceanologica acta, Proceedings of the*

International Colloquium on the environment of epicontinental seas, Lille, 20-22 Mars 1990, vol. sp. n°1, 137-142.

- Bertoldi, W., Gurnell, A.M., Drake, N.A., 2011. "The topographic signature of vegetation development along a braided river: Results of a combined analysis of airborne lidar, color air photographs, and ground measurements". *Water Resource Research*, 47, 13.
- Bertrand, G., Beroutchavili, N., 1978. "Le géosystème ou système territorial naturel", *Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, 49, 2, 17-180.
- Bitoun, R.E., Collin, A., James, D., Pioch, S., 2018. "Modelling Saltmarsh Spatial Evolution at High Resolution from 1948 to 2100 (Beaussais's Bay, France)". *Journal of coastal research*, 85, 676–680.
- Bitoun, R.E., 2017. "Services écosystémiques d'un complexe Slikke-Schorre". Msc. Université Montpellier 3 Paul Valéry.
- Boak, E.H.; Turner, I.L., 2005. "Shoreline Definition and Detection: A Review". *Journal of coastal research*, 214, 688–703.
- Bonnot-Courtois, C., Levasseur, J.-E., 2000. "Études en Environnement. Volume 5. Contribution à la connaissance de la dynamique des herbues". Rapport final Syndicat Mixte pour le Rétablissement du caractère maritime du Mont-Saint-Michel. Mission Mont-Saint-Michel DDE Manche. Univ. Rennes 1, UMR 8586 Prodig CNRS. 196 p.
- Bonnot-Courtois, C., 2002. "Les faciès sédimentaires de l'Ouest de la baie : les bancs coquilliers du haut estran". *Bulletin du Centre de Recherche Elf Exploration Production*, Mémoire n° 26, Éditions TECHNIP, 45-56.
- Bonnot-Courtois, C., Fournier, J., Dréau, A., 2004. "Recent morphodynamics of shell banks in the western part of the Bay of Mont-Saint-Michel (France)". *Géomorphologie Relief Procesus Environnement*, 10, 65–79.

- Bonnot-Courtois, C., 2012. “Dynamique sédimentaire intertidale en baie du Mont-Saint-Michel entre évolution naturelle et aménagements”. In *Proceedings of the XIIèmes Journées Nationales Génie Côtier, Génie Civil*, Cherbourg, France, 12–14 Juin 2012, 187–222.
- Bork, E.W., Su, J.G., 2007. “Integrating LIDAR data and multispectral imagery for enhanced classification of rangeland vegetation: A meta-analysis”. *Remote Sensing of Environment*, 111, 11–24.
- Borsje, B.W., Van Wesenbeeck, B.K., Dekker, F., Paalvast, P., Bouma, T.J., Van Katwijk, M.M., De Vries, M.B., 2011. “How ecological engineering can serve in coastal protection”. *Ecological engineering* 37: 113-122.
- Bouchard, V., Digaire, F., Lefeuvre, J.C., Guillon, L.M., 1995. “Progression des marais salés à l’Ouest du Mont-Saint-Michel entre 1984 et 1994”. *Mappemonde*, 4, 28–34.
- Bourgou, M. et Miossec, J-M., 2010. *Les littoraux, enjeux et dynamiques*. Paris: PUF.
- Bradley, K., Houser, C. 2009. “Relative velocity of seagrass blades: implication for wave attenuation in low-energy environments”, *Journal of Geophysical Research*, 114(F1).
- Cans, C., Diniz, I., Pontier, J-M., Touret, T., 2014. “Traité de droit des risques naturels”. *Références juridique*. Editions Le Moniteur, 868p.
- Cariolet, J-M., Suanez, S., Meur-Férec, C., Postec, A., 2012. “Cartographie de l’aléa de submersion marine et PPR : éléments de réflexion à partir de l’analyse de la commune de Guissény (Finistère, France)”. *Cybergeo : European Journal of geography* [en ligne], Espace, Société, Territoire, document 586.
- Carter, G.A., Knapp, A.K., 2001. “Leaf optical properties in higher plants: Linking spectral characteristics to stress and chlorophyll concentration”. *American Journal of Botany*, 88, 677–684.
- CEREMA, 2018. *Coût des protections contre les aléas littoraux*. Collection Connaissance.

- Chevillot-Miot, E., Mercier, D., 2014. “La vulnérabilité face au risque de submersion marine : exposition et sensibilité des communes littorales de la région Pays de la Loire (France)”, *VertigO*.
- Chauveau, E. *et al.*, 2011. “Xynthia : leçons d’une catastrophe”, *Cybergeog : European Journal of geography* [en ligne], *Environnement, Nature, Paysage*, 538.
- Christianen, M.J.A., van Belzen, J., Herman, J., van Katwijk, M.M., Lamers, L.P.M., van Leent, P.J.M., Bouma, T.J., 2013. “Low-canopy seagrass beds still provide important coastal protection services”, *PLoS ONE*, 8(5), e62413.
- Collin, A., Lambert, N., Etienne, S., 2018a. “Satellite-based salt-marsh elevation, vegetation height, and species composition mapping using the superspectral WorldView-3 imagery”. *International Journal of Remote Sensing*, 39(17), 5619-5637.
- Collin, A., Lambert, N., James, D., Etienne, S., 2018b. “Mapping wave attenuation induced by salt marsh vegetation using WorldView-3 satellite imagery”, *Revista de investigación Marina*, 25(2), 67-69.
- Collin, A., Dubois, S., Ramambason, C., Etienne, S., 2018c. “Very high-resolution mapping of emerging biogenic reefs using airborne optical imagery and neural network : the honeycomb worm (*Sabellaria alveolata*) case study”, *International Journal of Remote Sensing*, 1-16.
- Collin, A., Dubois, S., James, D., Houet, T., 2019a. “Improving intertidal reef mapping using UAV surface, red edge, and near-infrared data”, *Drones*, 3(67), 12.
- Collin, A.M., Andel, M., James, D., Claudet, J., 2019. “The superspectral/hyperspatial worldview-3 as the link between spaceborne hyperspectral and airborne hyperspatial sensors: the case study of the complex tropical coast”. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, XLII-2/W13, 1849–1854.
- Cooper, N.J., 2005. “Wave dissipation across Intertidal surfaces in the wash tidal inlet, Eastern England”, *Journal of Coastal Research*, 21(1), 28-40.

- Corbin, A., 1988. *Le territoire du vide. L'occident ou le désir du rivage (1705-1840)*. Paris, Aubier, Collection historique, 411p.
- Costa, M.B.S.F., Araujo, M., Araujo, T.C.M., Siegle, E., 2016. "Influence of reef geometry on wave attenuation on a Brazilian coral reef". *Geomorphology*, 253, 318-327.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. "The value of the world's ecosystem services and natural capital". *Nature*, 387, 253-260.
- Creach, A., Chevillot-Miot, E., Mercier, D., Pourinet, L., 2016. "Vulnerability to coastal flood hazard of residential buildings on Noirmoutier Island (France)". *Journal of Maps*, 12, 2, 371-381.
- Creach, A., Pardo, S., Mercier, D., 2017. "Diagnostic préventif de la vulnérabilité des constructions résidentielles pour leurs occupants face au risque de submersion marine appliqué à l'île de Noirmoutier (Vendée, France). *VertigO*, 17, 1.
- Crichton, D., 1999. "The risk triangle". In *Nature disaster management*. Jon Ingleton (Ed.), Tudor Rose, London, 102-103.
- Daily, G., 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington DC.
- Danchin, A., Médigue, C., Gascuel, O., H Soldano, Hénaut, A., 1991. "From data banks to data bases". *Research in Microbiology*, 142, 913-916
- David, C.G., Schulz, N., Schlurmann, T., 2016. "Assessing the application potential of selected ecosystem-based, low-regret coastal protection measures". In: *Ecosystem-Based Disaster Risk Reduction and Adaptation in Practice. Advances in Natural and Technological Hazards Research*, vol 42 edited by Renaud, F., Sudmeier-Rieux, K., Estrella, M., Nehren, U. Springer, Cham.
- Deboudt P., 2010. Vers la mise en œuvre d'une action collective pour gérer les risques naturels littoraux en France métropolitaine. *Cybergeo : European Journal of Geography*. Espace, société, territoire, document 491.

- D'Ercole R., Pigeon P., 1999. "L'expertise internationale des risques dits naturels : intérêt géographique". *Annales de Géographie*. Vol. 608, pp. 339–357.
- Desdoigts, J-Y., 1970. "Le marais de Dol occidental. Étude géomorphologique". *Mémoire Laboratoire de Géomorphologie EPHE*, Dinard, 18, 236p.
- Desroy, N., Dubois, S.F., Fournier, J., Ricquiers, L., Le Mao, P., Guerin, L., Gerla, D., Rougerie, M., Legendre, A., 2011. "The conservation status of sabellaria alveolata (L.) (Polychaeta: Sabellariidae) reefs in the bay of Mont-Saint-Michel.", *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 21(5), 462-471.
- Dethier, M.N., Raymond, W.W., McBride, A.N., Toft, J.D., Cordell, J.R., Ogston, A.S., Heerhartz, S.M., Berry, H.D., 2016. "Multiscale impacts of armoring on Salish Sea shoreline: evidence for cumulative and threshold effects". *Estuarine, coastal and shelf science*, 175, 106-117.
- Détriché, S., Susperregui, A-S., Feunteun, E., Lefeuvre, J-C, Jigorel, A., 2011. "Interrannual (1999-2005) morphodynamic evolution of macro-tidal salt marshes in Mont-Saint-Michel Bay (France)". *Continental Shelf Research*, 31, p. 611-630.
- Diaz, S., *et al.*, 2018. "Assessing nature's contributions to people". *Science*, 359, 6373, 270-272.
- Dreyfus, G., 1998. "Les réseaux de neurones". *Mécanique industrielle et matériaux*, 51, 19p.
- Dubois, S., Commito, J.A., Olivier, F., Rétière, C., 2006. "Effects of epibionts on sabellaria alveolata (L.) biogenic reefs and their associated fauna in the bay of Mont-Saint-Michel.", *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68(3-4), 635-646.
- Dubois-Maury J., 2002. "Les risques naturels en France, entre réglementation spatiale et solidarité de l'indemnisation". *Annales de Géographie*. n°627-628, 637–651.
- Dufour, S., Arnauld de Sartre, X., Castro, M., Oszwald, J., Rollet, A.J., 2016. "Origine et usages de la notion de services écosystémiques : éclairage sur son apport à la gestion des hydrosystèmes". *VertigO*, 25.

- Eggermont, H. *et al.*, 2015. “Nature-based solutions: new influence for environmental management and research in Europe”. *Gaia – ecological perspectives for science and society*, 24(4), 243-248.
- Ehrhold, A., 1999. “Dynamique de comblement d’un bassin sédimentaire soumis à un régime mégatidal : Exemple de la baie du Mont-Saint-Michel”. Thèse de 3^{ème} cycle, Université de Caen, 294p.
- Ehrlich, P., Ehrlich, A., 1981. “Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species”. New-York : Random House.
- Esposito, G.J., 1983. “Étude de la dynamique sédimentaire en quatre baies du golfe de Saint-Malo », rapport de D.E.A. Sédimentologie, Orsay.
- Etienne, S., Jeanson, M., Collin, A., 2015. “Les services écosystémiques de protection des dépôts sédimentaires en baie du Mont-Saint-Michel”. Rapport de Recherche, Conseil Général d’Ille-et-Vilaine : La Selle-en-Luitré, France, 75p.
- Etienne, S., 2010. “Les crises géomorphologiques : impacts sur les paysages naturels, impacts sur les sociétés contemporaines”. Habilitation à diriger des recherches, Université de Clermont-Ferrand, 3, 257p.
- EUROSION 2004, 2014. “Living with Coastal Erosion in Europe: Sediment and Space for Sustainability—Part IV a Guide to Coastal Erosion Management Practices in Europe: Lessons Learned” European Commission, Brussels, Belgium, 27p.
- Fagherazzi, S., Marani, M., Blum, L.K., 2004. “Geomorphological and ecosystem structure in salt marsh”, In *The ecogeomorphology of tidal marshes, Coastal and Estuarine Studies*, 59.
- Favenec J., 2007. “Les dunes de Merlimont-Côte d’Opale, site d’excellence pour la connaissance et la gestion des milieux dunaires européens”, *RDV techniques de l’ONF*, n° 17, p. 31-34.
- Ferrario, F., Beck, M.W., Storlazzi, C.D., Micheli, F., Shepard, C.C., Airoidi, L., 2014. “The effectiveness of coral reefs for coastal hazard risk reduction and adaptation”. *Nature communications*, 5, 3794.

- Ferreira, J.C., Silva, L., Polette, M., 2009. “The coastal artificialization process. Impacts and challenges for the sustainable management of the coastal cities of Santa Catarina (Brazil)”. *Journal of Coastal Research*, II, 1209–1213.
- Field, C.D., 1999. “Rehabilitation of mangrove ecosystems: an overview”. *Marine Pollution Bulletin*, 37 (8-12), 383-392.
- Fonseca, M.S., Cahalan, J.A., 1992. “A preliminary evaluation of wave attenuation by four species of seagrass”, *Estuarine, coastal and shelf science*, 35, 564-576.
- Ford, M., 2013. “Shoreline changes interpreted from multi-temporal aerial photographs and high-resolution satellite images: Wotje Atoll, Marshall Islands”. *Remote Sensing of Environment*, 135, 130–140.
- French, J.R., Spencer, T., 1993. “Dynamics of sedimentation in a tide-dominated backbarrier salt marsh, Norfolk, UK”. *Marine Geology*, 110(3-4), 315-331.
- French, J., 2006. “Tidal marsh sedimentation and resilience to environmental change: exploratory modelling of tidal, sea-level and sediment supply forcing in predominantly allochthonous systems”. *Marine Geology*, 235, 119–136.
- Gagliano, S.M., Gagliano, M., 2002. “Coastal protection and enhancement through oyster reef bioengineering”. *Coastal Environments Inc.*, Baton Rouge, Louisiana, (985), 845–879.
- Gardenier, J. et Keey, R.B., 1992. “Risk assessment of industrial and natural hazards”, *Centre for advanced engineering*, University of Canterbury, 1e edition, 191p.
- Garreau, P., 1993. *Conditions hydrodynamique sur la côte nord-Bretagne*. IFREMER.
- Garry, G., Graszka, E., Dupuy, J-L., 1997. “Plans de prévention des risques naturels prévisibles (PPR): Guide général”. Rapport technique, Ministère de l'Écologie et du Développement durable.

- Garvis, S.K. 2012. “Quantifying the impacts of oyster reef restoration on oyster coverage, wave attenuation and seagrass fragment retention in Mosquito Lagoon, Florida”, Msc. Thesis, University of Central Florida, Electronic These and dissertations. 2284.
- Gens, R., 2010 « Remote sensing of coastlines: Detection, extraction and monitoring." *International Journal of Remote Sensing*, 31, 1819–1836.
- Gerbert, F., 2011. “Estimation du contenu en eau de la végétation par télédétection hyperspectrale dans le moyen infrarouge”. Thèse de doctorat. Institut de physique du globe de Paris. 149p.
- Gerla, D., 2006. “Inventaire des herbiers de zostères – baie de Saint-Malo/ Rance et Haut estuaire du Trieux”. IFREMER, 41p.
- Ghent, J.N., Barnhart, Tucker, G.E., K.R., Rengers, F.K., Coe, J.A., Kean, J.W., Smith, J.B., Staley, D.M., Kleiber, W., Wiens, A.M., “The impact of ground control points on drone-based structure from motion photogrammetry”. *Proceeding of the AGU fall meeting 2018*, Washington, D.C., 10-14 December 2018.
- Gilbert, C., 2003. “La fabrique des risques”. *Cahiers internationaux de sociologie*. 2003/1, n°114, pp. 55-72.
- Gittman, R.K., Scyphers, S.B., Smith, C.S., Neylan, I.P., Grabowski, J.H., 2016. “Ecological consequences of shoreline hardening: a meta-analysis”. *BioScience*, 66(9), 763-773.
- Givone P., 1995. “La négociation du risque, une étape nécessaire”. *Ingénieries EAT, numéro spécial Risques naturels*. pp. 87-95.
- Godfroy, M., 2017. “Quantifying wave attenuation by nature based solutions in Galveston bay”, Msc.Thesis, Delft University of Technology, pp. 145.
- Goeldner-Gianella, L., Bertrand, F., Pratlong, F., Gaultier-Gaillard, S., 2013. “Submersion marine et dépoldérisation : le poids des représentations sociales et des pratiques locales dans la gestion du risque littoral”. In *Population et littoral* – Deboudt, P., et Marrou, L., 193-209.

- Gonçalves, J.A., Henriques, R., 2015. "UAV photogrammetry for topographic monitoring of coastal areas". *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 104, 101–111.
- Griggs, G.B., Tait, J-F., 1988. "The effects of coastal protection structures on beaches along northern Monterey Bay, California". *Journal of Coastal Research*, 4, 93-111.
- Griggs, G.B., 2005. "The impacts of coastal armoring". *Shore and beach*, 73(1), 13-22.
- Guilcher, A., 1965. *Précis d'hydrologie marine et continentale*. Paris, Masson, 389 p.
- Hardy, T.A., Young, I.R., 1996. "Field study of wave attenuation on an offshore coral reef". *Journal of Geophysical research: Oceans*, 101, C6.
- Harris, D.L., Rovere, A., Parravicini, V., Casella, E., Canavesio, R. and Collin, A., 2016. "Healthy coral reefs may assure coastal protection in face of climate change related sea level rise", *American Geophysical Union Fall Meeting*, GC11D-1167.
- Harris, D.L., Rovere, A., Casella, E., Power, H., Canavesio, R., Collin, Pomeroy, A., Webster, J-M, Parravicini, V., 2018. "Coral reef structural complexity provides important coastal protection from waves under rising sea levels", *Science advances*, 4(2), eaao4350.
- Heermann, P.D. and Khazenie, N., 1992. "Classification of multispectral remote sensing data using a back-propagation neural network". *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 30(1): 81-88.
- Hily, C., Connan, S., Raffin, C., Wyllie-Echeverria, S., 2004. "In vitro experimental assessment of the grazing pressure of two gastropods on *Zostera marina* L ; ephiphytic alga". *Aquatic botany*, 78, 2, 183-195.
- Hooper, D.U., Chapin III, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J., Wardle, D.A., 2005. "Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge". *Ecological monographs*, 75, 1, 3-35.

- Horler, D.N.H., Dockray, M., Barber, J., 1983. “The red edge of plant leaf reflectance”. *International Journal of Remote Sensing*, 4, 273–288.
- Horstman, E.M., Dohmen-Janssen, C.M., Narra, P.M.F., van den Berg, N.J.F., Siemerink, M., Hulscher, S.J.M.H., 2014. “Wave attenuation in mangroves: a quantitative approach to field observations”. *Coastal engineering*, 94, 47-62.
- Houser, C., Hill, P., 2010. “Wave attenuation across an Intertidal sand flat: Implication for mudflat development”, *Journal of Coastal Research*, 26(3), 403-411.
- Hu, Z., van Belzen, J., van der Wal, D., Balke, T., Wang, Z.B., Stive, M., Bouma, T.J., 2015. “Window of opportunity for salt marsh vegetation establishment on bare tidal flats: the importance of temporal and spatial variability in hydrodynamic forcing”, *Journal of geophysical research: Biogeosciences*, 120(7), 1450-1469.
- IPBES, 2019. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H. T. Ngo (editors). IPBES secretariat, Bonn, Germany.
- IPCC, 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report; Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Core Writing Team, Pachauri, R.K., Meyer, L.A., Eds., IPCC: Geneva, Switzerland, 151 p.
- James, D., Mury, A., Collin, A., 2020, “Coupling UAV multispectral imagery and neural network to model the seagrass coastal protection service”, communication SeatechWeek, 13-15 octobre 2020, Brest, France.
- James, D., Collin, A., Houet, T., Mury, A., Gloria, H., Le Poulain, N., 2020. “Toward better mapping of seagrass meadows using UAV multispectral and topographic data”. n: Malvárez, G. and Navas, F. (eds.), Proceedings from the International Coastal Symposium (ICS) 2020 (Seville, Spain). *Journal of Coastal Research*, Special Issue No. 95, 1117-1121.
- Jeanson, M., Etienne, S., 2015., “Étude des Services Écosystémiques de Protection des Dépôts Sédimentaires en baie du Mont-Saint-Michel : Rapport Final EPHE”. Conseil Général d’Ille-et-Vilaine, Dinard, France, 150p.

- Jeanson, M., Etienne, S., Collin, A., 2016. “Wave attenuation and Coastal Protection by Shelly Ridges: Mont-Saint-Michel Bay, France”, *Journal of Coastal Research*, 75, 398-402.
- Jeanson, M., Dolique, F., Anthony, E.J., 2018. “Processus morphodynamiques et sédimentaires dans les mangroves en érosion de Mayotte, océan Indien”. *VertigO*, 18, 2.
- John, B.M., Shirlal, K.G., Rao, S., Rajasekaran, C., 2016. “Effect of artificial seagrass on wave attenuation and wave run-up”. *International journal of ocean and climate systems*, 14-19.
- Joly, Z., 2020. “L’atténuation du risqué de submersion marine par les écosystèmes barriers”, Université de Strasbourg, 87p.
- Kaadoud, I.C., Garenne, A., 2018. “Architecture des réseaux de neurones : réseaux de neurones artificiels classiques (2/3) ! “ en ligne <http://www.scilogs.fr/intelligence-mecanique>. (Consulté le 26 août 2020).
- Kathiresan, K., Rajendran, N. 2005., “Coastal mangrove forests mitigate tsunami”. *Estuarine, coastal and shelf science* 65(3), 601-606.
- Kerrien, Y., 1972. “Carte géologique de la France à 1/320 000. Rennes-Cherbourg. BRGM, feuille 7-12, 2e édition”.
- Kim, B.M., Jeon, Y.H., Yoon, H.S., 2016. “A hydraulic experiment using artificial seaweed for coastal erosion prevention”. *Journal of Korean society for marine environment and energy*, 19, 4, 266-273.
- Knutson, P.L., Brochu, R.A., Seelig, W.N., Inskeep, M., 1982. “Wave damping in *Spartina alterniflora*”, *Wetlands*, 2, 87-104.
- Knutson, T.R., McBride, J.L., Chan, J., Emanuel, K., Holland, G., Landsea, C., Held, I., Kossin, J.P., Srivastava, A.K., Sugi, M., 2010. “Tropical cyclones and climate change”. *Nature Geosciences*, 3, 157–163.

- Koch, E.W., Barbier, E.B., Siliman, B.R., Reed, D.J., Perillo, G.M.E., Granek E.F., Primavera, J.H., Muthiga, N., Polasky, S., Halpern, B.S., Kennedy, C.J., Kappel, C.V., Wolanski, E., 2009. “Non-linearity in ecosystem services: temporal and spatial variability in coastal protection”, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, 29-37.
- Koh, R.C.Y., Le Méhauté, B., 1966. “Wave shoaling”, *Journal of Geophysical Research*, 71(8), 2005-2012.
- Kraus, N.C., McDougal, W.G., 1996. “The effects of seawalls on the beach: part I, an updated literature review”. *Journal of Coastal Research*, 12(3), 691-701.
- Laffaille, P., Feunteun, E., Lefeuvre, J.C., 2000. “Composition of fish communities in a European macrotidal salt marsh (the Mont-Saint-Michel bay, France)”. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51, 429–438.
- Laforteza, R., Chen, J., Konijnendijk van den Bosh, C., Randrup, T.B., 2018. “Nature-based solutions for resilient landscapes and cities”. *Environmental Research*, 165, 431-441.
- La Peyre, M.K., Humphries, A.T., Casas, S., La Peyre, J., 2014. “Temporal variation in development of ecosystem services from oyster reef restoration”. *Ecological engineering*, 63, 34-44.
- Lambert, N., 2009. “Modélisation de la dissipation de l'énergie des vagues par la végétation de marais littoral”. PhD thesis. Rimouski, Québec, Université du Québec à Rimouski, Institut des sciences de la mer de Rimouski, 97p.
- Lambert, N., 2017. “Biogéomorphologie et estimation du service d'atténuation du marais maritime de la baie de Lancieux”, Msc. Université de La Rochelle, 30p.
- Larsonneur, C., 1989. “La baie du Mont-Saint-Michel, un modèle de sédimentation en zone tempérée”. *Bulletin de l'institut Géologique Bassin Aquitain*, n°46, 5-74
- Le Berre, I., Bailly, D., Philippe, M., Kato, Y., 2014. “Les enjeux, une composante essentielle de la vulnérabilité”, In : Hénaff A. (éd.) *Gestion des risques d'érosion et de submersion marines. Guide méthodologique. Programme de recherche Cocorisco*. 102–133.

- Lechevalier, A., 2016. “Étude de l'atténuation des vagues par un champ de végétation composé de *Spartina maritima* et *Halimione portulacoides*”. Msc. Thesis, Université de La Rochelle, 34p.
- Ledoux, B., 2006. *La gestion du risque inondation*, Éditions TEC & DOC. Lavoisier, Paris. 770 p.
- Lefeuvre, J.C., Bouchard, V., Feunteun, E., Grare, S., Lafaille, P., Radureau, A., 2000. “European salt marshes diversity and functioning: The case study of the Mont-Saint-Michel, France”. *Wetland Ecology Management*, 8, 147–161.
- Lefeuvre, J.C., Laffaille, P., Feunteun, E., Bouchard, V., Radureau, A., 2003. “Biodiversity in salt marshes: From patrimonial value to ecosystem functioning. The case study of the Mont-Saint-Michel bay”. *Comptes Rendus Biologies*, 326, 125–131.
- Lefort, J., 1975. “Le socle péri-armoricain. Étude géologique et géophysique du socle submergé à l'Ouest de la France” Thèse Université de Rennes. 217p.
- Lejolivet, A., Foveau, A., Le Mao, P., Rollet, C., 2019. “Suivi stationnel des herbiers à *Zostera noltei* dans la masse d'eau côtière FRGC03-Rance Fresnaye (Saint-Jacut-de-la-mer) – Bassin Loire-Bretagne- Bilan 2012-2016”. IFREMER, 34p.
- Lejot, J., Delacourt, C., Piegay, H., Fournier, T., Tremelo, M.L., Allemand, P., 2007. “Very high spatial resolution imagery for channel bathymetry and topography from an unmanned mapping controlled platform”. *Earth Surface Processes and Landforms*, 32, 1705–1725.
- Le Mao, P., Godet, L., Fournier, J., Desroy, N., Gentil, F., Thiébaud, E., Pourinet, L., Cabioch, L., Retière, C., Chambers, P., 2020. “Atlas de la faune marine invertébrée du golfe Normano-Breton – 1/7”. Éditions de la station biologique de Roscoff.
- Léone, F., Vinet, F., 2006. “La vulnérabilité, un concept fondamental au cœur des méthodes d'évaluation des risques naturels”, *Géorisque*, 1, 9-25.
- Leport, L., Baudry, J., Radureau, A., Bouchereau A., 2006. “Sodium, potassium and nitrogenous osmolyte accumulation in relation to the adaptation to salinity of *Elytrigia pycnantha*, an invasive plant of the Mont Saint-Michel Bay”. *Cahiers de Biologie Marine* 47, 31-37.

- Le Rhun, J., 1982. “Étude physique de la baie du Mont-Saint-Michel”. Thèse 3 ème cycle, Pans I, 241 p.
- Levoy, F., Larsonneur, C., 1992. “Notice d’impact en vue de travaux de protection contre la mer (Basse-Normandie)”. Presses universitaires de Caen. 76p.
- Li, H., Zhang, L. and Shen, H. 2014. “An adaptive nonlocal regularized shadow removal method for aerial remote sensing images”. *IEEE transactions on geoscience and remote sensing* 52(1) 106-120.
- Lochin, P., 2020. “Influence des adaptations naturelles sur les risques littoraux d’inondation terre et mer par simulation hydrologique et hydrodynamique”. Msc. Université de Rennes 2, 44p.
- Longbotham, N., Pacifici, F., Malitz, S., Baugh, W., Camps-Valls, G., 2015. “Measuring the spatial and spectral performance of WorldView-3”. In *Proceedings of the Hyperspectral Imaging and Sounding of the Environment*, Lake Arrowhead, CA, USA, 1–4 March 2015; Paper HW3B.2.
- Lucieer, A., Turner, D., King, D.H., Robinson, S.A., 2014. “Using an unmanned aerial vehicle (UAV) to capture micro-topography of Antarctic moss beds”. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 27, 53–62.
- Mahmoud, H., 2015. “La côte d’Emeraude : forçages météorologiques et anthropiques sur la morphodynamique littorale”. Thèse de Géographie, Université Rennes 2.
- Mancini, F., Dubbini, M., Gattelli, M., Stecchi, F., Fabbri, S., Gabbianelli, G., 2013. “Using Unmanned Aerial Vehicles (UAV) for High-Resolution Reconstruction of Topography: The Structure from Motion Approach on Coastal Environments”. *Remote Sensing*, 5, 6880–6898.
- Manis, J.E., Garvic, S.K., Jachec, S.M. and Walters, L.J. 2015. “Wave attenuation experiments over living shorelines over time: a wave tank study to assess recreational boating pressure”, *Journal of Coastal Conservation, planning and management*, 19(1), 1-11.

- Martínez-Graña, A.M., Boski, T., Goy, J.L., Zazo, C., Dabrio, C.J., 2016. “Coastal-flood risk management in central Algarve: vulnerability and flood risk indices (South Portugal)”. *Ecological Indicators*, 71, 302-316.
- Massel, S.R., Furukawa, K., Brinkman, R.M., 1999. “Surface wave propagation in mangrove forests”. *Fluid Dynamics Research*, 24, 4, 219-249.
- McCauley, D.J., 2006. “Selling out on nature”. *Nature*, 443, 27-28.
- McGranahan, G., Balk, D., Anderson B., 2007. “The rising tide: assessing the risks of climate change and human settlements in low elevation coastal zones”. *Environment Urbanization*, 19, 17-37.
- McKee, K., Rogers, K., Saintilan, N., 2012. “Response of salt marsh and mangrove wetlands to changes in atmospheric CO₂, Climate, and sea levelC. *Global change and the function and distribution of wetlands*, 63-96.
- MEDD, 2014. *Guide méthodologique : Plan de prévention des risques littoraux*, 169p.
- Mercier, D., Chadenas, C., 2012. “La tempête Xynthia et la cartographie des « zones noires » sur le littoral français : analyse critique à partir de l'exemple de La Faute-sur-Mer (Vendée)”. *Norois*, 222, 45-60.
- Merrien, A., Krouti, M., Diaz, J., 2010. “Usage du proche infrarouge pour la détermination de la qualité des graines oléagineuses”. *Oilseeds and fats crops and Lipids*, 17(2), 71-74.
- Metzger, P., D’Ercole, R., 2009. “Enjeux territoriaux et vulnérabilité : une approche opérationnelle”. In : Becerra S., Peltier A. (éd.) *Risque et Environnement : recherches interdisciplinaires sur la vulnérabilité des sociétés*. L’Harmattan. 391–402.
- Metzger P., D’Ercole R., 2011. “Les risques en milieu urbain : éléments de réflexion”. *EchoGéo*. N°18.
- Meur-Ferec, C., 2006. “De la dynamique naturelle à la gestion intégrée de l’espace littoral : un itinéraire de géographe”. Habilitation à diriger des recherches. Université de Nantes. 247 p.

- Meur-Ferec, C., Deboudt, P., Morel, V., 2008. "Coastal risks in France: an integrated method for evaluating vulnerability". *Journal of Coastal Research*. 24(2B), pp. 178–189.
- Meur-Ferec, C., Le Berre, I., Cocquemot, L., Guillou, E., Henaff, A., Lami, T., Le Dantec, N., Letortu, P., Philippe, M., Noûs, C., 2020. "Une méthode de suivi de la vulnérabilité systémique à l'érosion et la submersion marines". *Développement durable et territoires*, 11, 1, 23p.
- Millenium Ecosystem Assessment, 2005. "Ecosystems and human well-being: Wetlands and water – Synthesis". World Resources Institute, Washington, DC, United-States.
- Miossec, A., 1998. *Les littoraux entre nature et aménagement*. SEDES, coll. Campus-Géographie. 192p.
- Moller, I., Spencer, T. and French, J.R., 1996. "Wind wave dissipation over saltmarshes surfaces: preliminary results from Norfolk, England", *Journal of Coastal Research*, 12(4), 1009-1016.
- Moller, I., Spencer, T., French J.R., Leggett D.J., Dixon M., 1999. "Wave transformation over salt marshes: a field and numerical modelling study from North Norfolk, England", *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 49, 411-426.
- Moller, I. and Spencer, T., 2002. "Wave dissipation over macro-tidal saltmarshes: effects of marshes edge typology and vegetation change", *Journal of coastal research*, 506-521.
- Moller, I. 2006. "Quantifying saltmarsh vegetation and its effect on wave height dissipation: Result from a UK East coast saltmarsh", *Estuarine Coastal Shelf Science*, 69, 337-351.
- Moller, I., Kudella, M., Rupprecht, F., Spencer, T., Paul, M., van Wesenbeeck B.K., Wolters, G., Jensen, K., Bouma, T.J., Miranda-Lange, M., Schimmels, S. 2014. "Wave attenuation over coastal salt marshes under storm surge conditions", *Nature Geoscience*, 7, 727-731.
- Morgan, P.A., Burdick, D.M., Short F.T. 2009. "The functions and values of fringing salt marshes in Northern New England, USA", *Estuaries and Coasts*, 32, 483-495.

- Morris, R.L., Konlechner, T.M., Ghisalberti, M., Swearer, S.E., 2018. “From grey to green: efficacy of eco-engineering solutions for nature-based coastal defence”. *Global Change Biology*, 24(5), 1827-1842.
- Morris, R.L., Graham, T.D.J., Kelvin, J., Ghisalberti, M., Swearer, S.E., 2019. “Kelp beds as coastal protection: wave attenuation of *Ecklonia radiata* in a shallow coastal bay”. *Annals of Botany*; 125, 2, 235-246.
- Morzadec, M.T., 1974. “Variations de la ligne de rivage armoricaine au Quaternaire. Analyse pollinique des dépôts organiques littoraux”. *Bulletin de la Société Géologique et Minéralogique de Bretagne*, 17, 208 p.
- Mury, A., 2015. “Suivi des Dépôts Coquilliers et Étude du Service Écosystémique de Protection dans la Moitié Ouest de la baie du Mont-Saint-Michel”. Msc. Thesis, Université de La Rochelle, La Rochelle, France.
- Mury, A., Collin, A., Etienne, S., 2018. “Wave attenuation service of saltmarshes and shelly cheniers: a spatio-temporal study in Mont-Saint-Michel Bay, France”, *Geophysical Research Abstracts*, 20, 2044. *Proceedings, EGU General Assembly Conference*, Vienna, Austria, 8-13 Avril 2018
- Mury, A., Jeanson, M., Collin, A., James, D., Etienne, S., 2019a, “High resolution shoreline and shelly ridge monitoring over stormy winter events: a case study in the mégatidal bay of Mont-Saint-Michel, (France)”, *Journal of Marine Science and Engineering*, 7 (4), 97.
- Mury, A., Collin, A., James, D., 2019a, “Morpho–Sedimentary Monitoring in a Coastal Area, from 1D to 2.5 D, Using Airborne Drone Imagery”, *Drones*, 3 (3), 62.
- Mury, A., Collin, A., James, D., Pastol, Y., Etienne, S., 2019c. “Spatially-explicit modelling of the salt marsh wave attenuation using pressure measurements, UAV imagery and LiDAR data”. *Proceedings, EGU General Assembly Conference*, Vienna, Austria, 7-12 Avril 2019.
- Mury, A., Collin, A., Jeanson, M., Etienne, S., 2020a, “Wave attenuation service by intertidal coastal ecogeosystems in the Bay of Mont-Saint-Michel, France: Review and meta-analysis”. In *Estuaries and coastal zones in times of global change: Proceeding of ICEC-2018*, Nguyen, K.D., Guillou, S., Gourbesville, P. and Thiébot, J., Springer.

- Mury, A., Collin, A., Jeanson, M., James, D., Gloria, H., Pastol, Y., Etienne, S., 2020b, “Mapping nature-based marine flooding risk using VHR wave, airborne LiDAR and satellite imagery: the case study of the Dol March (Bay of Mont-Saint-Michel, France)”, In: Malvárez, G. and Navas, F. (eds.), *Proceedings from the International Coastal Symposium (ICS) 2020 (Seville, Spain)*. *Journal of Coastal Research*, Special Issue No. 95, 743-747. Coconut Creek (Florida), ISSN 07490208.
- Mury, A., Collin, A., Houet, T., Alvarez-Vanhard, E., James, D., 2020c. “Using multispectral drone imagery for spatially explicit modelling of wave attenuation through a salt marsh meadow”. *Drones* 4(2), 25.
- Mury, A., Collin, A., James, D., 2020d, “Protection naturelle contre la submersion, apport de l’intelligence artificielle”, *Bulletin du comité français de cartographie*, numéro spécial Cartorisk. Soumis le 10 août 2020.
- Mury, A., Collin, A., James, D., 2020, “Mapping nature-based coastal protection using submeter superspectral WorldView-3 satellite imagery and artificial neural network”, *Coastal Engineering Journal – Special Issue “Blue carbon and green infrastructure”*. Soumis le 31 août 2020.
- Mury, A., Collin, A., James, D., 2021, “Prospective 2050 : étude de cas sur l’évolution du service écosystémique de protection côtière”, SAGEO, 5-7 mai 2021, La Rochelle, France. Soumis le 30 octobre 2020.
- Narayan, S., Beck, M.W., Reguero, B.G., Losada, I.J., Van Wesenbeeck, B., Pontee, N., Sanchirico, J.N., Ingram, J.C., Lange, G-M., Burks-Copes, K.A. 2016. “The effectiveness, costs and coastal protection benefits of natural and nature-based defences”. *PLoS ONE* 11(5): 17.
- Nebout, T., Godet, L., Fournier, J., 2002. “Inventaire cartographique des herbiers de phanérogames marines de la côte d’Emeraude et de Chausey – état en 2002 (d’Erquy à Granville) ” – Rapport MNHN, 24p.

- Neumann, B., Vafeidis, A.T., Zimmermann, J., Nicholls, R.J., 2015. “Future coastal population growth and exposure to sea-level rise and coastal flooding – a global assessment”. *PLoS ONE*, 10(3), e0118571.
- Nikodic, J., 1981. “Dynamique sédimentaire dans la partie occidentale de la baie du Mont-Saint-Michel”. Thèse 3^{ème} cycle, Univ. Nantes, 180 p.
- Nordstrom, K.F., 2014. “Living with shore protection structures: a review”. *Estuarine, coastal and shelf science*, 150(A), 11-23.
- Observatoire national sur les effets du réchauffement climatique, 2019. “Des solutions fondées sur la nature pour s’adapter au changement climatique – Rapport au premier ministre et au parlement”, *La documentation française*. 306p.
- Office national des forêts, 2012. Guide de la flore des dunes littorales – De la Bretagne au sud des Landes – sous la direction de Favennec, J., 189p.
- Paskoff, R., 2003. “Coastal dunes, ecology and conservation”. *Journal of coastal conservation*, 9, 2, 190.
- Paskoff, R., 2010. *Les littoraux : impact des aménagements sur leur évolution*. Paris: A. Colin.
- Paul, M., Amos, C.L. 2011. “Spatial and seasonal variation in wave attenuation over *Zostera noltii*”, *Journal of geophysical research*, 116, C08019.
- Pendleton *et al.*, 2012. “Estimating global “blue carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems”. *PlosONE*, 7(9).
- Peretti-Watel, P., 2003. *Sociologie du risque*. A. Colin. 288 p.
- Perherin, C., 2007. “Contribution à l’analyse des phénomènes de surcotes et de submersion marines. Secteur du Pertuis Breton (Vendée)”, École Nationale des Travaux Publics de l’État, Rapport de stage, 94 p.

- Perherin, C., Azzam, C., Kergadallan, X., 2012. “Révision du guide méthodologique plans de prévention des risques littoraux : une meilleure prise en compte de l’ensemble des phénomènes pour la connaissance de l’aléa submersion marine. *Congrès SHF « Évènements extrêmes fluviaux et maritimes »*. 8p.
- Perherin, C., 2017. “La concertation lors de la cartographie des aléas littoraux dans les plans de prévention des risques : enjeu majeur de prévention”. Thèse de Géographie. Université de Bretagne occidentale – Brest. Français. NNT : 2017BRES0114. Tel-01722799v2.
- Piazza, B.P., Banks, P.D., La Peyre, M.K., 2005. “The potential for created oyster shell reefs as a sustainable shoreline protection strategy in Louisiana”. *Restoration Ecology* 13(3), 499-506.
- Pigeon, P., 2005. *Géographie critique des risques*, Éditions Economica-Anthropos, Géographie. Paris. 217 p.
- Pinot, J-P., 1998. *La gestion du littoral, littoraux tempérés : côtes rocheuses et sableuses*, tome 1, Institut océanographique, Paris, 399p.
- Planchon, O., 1997. *Les climats maritimes dans le monde*. 233.
- Pontier, J-M., 2003. “La puissance publique et la prévention des risques”. *Actualité juridique. Eds droit administratif*, 33, 1752-1761.
- Poppema, D.W., Willemsen, P.W.J.M., de Vries, M., Zhu, Z., Borsje, B.W., Hulscher, S.J.M.H., 2019. “Experiment-supported modelling of salt marsh establishment”, *Ocean and coastal management*, 168, 238-250.
- Pouzet, P., Creach, A., Godet, L., 2015. “Dynamique de la démographie et du bâti dans l’ouest du Marais poitevin depuis 1705”, *Norois*, 83-96.
- Prager, E.J., Halley, R.B. 1999. “The influence of seagrass on shell layers and Florida Bay mudbanks”, *Journal of Coastal Research*, 15(4), 1151-1162.
- Price, W.A., Tomlinson, K.W., Hunt, J.N., 1969. “The effect of artificial seaweed in promoting the build-up of beaches”. *Coastal Engineering Proceedings*, 1(11), 36.

- Quartel, S., Kroon, A., Augustinus, P.G.E.F., Van Santen, P., Tri, N.H., 2007. “Wave attenuation in coastal mangroves in the Red River delta, Vietnam”. *Journal of Asian Earth Sciences*, 29, 4, 576-584.
- Rangel-Buitrago, N., Williams, A.T., Anfuso, G., 2018. “Hard protection structures as a principal coastal erosion management strategy along the Caribbean coast of Colombia. A chronicle of pitfalls”. *Ocean and coastal management*, 156, 58-75.
- Raparelli, E., Bajocco, S., 2019. “A bibliometric analysis on the use of unmanned aerial vehicles in agricultural and forestry studies”. *International Journal of Remote Sensing*.
- Redford, K.H., Adams, W.M., 2009. “Payment for ecosystem services and the challenge of saving nature”. *Conservation biology*, 23, 4, 785-787.
- Reef, R., Schuerch, M., Christie, E.K., Moeller, I., Spencer, T., 2018. “The effect of vegetation height and biomass on the sediment budget of a European saltmarsh”. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 202, 125-133.
- Reghezza-Zitt, M., 2009. “Réflexions autour de la vulnérabilité. Risques et environnements : recherches interdisciplinaires sur la vulnérabilité des sociétés”. L’Harmattan, Paris, 417-428.
- Reguero, B.G., Beck, M.W., Bresch, D.N., Calil, J., Meliane, I., 2018. “Comparing the cost effectiveness of nature-based and coastal adaptation: a case study from the Gulf Coast of the United States”. *PlosONE*, 13(4), 24p.
- Rieux, A., Weill, P., Mouazé, D., Tessier, B., 2018. “Sorting processes of mixed bioclastic-siliciclastic sediments”. In *Proceedings of the XIth International Conference on Estuaries and Coasts (ICEC)*, Caen, France, 20–23 August 2018.
- Robin, M., 1995. *La télédétection. Des satellites aux systèmes d’information géographiques*. Nathan Université. Collection Fac Géographie, 320p.
- Rowe, J.S., Barnes, B.V., 1994. “Geo-ecosystems and bio-ecosystems”, *Bulletin of the Ecological Society of America*, 75, 1, 40-41.

- Ruggiero, P., 2010. “Impacts of shoreline armoring on sediment dynamics”, In Shipman, H., Dethier, M.N., Gelfenbaum, G., Fresh, K.L., and Dinicola, R.S., eds., 2010, Puget Sound Shorelines and the Impacts of Armoring—*Proceedings of a State of the Science Workshop*, May 2009: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2010-5254, p. 179186.
- Sagoff, M., 2008. “On the economic value of ecosystem services”. *Environmental values*, 17, 2, 239-257.
- Samiksha *et al.*, 2019. “Attenuation of wave energy due to mangrove vegetation of Mumbai, India”, *Energies*, 12, 4286.
- Sanchez-Gonzales, J.F., Sanchez-Rojas, V., Memos, C.D., 2011. “Wave attenuation due to *Posidonia oceanica* meadows”. *Journal of Hydraulic research*, 49, 4.
- Scarelli, F.M., Cantelli, L., Barboza, E.G., Rosa, M.L.C.C., Gabbianelli, G., 2016. “Natural and Anthropogenic Coastal System Comparison Using DSM from a Low Cost UAV Survey (Capão Novo, RS/Brazil)”. *Journal of Coastal Research*, 75, 1232–1236.
- Scarwell, H.-J., Laganier, R., 2004. “Risque d’inondation et aménagement durable des territoires”, *Environnement et société*. Presses universitaires du Septentrion. 240 p.
- Schneiderbauer, S., Ehrlich, D., 2004. “Risk, hazard and people’s vulnerability to natural hazards – a review of definitions, concepts and data”. European Commission.
- Schoonees, T., Gijón Mancheño, A., Scheres, B., Bouma, T.J., Silva, R., Schlurmann, T., Schüttrumpf, H., 2019. “Hard structures for coastal protection, towards greener designs”. *Estuaries and Coasts*, 42, 1709-1729.
- Sen, A., 1993. “Markets and freedoms: achievements and limitations of the market mechanism in promoting individual freedoms”. *Oxford Economic Papers*, 45, 4, 519-541.
- Sénéchal, N., 2003. “Étude de la propagation des vagues au-dessus d'une bathymétrie complexe en zone de surf”. Ph.D. Thesis, Université de Bordeaux I, France.

- Shahtahmassebi A.R., Yang, N., Wang, K., Moore, N. and Shen, Z., 2013. "Review of shadow detection and de-shadowing methods in remote sensing". *Chinese geographical science*, 23(4), 403-420.
- Shepard, C.C., Crain, C.M., Beck, M.W., 2011. "The protective role of coastal marshes: a systematic review and meta-analysis". *PLoS ONE*, 6(11), e27374.
- Siikamäki, J., Sanchirico, J.N., Jardine, S., McLaughlin, D., Morris, D., 2013. "Blue carbon: coastal ecosystems, their carbon storage, and potential for reducing emissions". *Environment: Science and policy for sustainable development*, 55(6), 14-29.
- Singh, K.K., Pal, K. and Nigam, M.J. 2012. "Shadow detection and removal from remote sensing images using NDI and morphological operators". *International journal of computer applications* 42(10): 37-40.
- Small, C., Nicholls, R.J., 2003. A global analysis of human settlement in coastal zones. *Journal of Coastal research*, 19(3), 584-599.
- Smith, K., 1992. "Environmental hazards" Assessing risk and reducing disaster, Routledge, 1e edition, 324p.
- Sochava, V.B., 1972. "The study of geosystems: the current stage in complex physical geography". In *International Geography*, 1, 298-301.
- Sochava, V.B., 1978. *Introduction to the theory of geosystems*. Novosibirsk: Nauka
- Stéphan, P., Suanez, S., Fichaut, B., Autret, R., Blaise, E., Houron, J., Ammann J., Grandjean, P., 2018. "Monitoring the medium-term retreat of a gravel spit barrier and management strategies, Sillon de Talbert (North Brittany, France)". *Ocean and Coastal Management*, 158, 64–82.
- Stumpf, R., 1983. "The process of sedimentation on the surface of a salt marsh". *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 17, 5, 495-508.
- Tansley, A.G., 1935. "The use and abuse of vegetational concepts and terms", *Ecology*, 16, 3, 284-307.

- Taube, S.R., 2013. “Impact of fringing oyster reefs on wave attenuation and marsh erosion rates.” Msc. Thesis, University of Virginia.
- Temmerman, S., Meire, P., Bouma, T.J., Herman, P.M.J., Ysebaert, T., De Vriend, H.J., 2013. “Ecosystem-based coastal defence in the face of global change”, *Nature* 504, 79-83.
- Tessier, B., Poirier, C., Weill, P., Dezileau, L., Rieux, A., Mouazé, D., Fournier, J., Bonnot-Courtois, C., 2019. “Evolution of a shelly beach ridge system over the last decades in a hypertidal open-coast embayment (Western Mont-Saint-Michel Bay, NW France)”. In: Castelle, B. and Chaumillon, E. (eds.), Coastal Evolution under Climate Change along the Tropical Overseas and Temperate Metropolitan France. *Journal of Coastal Research*, Special Issue No. 88, pp. 77–88. Coconut Creek (Florida), ISSN 0749-0208.
- Thouret, J-C., D’Ercole, R., 1996. “Vulnérabilité aux risques naturels en milieu urbain : effets, facteurs et réponses sociales”. *Cahier des sciences humaines*. ORSTOM, 32(2), 407-422.
- Tilman, D., Downing, J.A., 1994. “Biodiversity and stability in grasslands”. *Nature*, 367, 363-365.
- Tonkin, T.N., Midgley, N.G., 2016. “Ground-Control Networks for Image Based Surface Reconstruction: An Investigation of Optimum Survey Designs Using UAV Derived Imagery and Structure-from-Motion Photogrammetry”. *Remote Sensing*, 8, 786.
- UN/ISDR, 2004. *Living with risk: a global review of disaster reduction initiatives*, 429p.
- UNDRO, 1992. *An Overview of Disaster Management*, training module for use in the United Nations Disaster Management Training Program.
- Valéry, A., Radureau, A., 2014. “Évolution de la végétation des marais salés de la baie du Mont-Saint-Michel—Analyse cartographique 1984–2013”. Rapport Convention CREBS/Université de Rennes1/Conservatoire du Littoral/Inter-SAGE baie du Mont-Saint-Michel/Agence de l’Eau Seine-Normandie/Agence de l’eau Loire-Bretagne ; Rennes, France, 15p.
- Verger, F., 1995. “Slikkes et schorres, milieu et aménagement”. *Norais*, 42, 165, 235-245.

- Vergouw, B., Nagel, H., Bondt, G., Custers, B., 2016. “Drone technology Types, payloads, applications, frequency spectrum issues and future developments.” In *The Future of Drone Use; Information Technology and Law Series*; Custer, B., Ed.; T.M.C Asser Press: The Hague, The Netherlands, Volume 27, 21–45.
- Veyret, Y., Reghezza, M., 2006. “Vulnérabilité et risques, l’approche récente de la vulnérabilité”. *Responsabilité et environnement*, 43, 9-13.
- Viles, H.A., 1988. *Biogeomorphology*. B. Blackwell.
- Viles, H.A., 2004. “Biogeomorphology”. In: Goudie, A.S. (Ed.), *Encyclopedia of Geomorphology*, 1, Routledge, 83–86.
- Viles, H.A., 2020. “Biogeomorphology: Past, present and future”, *Geomorphology*, 366, 15p.
- Vinet, F., 2010. “Le risque inondation. Diagnostic et gestion”. Éditions Tec & Doc Lavoisier, « *Sciences du danger* », série Innovations. Paris. 318 p.
- Walker, R., Bendell, B., Wallendorf, L., 2011. “Defining engineering guidance for living shoreline projects”. Proceeding of the Conference on coastal engineering practice 2011, August 21-24 2011, San Diego, California, United States.
- Wallis, B., Troost, K., van den Ende, D., Nieuwhof, S., Smaal, A.C., Ysebaert, T., 2016. “From artificial structures to self-sustaining oyster reefs”. *Journal of Sea Research*, 108, 1-9.
- Wayne, C.J., 1976. “The effects of sea and marsh grass on wave energy”, *Coastal Research Notes*, 14, 6-8.
- Weill, P., Tessier, B., Brun-Cottan, J.C., 2010. “Hydrodynamic behaviour of coarse bioclastic sand from shelly cheniers”. *Earth Surface Processus and Landforms.*, 35, 1642–1654.
- Wilson, D.S., 1992. “Complex interactions in metacommunities, with implications for biodiversity and higher levels of selection”. *Ecology*, 73, 6, 1984-2000.

- Woodroffe, C.D., 2002. *Coasts: form, process and evolution*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Yang, S.L., Li, H., Ysebaert, T., Bouma, T.J., Zhang, W.X., Wang, Y.Y., Li, P., Li M., Ding, P.X. 2008. "Spatial and temporal variations in sediment grain size in tidal wetlands, Yangtze Delta: On the role of physical and biotic controls", *Estuarine, Coastal and Shelf Sciences*, 77, 657-671.
- Yang, S.L., Shi, B.W., Bouma, T.J. and Ysebaert, T. 2012. "Wave attenuation at a salt marsh margin: a case study of an exposed coast on the Yangtze Estuary", *Estuaries and Coasts*, 35, 169-182.
- Young, I.R., 1989. "Wave transformation over coral reefs". *Journal of Geophysical research: Oceans*, 94, C7.

Liste des sigles

ACP : Analyse en composantes principales
AOP : Appellation d'origine protégée
ASE : Agence spatiale européenne
B : Bleu
BMSM : Baie du Mont-Saint-Michel
BP : *Before present* – AP – avant le présent
BRGM : Bureau de recherches géologiques et minières
°C : Degré Celsius
cm : Centimètre
CATNAT : Dispositif d'indemnisation des catastrophes naturelles
CNRS : Centre national de la recherche scientifique
E : Est
EPCI : Établissement public de coopération intercommunale
EQM : Erreur quadratique moyenne
FOV : *Field of view*
Hz : Hertz
ha : Hectare
Hm₀ : Hauteur significative des vagues
hPA : Hectopascal
HRS : Haute résolution spatiale
IGN : Institut national de l'information géographique et forestière
IGP : Indication géographique protégée
IR : Infrarouge
J : Jaune
Km : Kilomètre
LiDAR : *Light detection and ranging*
m : Mètre
MIR : Moyen infrarouge
mm : Millimètre
mn : Minute
MN : Modèle numérique
MNE : Modèle numérique d'élévation
MNH : Modèle numérique de hauteur
MNI : Modèle numérique d'intensité infrarouge
MNP : Modèle numérique de pente
MNR : Modèle numérique de rugosité
MNS : Modèle numérique de surface
MP : Mégapixel
MS : Multispectral
N : Nord
N/A : Non applicable
NDVI : *Normalized difference vegetation index*
NE : Nord-Est
NGF : Nivellement général de la France

nm : Nanomètre
 NNE : Nord-Nord-Est
 NNO : Nord-Nord-Ouest
 NO : Nord-Ouest
 O : Ouest
 PAPI : Programme d'actions et de prévention des inondations
 PC : Poste de commandement
 PCS : Point de contrôle au sol
 PER : Plan d'exposition aux risques naturels prévisibles
 PGRI : Plan de gestion des risques d'inondation
 PIR : Proche infrarouge
 PNACC : Plan national d'adaptation au changement climatique
 PPR : Plan de prévention des risques
 PPRL : Plan de prévention des risques naturels littoraux
 R : Rouge
 R² : Coefficient de détermination
 RaDAR : *Radio detection and ranging*
 RCP : *Representative concentration pathway*
 RE : *Red edge*
 RVB : Rouge-vert-bleu
 SE : Sud-Est
 Sec : Seconde
 SfN : Solution fondée sur la nature
 SHOM : Service hydrographique et océanographique de la marine
 SLGRI : Stratégie locale de gestion des risques d'inondation
 SM : Submersion marine
 SMA : Saint-Malo Agglomération
 SMNS : Système mondial de navigation par satellite
 SMNSD : Système mondial de navigation par satellite différentiel
 SNGRI : Stratégie nationale de gestion du risque d'inondation
 SO : Sud-Ouest
 SoNAR : *Sound navigation and ranging*
 SSO : Sud-Sud-Ouest
 THRS : Très haute résolution spatiale
 TIN : *Triangulated irregular network*
 TRI : Territoire à risque d'inondation
 V : Vert
 WV-3 : WorldView-3
 X : Coordonnée sur l'axe des abscisses
 Y : Coordonnée sur l'axe des ordonnées
 Z : Coordonnée verticale
 µm : Micromètre

Liste des figures

FIGURE 1. TRIANGLE DE CRICHTON. SOURCE : CRICHTON (1999).	25
FIGURE 2. REPRÉSENTATION SCHÉMATIQUE DU RISQUE. SOURCE : MURY (2020), INÉDIT.	25
FIGURE 3. REPRÉSENTATION SCHÉMATIQUE DES DIFFÉRENTS PROCESSUS DE SUBMERSION MARINE, A) PAR DÉBOREMENT, B) PAR PAQUET DE MER OU SURVERSE D'OUVRAGE ET C) PAR RUPTURE D'OUVRAGE (SANS ÉCHELLE). SOURCE : MURY (2020), INÉDIT.	27
FIGURE 4. REPRÉSENTATION SCHÉMATIQUE DE L'EXPOSITION DES ENJEUX (SANS ÉCHELLE). SOURCE : MURY (2020), INÉDIT.	28
FIGURE 5. BORNE INDICANT LE NIVEAU ATTEINT PAR L'EAU LORS DE L'ÉVÉNEMENT XYNTHIA EN 2010, FAISANT PARTIE DES ÉLÉMENTS MIS EN ŒUVRE POUR LE DÉVELOPPEMENT D'UNE MÉMOIRE DU RISQUE. SOURCE : COMMUNAUTÉ DE COMMUNE VENDÉE GRAND LITTORAL (2019).	30
FIGURE 6. LA VULNÉRABILITÉ STRUCTURELLE DU BÂTI FACE À UN ALÉA, ILLUSTRÉE PAR W. DISNEY. EXTRAIT DU DESSIN ANIMÉ "LES TROIS PETITS COCHONS" (1933).	30
FIGURE 7. UNE STRATÉGIE DE GESTION DES RISQUES, DU NATIONAL AU LOCAL. SOURCE : MINISTÈRE DE LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE ET SOLIDAIRE - GUIDE MÉTHODOLOGIQUE PAPI (2017).	33
FIGURE 8. ILLUSTRATION DE LA MISE EN ŒUVRE DES PLANS DE PRÉVENTION DES RISQUES LITTORAUX SUR LES COMMUNES IDENTIFIÉES PAR LA « CIRCULAIRE XYNTHIA ». SOURCE : DIRECTION DÉPARTEMENTALE DES TERRITOIRES ET DE LA MER D'ILLE-ET-VILAINE (2016).	34
FIGURE 9. BÉNÉFICE DE L'ASSOCIATION ENTRE SOLUTIONS FONDÉES SUR LA NATURE ET OUVRAGES MAÇONNÉS. (2014). SOURCE : ESRI ARCNEWS (2014).	38
FIGURE 10. REPRÉSENTATION SCHÉMATIQUE DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES. CONCEPTION : MURY (2020), D'APRÈS MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005) ET ONERC (2019).	41
FIGURE 11. CARTE DE LOCALISATION DES DIFFÉRENTS SYSTÈMES ÉCOGÉOMORPHOLOGIQUES ATTÉNUATEURS IDENTIFIÉS EN BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020A).	44
FIGURE 12. ILLUSTRATION DES DIFFÉRENTS SYSTÈMES ÉCOGÉOMORPHOLOGIQUES ATTÉNUATEURS IDENTIFIÉS EN BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020A).	44
FIGURE 13. RÉPARTITION DES ARTICLES RECENSÉS DANS LA LITTÉRATURE, PAR SYSTÈME ÉCOGÉOMORPHOLOGIQUE. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020A).	45
FIGURE 14. LOCALISATION DES SITES D'ÉTUDES RECENSÉS DANS LA LITTÉRATURE SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020A).	46
FIGURE 15. RÉPARTITION DES ARTICLES RECENSÉS, LE LONG D'UN TRANSECT TRANSVERSAL CONCEPTUEL. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020A).	63
FIGURE 16. CARTOGRAPHIE GÉNÉRALE DU GOLFE NORMANO-BRETON. SOURCE : MURY (2020), INÉDIT.	66
FIGURE 17. EXTRAIT DE LA CARTE GÉOLOGIQUE AU 1 :1 000 000. SOURCE : BRGM (VOIR LÉGENDE EN ANNEXE 1).	67
FIGURE 18. CARTE DE LA TOPOGRAPHIE DU GOLFE NORMANO-BRETON. SOURCE : MURY (2020), INÉDIT.	68
FIGURE 19. CARTE BATHYMÉTRIQUE SIMPLIFIÉE DU GOLFE NORMANO-BRETON. SOURCE : LE MAO <i>ET AL.</i> (2020).	69
FIGURE 20. CARTOGRAPHIE DES MARNAGES EN MANCHE. SOURCE : SHOM – LETG-NANTES GÉOLITTOMER. ..	70
FIGURE 21. ÉTAGES LITTORAUX. SOURCE : MURY (2020), REDESSINÉ D'APRÈS IFREMER-REBENT.	71
FIGURE 22. PRINCIPAUX GYRES DU GOLFE NORMANO-BRETON. SOURCE : RÉSERVE NATURELLE BAIE DE SAINT-BRIEUC.	72
FIGURE 23. VITESSE DES COURANTS DE SURFACE DANS LE GOLFE NORMANO-BRETON. SOURCE : SHOM.	72

FIGURE 24. TYPOLOGIE DES CÔTES DU GOLFE NORMANO-BRETON. SOURCE : MURY (2020), D'APRÈS EUROSION (2004).....	73
FIGURE 25. PROFIL SCHÉMATIQUE D'UN SYSTÈME DUNAIRE. SOURCE : DOCUMENTATION NATURA2000.....	77
FIGURE 26. ZOSTÈRES DE LA CÔTE D'ÉMERAUDE. SOURCE : MURY (2020), INÉDIT.....	78
FIGURE 27. COUPE SCHÉMATIQUE DE LA STRATIFICATION VÉGÉTALE DE L'ESTRAN EN BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL. SOURCE : MURY (2020), REDESSINÉ D'APRÈS BONNOT-COURTOIS ET LEVASSEUR (2000).....	79
FIGURE 28. LES PRINCIPALES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES DES SCHORRES DE LA BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL. SOURCE : MURY (2020), INÉDIT.....	79
FIGURE 29. DÉMOGRAPHIE DU GOLFE NORMANO-BRETON. SOURCE : MURY (2020), INÉDIT, D'APRÈS LES DONNÉES INSEE 2017.	84
FIGURE 30. CARTOGRAPHIE GÉNÉRALE DE LA BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL. SOURCE : MURY (2020), INÉDIT.	86
FIGURE 31. PROFIL TOPO-STRATIGRAPHIQUE SCHÉMATIQUE DU MARAIS DE DOL-BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL. SOURCE : MURY (2020), REDESSINÉ D'APRÈS MORZADEC (1974) DANS EHRHOLD (1999).....	86
FIGURE 32. LES BARRIÈRES LITTORALES DU MARAIS DE DOL. SOURCE : DESDOIGTS (1970).	87
FIGURE 33. ÉTAPES DE CONSTRUCTION DU PRISME SÉDIMENTAIRE DE LA BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL ENTRE LE VIIÈME ET LE XXÈME SIÈCLE. SOURCE : MURY (2020), REDESSINÉ DEPUIS LAUTRIDOU ET MORZADEC DANS LARSONNEUR (1989).	88
FIGURE 34. CARTOGRAPHIE DES COURANTS EN ACTION DANS LA BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL. SOURCE : MURY (2020), REDESSINÉ D'APRÈS EHRHOLD (1999).	90
FIGURE 35. ROSE ANNUELLE DES VENTS À CHAUSEY SUR LA PÉRIODE 1951-1960. SOURCE : EHRHOLD (1999)... ..	91
FIGURE 36. ROSES MENSUELLES DES FRÉQUENCES DES VENTS À LA POINTE DU GROUIN SUR LA NORMALE 1951-1980. SOURCE : EHRHOLD (1999).....	91
FIGURE 37. PLAN DE HOULE EN BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL. SOURCE : MURY (2015) REDESSINÉ D'APRÈS BONNOT-COURTOIS (2012).	92
FIGURE 38. CARTOGRAPHIE DE LA RÉPARTITION DES SÉDIMENTS DE SURFACE EN BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL. SOURCE : MURY (2020) MODIFIÉ D'APRÈS AUGRIS <i>ET AL.</i> (2006).	95
FIGURE 39. LOCALISATION DES SURFACES DE SCHORRE EN BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL. SOURCE : MURY (2020), INÉDIT.	97
FIGURE 40. ÉVOLUTION DE LA SUPERFICIE DES SCHORRES EN BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL ENTRE 1984 ET 2013. SOURCE : VALERY ET RADUREAU (2014).	98
FIGURE 41. ÉVOLUTION DE LA SURFACE DES DIFFÉRENTES STRATES DE VÉGÉTATION DU SCHORRE EN BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL, ENTRE 1984 ET 1995. SOURCE : BOUCHARD <i>ET AL.</i> , (1995).....	98
FIGURE 42. IDENTIFICATION DE LA POSITION DES CHENIERS COQUILLIERS EN BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL. SOURCE : TESSIER <i>ET AL.</i> (2019).	99
FIGURE 43. CHANGEMENT DE PROFIL MORPHOLOGIQUE D'UN CHENIER COQUILLIER LORS DE SA PROGRESSION TRANSVERSALE. SOURCE : WEILL (2010).	100
FIGURE 44. CARACTÉRISATION MORPHOLOGIQUE DES CHENIERS COQUILLIERS DU SECTEUR DE VILDÉ-LAMARINE, A) CHENIER SABLEUX D'ESTRAN, B) CHENIER DE HAUTE SLIKKE ET C) CHENIER DE SCHORRE. SOURCE : BONNOT-COURTOIS <i>ET AL.</i> (2014).....	101
FIGURE 45. ÉVOLUTION MORPHO-STRATIGRAPHIQUE DES CHENIERS, ÉLABORÉ À PARTIR DE L'INTERPRÉTATION DE PROFILS RADAR. SOURCE : WEILL (2010).	101
FIGURE 46. DYNAMIQUE TRANSVERSALE DES CHENIERS COQUILLIERS. SOURCE : WEILL (2010).	102
FIGURE 47. PROGRESSION TRANSVERSALE ET ÉVOLUTION MORPHOLOGIQUE DES CHENIERS ILLUSTRÉE À PARTIR DU MODÈLE NUMÉRIQUE D'ÉLEVATION DÉRIVÉ DES DONNÉES LIDAR TOPO-BATHYMÉTRIQUE 2018. SOURCE : SHOM (2020).....	102
FIGURE 48. TRAJECTOIRES GÉNÉRALES DES CHENIERS COQUILLIERS SUR L'ESTRAN DE LA BAIE DU MONT-SAINT-	

MICHEL. SOURCE : MURY (2015).	103
FIGURE 49. LOCALISATION DU RÉCIF BIOGÉNIQUE DES HERMELLES EN BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL. SOURCE : MURY (2020), INÉDIT.	104
FIGURE 50. STRUCTURE DU RÉCIF D'HERMELLES DE LA BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL (PHOTOS CALINE, B. 2018).	105
FIGURE 51. EXTRAIT DU MODÈLE NUMÉRIQUE D'ÉLÉVATION DÉRIVÉ DES DONNÉES DU LIDAR TOPO-BATHYMÉRIQUE SUR LES HERMELLES. SOURCE : SHOM (2020).....	105
FIGURE 52. ÉVOLUTION DE LA SURFACE DU RÉCIF DES HERMELLES DE LA BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL ENTRE 1947 ET 2017. SOURCE : SÉROT (2019).....	106
FIGURE 53. RÉPARTITION DES PRINCIPALES ACTIVITÉS ÉCONOMIQUES DANS LA BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL EN 2015. SOURCE : MURY (2020), INÉDIT.	107
FIGURE 54. CARTOGRAPHIE GÉNÉRALE DE LA CÔTE D'ÉMERAUDE. SOURCE : MURY (2020), INÉDIT.	108
FIGURE 55. ROSE ANNUELLE DES DIRECTIONS DE HOULE MOYENNE ET ROSE ANNUELLE DES DIRECTIONS DE HOULE MAXI +3 M EN 2012 À SAINT-MALO. SOURCE : MAHMOUD (2015).....	109
FIGURE 56. PLAN DE HOULE SUR LA CÔTE D'ÉMERAUDE. SOURCE : MURY (2020) REDESSINÉ D'APRÈS ESPOSITO (1983).....	109
FIGURE 57. CARTOGRAPHIE DE LA RÉPARTITION DES SÉDIMENTS DE SURFACE DE LA CÔTE D'ÉMERAUDE. SOURCE : MURY (2020) MODIFIÉ D'APRÈS AUGRIS <i>ET AL.</i> (2006).....	110
FIGURE 58. LOCALISATION DES SURFACES DE SCHORRE SUR LA CÔTE D'ÉMERAUDE. SOURCE : MURY (2020), INÉDIT.....	111
FIGURE 59. ÉVOLUTION DU FRONT DE VÉGÉTATION SCHORRE DE LA BAIE DE BEAUSSAIS-LANCIEUX ENTRE 1948 ET 2013. SOURCE : BITOUN (2017).	112
FIGURE 60. LOCALISATION DES HERBIERS DE ZOSTÈRES DE LA CÔTE D'ÉMERAUDE. SOURCE : MURY (2020), INÉDIT.....	113
FIGURE 61. FRAGMENTATION DE L'HERBIER DE ZOSTÈRES, PLAGE DU PRIEURÉ, DINARD. SOURCE : JAMES <i>ET AL.</i> (2020).....	114
FIGURE 62. RÉPARTITION DES NUITÉES TOURISTIQUES AU COURS DE L'ANNÉE ET ÉVOLUTION ENTRE 2014 ET 2016. SOURCE : SAINT-MALO AGGLOMÉRATION.	114
FIGURE 63. TOPOGRAPHIE DU SECTEUR LITTORAL CÔTE D'ÉMERAUDE - BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL. SOURCE : MURY (2020), INÉDIT.	116
FIGURE 64. LOCALISATION DES ENJEUX DU CADRE BÂTI SUR LE SECTEUR CÔTE D'ÉMERAUDE - BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL. SOURCE : MURY (2020), INÉDIT.	116
FIGURE 65. IDENTIFICATION DES ENJEUX DU CADRE BÂTI DANS UNE BANDE CÔTIÈRE DE 1 KM. SOURCE : MURY (2020), INÉDIT.	117
FIGURE 66. CARTES POSTALES ILLUSTRANT LES DÉGÂTS DE LA SUBMERSION HISTORIQUE DE 1905 DANS LE SECTEUR DE PARAMÉ À SAINT-MALO.....	118
FIGURE 67. CARTOGRAPHIE DES ÉVÉNEMENTS DE SUBMERSION MARINE ET DÉGRADATIONS ASSOCIÉES EN BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL ENTRE 1081 ET 1951. SOURCE : MURY (2020) D'APRÈS LES DONNÉES DE SAINT-MALO-AGGLOMÉRATION.	120
FIGURE 68. CARTOGRAPHIE DES ÉVÉNEMENTS DE SUBMERSION MARINE ET DÉGRADATIONS ASSOCIÉES À SAINT-MALO ENTRE 1160 ET 2010. SOURCE : MURY (2020) D'APRÈS LES DONNÉES DE SAINT-MALO-AGGLOMÉRATION.....	121
FIGURE 69. LA GESTION ET LA PRÉVENTION DES RISQUES DU NIVEAU EUROPÉEN AU NIVEAU LOCAL.	123
FIGURE 70. PÉRIMÈTRES CONCERNÉS PAR LES PPRSM. SOURCE : MURY (2020), INÉDIT.	124
FIGURE 71. ZONAGE RÉGLEMENTAIRE DES PLANS DE PRÉVENTION DES RISQUES DE SUBMERSION MARINE À SAINT-MALO ET DANS LE MARAIS DE DOL. SOURCE : MURY (2020) D'APRÈS LES DONNÉES DE LA DDTM35.	124

FIGURE 72. CAPTEUR DE PRESSION NKE SP2T10 ET EXEMPLE D'IMPLANTATION SUR SITE DE MESURE. SOURCE : MURY (2020), INÉDIT.	131
FIGURE 73. CORRECTION DE LA PRESSION ATMOSPHÉRIQUE. SOURCE : MURY (2020), INÉDIT.	132
FIGURE 74. EXTRACTION DU SIGNAL DE VAGUE À PARTIR DU SIGNAL GLOBAL. SOURCE : SOURCE : MURY (2020), INÉDIT.....	132
FIGURE 75. MESURE DES H_{m0} APRÈS ANALYSE SPECTRALE. SOURCE : MURY (2020), INÉDIT.....	134
FIGURE 76. SCHÉMA D'UNE ONDE ÉLECTROMAGNÉTIQUE. SOURCE : MURY (2020), INÉDIT.....	136
FIGURE 77. SCHÉMA DU FONCTIONNEMENT DE LA TÉLÉDÉTECTION "PASSIVE". SOURCE : MURY (2020), INÉDIT.	136
FIGURE 78. SCHÉMA DU FONCTIONNEMENT DE LA TÉLÉDÉTECTION "ACTIVE". SOURCE : MURY (2020), INÉDIT.	137
FIGURE 79. QUADRICOPTÈRE DJI MAVIC PRO PLATINUM. SOURCE : WWW.PXFUEL.COM (2020).	138
FIGURE 80. AILE VOLANTE SENSEFLY EBEE+®, UTILISÉE POUR LA CAMPAGNE D'ACQUISITION N°2. SOURCE : SENSEFLY.COM (2020).....	140
FIGURE 81. AILE VOLANTE SENSEFLY EBEE+®, UTILISÉE POUR LA CAMPAGNE D'ACQUISITION N°3. SOURCE : SENSEFLY.COM (2020).	142
FIGURE 82. PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT DU LIDAR TOPOBATHYMÉTRIQUE. SOURCE : COLLIN (2020).	144
FIGURE 83. LONGUEURS D'ONDES DES 16 BANDES SPECTRALES DE L'IMAGERIE SATELLITE WORLDVIEW-3. SOURCE : MURY (2020), INÉDIT.	145
FIGURE 84. ILLUSTRATION DE L'IMAGERIE WORLDVIEW-3 FOURNIE PAR L'AGENCE SPATIALE EUROPÉENNE, SECTEUR DE LA BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL. SOURCE : ASE (2018).	146
FIGURE 85. LOCALISATION DES STATIONS DE MESURE ET DES TRANSECTS TOPOGRAPHIQUES SUR LES SITES D'ÉTUDE, A) SAINTE-ANNE, B) LES NIELLES. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2019A).	151
FIGURE 86. CONDITIONS MÉTÉOROLOGIQUES ET PARAMÈTRES DE VAGUES ENREGISTRÉES LORS DE LA CAMPAGNE 1. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2019A).	152
FIGURE 87. CONDITIONS MÉTÉOROLOGIQUES ET PARAMÈTRES DE VAGUES ENREGISTRÉES LORS DE LA CAMPAGNE 2. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2019A).	153
FIGURE 88. ÉVOLUTION DE LA POSITION DU TRAIT DE CÔTE SUR LE SECTEUR DE SAINTE-ANNE. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2019A).	155
FIGURE 89. ÉVOLUTION DE LA POSITION DU TRAIT DE CÔTE SUR LE SECTEUR DES NIELLES. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2019A).	156
FIGURE 90. ÉVOLUTION DES PROFILS TOPOGRAPHIQUES. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2019A).	157
FIGURE 91. ACQUISITION DES POINTS DE CONTRÔLE AU SOL PAR L'INTERMÉDIAIRE D'UN SMNSD. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2019B).....	159
FIGURE 92. POSITIONNEMENT DES POINTS DE CONTRÔLE LORS DE LA RECONSTRUCTION PHOTOGRAMMÉTRIQUE. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2019B).	159
FIGURE 93. NUMÉRISATION DU TRAIT DE CÔTE RÉALISÉE À PARTIR DE L'ORTHOMOSAÏQUE DRONE. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2019B).....	161
FIGURE 94. MODÈLE NUMÉRIQUE D'ÉLÉVATION RÉALISÉ PAR PHOTOGRAMMÉTRIE À PARTIR DES DONNÉES ACQUISES PAR DRONE AÉROPORTÉ ET POSITIONNEMENT DES PROFILS TOPOGRAPHIQUES SUR LE SITE D'ÉTUDE. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2019B).....	162
FIGURE 95. MODÈLE NUMÉRIQUE D'ÉLÉVATION RÉALISÉ À PARTIR D'UNE CAMPAGNE D'ACQUISITION LIDAR. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2019B).	162
FIGURE 96. PROFILS TOPOGRAPHIQUES EXTRAITS DU MODÈLE NUMÉRIQUE D'ÉLÉVATION DÉRIVÉ DE L'IMAGERIE DRONE. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2019B).	163
FIGURE 97. PROFILS TOPOGRAPHIQUES EXTRAITS DU MODÈLE NUMÉRIQUE D'ÉLÉVATION DÉRIVÉ DE L'IMAGERIE	

LIDAR. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2019B).	163
FIGURE 98. NUAGE DE POINT ISSU DE L'ACQUISITION D'IMAGERIE PAR DRONE AÉROPORTÉ. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2019B).....	164
FIGURE 99. ANALYSE DE L'ÉVOLUTION D'UN DÉPÔT SÉDIMENTAIRE BASÉE SUR LES MODÈLES NUMÉRIQUES RÉALISÉS PAR PHOTOGRAMMÉTRIE À PARTIR D'IMAGERIES ACQUISES PAR DRONE ENTRE 2018 ET 2019. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2019B).....	165
FIGURE 100. GRAPHIQUE COMPARATIF DES DIFFÉRENTS OUTILS DE SUIVI. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2019B).....	166
FIGURE 101. SCHÉMA CONCEPTUEL DE LA MODÉLISATION BASÉE SUR 5 PRÉDICTEURS DES IMAGERIES WORLDVIEW3 (PIR1, PIR2, MIR1) ET LIDAR (MNE, MNS) ET UNE COUCHE CACHÉE DE TROIS NEURONES (N1, N2, N3), PERMETTANT DE PRÉDIRE L'ATTÉNUATION (Y) DES Hm_0 . SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020D). 168	
FIGURE 102. EXTRAIT DE LA CARTE DE L'ALÉA DE RÉFÉRENCE DU PLAN DE PRÉVENTION DES RISQUES DE SUBMERSION MARINE DU MARAIS DE DOL. SOURCE : DDTM 35 – APPLICATION CARTELIE.	172
FIGURE 103. IDENTIFICATION DES ÉLÉMENTS DU CADRE BÂTI PAR L'UTILISATION D'UN ALGORITHME DE CLASSIFICATION SUPERVISÉE. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020D).	174
FIGURE 104. DÉCOUPAGE DE LA ZONE D'ÉTUDE EN SECTEURS DE 30 M × 600 M. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020D).	175
FIGURE 105. LOCALISATION DES TRANSECTS DE MESURE EN BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2018).....	181
FIGURE 106. MODÉLISATIONS EN 1D DE L'ATTÉNUATION DES Hm_0 MESURÉES EN NOVEMBRE 2017. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2018).....	182
FIGURE 107. LOCALISATION DES STATIONS DE MESURES LE LONG DES TRANSECTS TRANSVERSAUX SUR LE SITE D'ÉTUDE. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> , (2019C).....	184
FIGURE 108. BANDES SPECTRALES ET SOUS-PRODUITS LIDAR, A) BANDE SPECTRALE ROUGE, B) BANDE SPECTRALE VERTE, C) BANDE SPECTRALE BLEU, D) MNE, E) MNH ET F) MNI. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2019C).	185
FIGURE 109. MODÉLISATIONS EN 2D RÉALISÉES À PARTIR DES PRÉDICTEURS SPECTRAUX ET LIDAR, PAR RÉGRESSIONS LINÉAIRES. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2019C).....	186
FIGURE 110. PRODUITS DÉRIVÉS DE L'IMAGERIE DRONE MULTISPECTRALE, (A) BANDE ROUGE (660 NM), (B) BANDE VERTE (520 NM), (C) BANDE BLEUE (450 NM), (D) BANDE RED EDGE (730-740 NM), (E) BANDE PROCHE INFRAROUGE (770-810 NM), (F) INDICE DE VÉGÉTATION NORMALISÉ ET (G) MODÈLE NUMÉRIQUE DE SURFACE. LES VALEURS DES BANDES SPECTRALES RVB SONT DONNÉES EN DIGITAL NUMBER (DN)(VALEURS INFORMATIQUES). SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020C).....	189
FIGURE 111. RÉSULTAT DE LA MODÉLISATION SPATIALE DE L'ATTÉNUATION DES Hm_0 , PAR RÉGRESSION LINÉAIRE MULTIPLE, BASÉE SUR LA MEILLEURE COMBINAISON DE PRÉDICTEURS (R, V, B, RE, NDVI) ET PRÉSENTANT UN COEFFICIENT DE DÉTERMINATION DE 0.85. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020C).....	192
FIGURE 112. COMPARAISON DES COEFFICIENTS DE DÉTERMINATION DES DIFFÉRENTES COMBINAISONS DE PRÉDICTEURS ET APPORT DES PRÉDICTEURS À LA COMBINAISON RVB. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020C)..	194
FIGURE 113. ARTEFACTS VISIBLES SUR LES TROIS COMPOSANTES PRINCIPALES EXTRAITES DE L'IMAGERIE RVB ET METTANT EN ÉVIDENCE LES LIGNES DE VOL : (A) TROISIÈME (DERNIÈRE) COMPOSANTE DE L'ANALYSE EN COMPOSANTES PRINCIPALES (ACP) DÉRIVÉE DU RVB, (B) TROISIÈME (AVANT-DERNIÈRE) ET (C) QUATRIÈME (DERNIÈRE) COMPOSANTES DE L'ACP DÉRIVÉE DU VERT-ROUGE-RED EDGE-PROCHE INFRAROUGE. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020C).	195
FIGURE 114. LOCALISATION DES STATIONS DE MESURE SUR LE SITE D'ÉTUDE. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020B). 197	
FIGURE 115. MODÉLISATION SPATIALE DE L'ATTÉNUATION DES Hm_0 , À PARTIR DES IMAGERIES WV-3 ET LIDAR, PAR RÉGRESSION LINÉAIRE. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020B).	200
FIGURE 116. LOCALISATION DES STATIONS DE MESURE SUR LE SITE D'ÉTUDE. SOURCE : JAMES <i>ET AL.</i> (2020). ..	204
FIGURE 117. PRODUITS DÉRIVÉS DE L'IMAGERIE MULTISPECTRALE DRONE, A) NDVI, B) MODÈLE NUMÉRIQUE DE SURFACE, C) MODÈLE NUMÉRIQUE DE PENTE, ET C) MODÈLE NUMÉRIQUE DE RUGOSITÉ. SOURCE : JAMES <i>ET AL.</i> (2020).	204

FIGURE 118. MODÉLISATION SPATIALE DE L'ATTÉNUATION DES H_{M_0} PAR LA PRAIRIE DE <i>ZOSTERA MARINA</i> , RÉALISÉE PAR L'INTERMÉDIAIRE D'UN RÉSEAU À DEUX NEURONES ARTIFICIELS. SOURCE : JAMES <i>ET AL.</i> (2020).....	206
FIGURE 119. MODÉLISATION SPATIALE N°1 DE L'ATTÉNUATION DES H_{M_0} , RÉALISÉE PAR L'INTERMÉDIAIRE D'UN RÉSEAU À TROIS NEURONES ARTIFICIELS. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020E)	210
FIGURE 120. MODÉLISATION SPATIALE N°2 DE L'ATTÉNUATION DES H_{M_0} , RÉALISÉE PAR L'INTERMÉDIAIRE D'UN RÉSEAU À TROIS NEURONES ARTIFICIELS. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020E)	211
FIGURE 121. MODÉLISATION SPATIALE N°3 DE L'ATTÉNUATION DES H_{M_0} , RÉALISÉE PAR L'INTERMÉDIAIRE D'UN RÉSEAU À TROIS NEURONES ARTIFICIELS. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020E)	212
FIGURE 122. MODÉLISATION SPATIALE DES MOYENNES ATTÉNUATION DES H_{M_0} . SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020E).	212
FIGURE 123. MODÉLISATION SPATIALE DE L'ATTÉNUATION DES H_{M_0} , À PARTIR DES IMAGERIES WV-3 ET LIDAR, PAR UN RÉSEAU À TROIS NEURONES ARTIFICIELS. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020D).....	217
FIGURE 124. MODÉLISATION SPATIALE DE LA VARIANCE DES VALEURS D'ATTÉNUATION DES H_{M_0} . SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020E).....	221
FIGURE 125. MODÉLISATION SPATIALE DE L'ÉCART-TYPE DES VALEURS D'ATTÉNUATION DES H_{M_0} . SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020E).....	223
FIGURE 126. CARTOGRAPHIE DE L'INDICE DE DISTANCE DES BÂTIMENTS AU TRAIT DE CÔTE SUR LA COMMUNE DE HIREL (BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL). SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020D).....	229
FIGURE 127. CARTOGRAPHIE DE L'INDICE D'ÉLÉVATION DES BÂTIMENTS SUR LA COMMUNE DE HIREL (BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL). SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020D)	231
FIGURE 128. CARTOGRAPHIE DE L'INDICE D'EXPOSITION DES BÂTIMENTS SUR LA COMMUNE DE HIREL (BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL). SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020D)	233
FIGURE 129. CARTOGRAPHIE DE L'INDICE DE SENSIBILITÉ DES BÂTIMENTS. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020D)	235
FIGURE 130. DE LA MODÉLISATION SPATIALE DE L'ATTÉNUATION DES H_{M_0} PAR RÉGRESSION LINÉAIRE À UN INDICE DE CAPACITÉ D'ADAPTATION DU BÂTI, SUR LA COMMUNE DE HIREL (BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL). SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020B).....	237
FIGURE 131. DE LA MODÉLISATION SPATIALE DE L'ATTÉNUATION DES H_{M_0} PAR RÉGRESSION NON-LINÉAIRE À UN INDICE DE CAPACITÉ D'ADAPTATION DU BÂTI, SUR LA COMMUNE DE HIREL (BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL). SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020D).....	240
FIGURE 132. CARTOGRAPHIE DE L'INDICE DE SENSIBILITÉ DES BÂTIMENTS SUR LA COMMUNE DE HIREL (BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL), À PARTIR DE LA MODÉLISATION SPATIALE DE L'ATTÉNUATION DES H_{M_0} PAR RÉGRESSION LINÉAIRE. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020B)	244
FIGURE 133. CARTOGRAPHIE DE L'INDICE DE SENSIBILITÉ DES BÂTIMENTS SUR LA COMMUNE DE HIREL (BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL), À PARTIR DE LA MODÉLISATION SPATIALE DE L'ATTÉNUATION DES H_{M_0} PAR RÉGRESSION NON-LINÉAIRE. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020D).....	246
FIGURE 134. CARTOGRAPHIE DE L'INDICE DE RISQUE DES BÂTIMENTS SUR LA COMMUNE DE HIREL (BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL), À PARTIR DE LA MODÉLISATION SPATIALE DE L'ATTÉNUATION DES H_{M_0} PAR RÉGRESSION LINÉAIRE. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020B)	248
FIGURE 135. CARTOGRAPHIE DE L'INDICE DE RISQUE DES BÂTIMENTS, À PARTIR DE LA MODÉLISATION SPATIALE DE L'ATTÉNUATION DES H_{M_0} PAR RÉGRESSION NON-LINÉAIRE. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020D)	250
FIGURE 136. TENDANCES DE HAUSSE DU NIVEAU MARIN À L'ÉCHELLE EUROPÉENNE MESURÉE ENTRE 1993 ET 2019 À PARTIR DES DONNÉES SATELLITAIRES. SOURCE : IPCC (2014).....	251
FIGURE 137. TENDANCES DE HAUSSE DU NIVEAU MARIN À L'ÉCHELLE EUROPÉENNE MESURÉE ENTRE 1970 ET 2016 À PARTIR DES DONNÉES DE MARÉGRAPHES. SOURCE : IPCC (2014)	252
FIGURE 138. SCENARII DE HAUSSE DU NIVEAU MOYEN DES MERS À L'ÉCHELLE GLOBAL, ÉTABLIS PAR LES EXPERTS SUR LE CLIMAT. SOURCE : IPCC (2014).....	253

FIGURE 139. CARTOGRAPHIE DES SCENARII RCP 2.6 ET RCP 8.5 DE HAUSSE DU NIVEAU MARIN À L'ÉCHELLE EUROPÉENNE, ÉTABLIS PAR LES EXPERTS SUR LE CLIMAT. SOURCE : IPCC (2014).	253
FIGURE 140. ÉVOLUTION DES TAUX D'ACCRÉTION SUR LES DIFFÉRENTS SECTEURS DE SCHORRE, ENTRE 1998 ET 2005, EN FONCTION DES FRÉQUENCES D'INONDATION. SOURCE : DÉTRICHÉ <i>ET AL.</i> (2011).....	256
FIGURE 141. SITUATION GÉOGRAPHIQUE GÉNÉRALE DU SITE D'ÉTUDE. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2021).....	258
FIGURE 142. VALEURS D'ACCRÉTION PAR SECTEUR GÉOGRAPHIQUE. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2021).	259
FIGURE 143. A) MODÉLISATION SPATIALE DE L'ATTÉNUATION DES HM_0 ET B) MODÈLE MOYENNÉ ASSOCIÉ. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2021).....	262
FIGURE 144. A) MODÉLISATION SPATIALE PROSPECTIVE DE L'ATTÉNUATION DES HM_0 ET B) MODÈLE MOYENNÉ ASSOCIÉ, SUR LA COMMUNE DE HIREL (BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL). SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2021). 263	
FIGURE 145. A) MODÉLISATION SPATIALE DU TAUX GLOBAL D'ÉVOLUTION ENTRE LES MODÈLES ORIGINAUX ET PROSPECTIFS ET B) MODÈLE MOYENNÉ ASSOCIÉ, SUR LA COMMUNE DE HIREL (BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL). SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2021).....	264
FIGURE 146. APPLICATION DES MODÉLISATIONS SUR LES ENJEUX, À PARTIR A) DU MODÈLE ORIGINAL, B) DU MODÈLE PROSPECTIF, ET C) DU MODÈLE DE TAUX GLOBAL D'ÉVOLUTION, SUR LA COMMUNE DE HIREL (BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL). SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2021).	265
FIGURE 147. SYNTHÈSE DES SOURCES D'IMAGERIES EN FONCTION DE L'ÉCHELLE D'ANALYSE DES SITES. SOURCE : MURY (2020), INÉDIT.	281
FIGURE 148. SYNTHÈSE DES SOURCES D'IMAGERIES EN FONCTION DE LA NATURE DES SYSTÈMES ÉCOGÉOMORPHOLOGIQUES DES SITES. MURY (2020), INÉDIT.	283
FIGURE 149. BALAYAGE DE LA ZONE INTERTIDALE PAR LES MARÉES DES DIFFÉRENTS COEFFICIENTS CLASSÉS DE 10 EN 10. MOYENNES DES NIVEAUX DE PLEINE MER ET BASSE MER ÉTABLIES SUR 50 ANS (1950 À 2000). SOURCE : BONNOT-COURTOIS (2012).....	286
FIGURE 150. TABLES OSTRÉICOLES EN BAI DU MONT-SAINT-MICHEL. SOURCE : KERVELLA (2010).....	294
FIGURE 151. MANGROVES EN INDE. SOURCE : SAMIKSHA <i>ET AL.</i> (2019).....	295
FIGURE 152. CARTOGRAPHIES DES ENJEUX ET DES « SYSTÈMES ÉCOGÉOMORPHOLOGIQUES BARRIÈRES » EN GUADELOUPE. SOURCE : JOLY (2020).	297
FIGURE 153. ZONES TAMPONS KILOMÉTRIQUES PAR RAPPORT AU TRAIT DE CÔTE EN GUADELOUPE. SOURCE : JOLY (2020).....	297
FIGURE 154. CARTOGRAPHIE DE L'INDICE D'ÉLÉVATION EN GUADELOUPE. SOURCE : JOLY (2020).	298
FIGURE 155. CARTOGRAPHIE DES ENJEUX PROTÉGÉS PAR LES SYSTÈMES ÉCOGÉOMORPHOLOGIQUES CÔTIERS EN GUADELOUPE. SOURCE : JOLY (2020).	299
FIGURE 156. CARTOGRAPHIE DE L'INDICE DE DISTANCE DES ENJEUX AU TRAIT DE CÔTE EN GUADELOUPE. SOURCE : JOLY (2020).	300
FIGURE 157. CARTOGRAPHIE DE L'INDICE D'ÉLÉVATION DES ENJEUX EN GUADELOUPE. SOURCE : JOLY (2020).	301
FIGURE 158. CARTOGRAPHIE DE L'INDICE D'EXPOSITION AU RISQUE DE SUBMERSION MARINE EN GUADELOUPE. SOURCE : JOLY (2020).	301
FIGURE 159. CARTOGRAPHIE DE L'INDICE DE PROTECTION PAR LES SYSTÈMES ÉCOGÉOMORPHOLOGIQUES CÔTIERS EN GUADELOUPE. SOURCE : JOLY (2020).	302
FIGURE 160. CARTOGRAPHIE DE L'INDICE DE RISQUE DE SUBMERSION MARINE EN GUADELOUPE. SOURCE : JOLY (2020).....	303
FIGURE 161. EXTRAIT DE LA SIMULATION DES HAUTEURS D'EAU EN BAIE DE BEAUSSAIS, RÉALISÉE AVEC TUFLOW. SOURCE : LOCHIN (2020).	304
FIGURE 162. SALLE IMMERSIVE POUR LA SENSIBILISATION DU PUBLIC AUX ÉVÈNEMENTS DE SUBMERSION MARINE. SOURCE : CENTRE DE GÉOÉCOLOGIE LITTORALE – EPHE (2019).	305

FIGURE 163. EXEMPLE DE RÉFLEXION AUTOUR DE L'INGÉNIERIE BIO-INSPIRÉE, POUR LA PROTECTION CÔTIÈRE,
LORS DE L'OCEAN HACKATHON 2020. 307

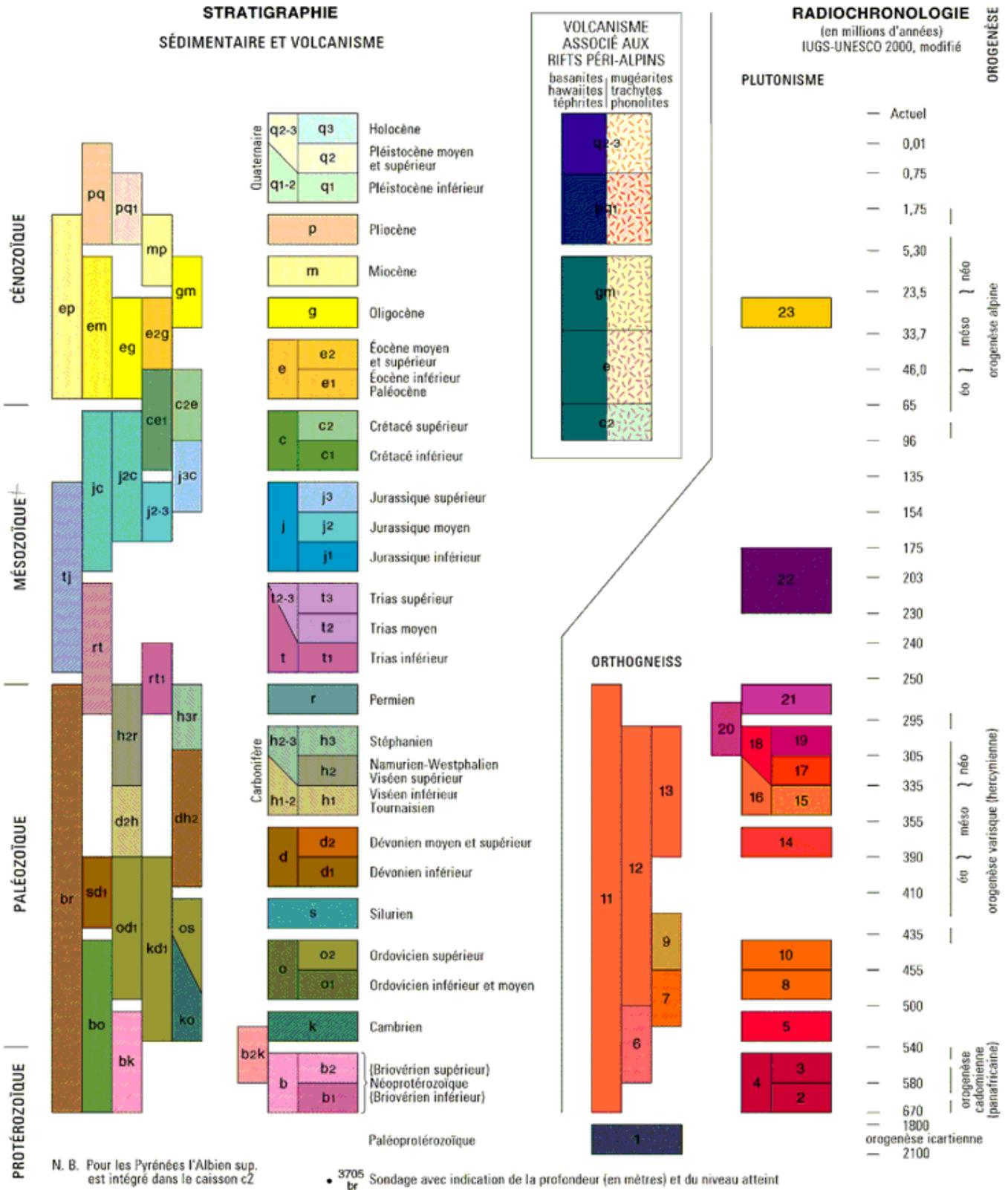
Liste des tableaux

TABLEAU 1. SYNTHÈSE DES ÉTUDES RECENSÉES DANS LA LITTÉRATURE, PORTANT SUR LE SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE D'ATTÉNUATION DES VAGUES PAR LES MARAIS LITTORAUX. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020A).	48
TABLEAU 2. SYNTHÈSE DES ÉTUDES RECENSÉES DANS LA LITTÉRATURE, PORTANT SUR LE SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE D'ATTÉNUATION DES VAGUES PAR LES ESTRANS SABLO-VASEUX. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020A).	53
TABLEAU 3. SYNTHÈSE DES ÉTUDES RECENSÉES DANS LA LITTÉRATURE, PORTANT SUR LE SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE D'ATTÉNUATION DES VAGUES PAR LES PRAIRIES NATURELLES D'HERBIERS MARINS. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020A).	56
TABLEAU 4. SYNTHÈSE DES ÉTUDES RECENSÉES DANS LA LITTÉRATURE, PORTANT SUR LE SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE D'ATTÉNUATION DES VAGUES PAR LES RÉCIFS D'HUÎTRES. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020A).	59
TABLEAU 5. SYNTHÈSE DES ÉTUDES RECENSÉES DANS LA LITTÉRATURE, PORTANT SUR LE SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE D'ATTÉNUATION DES VAGUES PAR LES CHENIERS COQUILLIERS. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020A).	61
TABLEAU 6. SYNTHÈSE DES VALEURS D'ATTÉNUATIONS RECENSÉS DANS LA LITTÉRATURE. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020A).	64
TABLEAU 7. CARACTÉRISTIQUES TECHNIQUES DU DRONE AÉROPORTÉ DJI MAVIC PRO PLATINUM. SOURCE : MURY (2020).	138
TABLEAU 8. CARACTÉRISTIQUES DU VOL PROGRAMMÉ POUR L'ACQUISITION D'IMAGE À PARTIR DU DJI MAVIC PRO PLATINUM POUR L'EXPÉRIENCE PRÉSENTÉE EN 1.2.3. SOURCE : MURY (2020).	138
TABLEAU 9. CARACTÉRISTIQUES DE L'IMAGERIE ET DES PRODUITS PHOTOGRAMMÉTRIQUES ISSUS DE L'ACQUISITION À PARTIR DU DJI MAVIC PRO PLATINUM. SOURCE : MURY (2020).	139
TABLEAU 10. CARACTÉRISTIQUES TECHNIQUES DE L'AILE VOLANTE SENSEFLY EBEE+®. SOURCE : MURY (2020).	140
TABLEAU 11. CARACTÉRISTIQUES DU VOL PROGRAMMÉ POUR L'ACQUISITION D'IMAGE À PARTIR DE L'AILE VOLANTE EBEE+® POUR L'EXPÉRIENCE PRÉSENTÉE EN PARTIE 2. SOURCE : MURY (2020).	140
TABLEAU 12. CARACTÉRISTIQUES DE L'IMAGERIE ET DES PRODUITS PHOTOGRAMMÉTRIQUES ISSUS DE L'ACQUISITION À PARTIR DU SENSEFLY EBEE+®. SOURCE : MURY (2020).	141
TABLEAU 13. CARACTÉRISTIQUES TECHNIQUES DE L'AILE VOLANTE SENSEFLY EBEE+®. SOURCE : MURY (2020).	142
TABLEAU 14. CARACTÉRISTIQUES DU VOL PROGRAMMÉ POUR L'ACQUISITION D'IMAGE À PARTIR DE L'AILE VOLANTE EBEE+® POUR L'EXPÉRIENCE PRÉSENTÉE EN PARTIE 2. SOURCE : MURY (2020).	142
TABLEAU 15. CARACTÉRISTIQUES DE L'IMAGERIE ET DES PRODUITS PHOTOGRAMMÉTRIQUES ISSUS DE L'ACQUISITION À PARTIR DU SENSEFLY EBEE+®. SOURCE : MURY (2020).	143
TABLEAU 16. CARACTÉRISTIQUES DU NUAGE DE POINTS ISSU DE L'ACQUISITION PAR LIDAR AÉROPORTÉ. SOURCE : MURY (2020).	144
TABLEAU 17. CARACTÉRISTIQUES TECHNIQUES DE L'IMAGERIE SATELLITE WORLDVIEW-3. SOURCE : MURY (2020).	145
TABLEAU 18. SYNTHÈSE DES RÉOLUTIONS SPATIALES ET PRÉCISIONS DES DIFFÉRENTS OUTILS DE SUIVI GÉOMORPHOLOGIQUE. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2019B).	149
TABLEAU 19. TABLEAU COMPARATIF DES NUAGES DE POINTS ISSUES DE L'ACQUISITION PAR DRONE ET PAR LIDAR. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2019B).	164
TABLEAU 20. COMBINAISONS DE PRÉDICTEURS EXPÉRIMENTÉES POUR LA MODÉLISATION DE L'ATTÉNUATION DE HM ₀ , PAR RÉGRESSIONS LINÉAIRES. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020C).	190
TABLEAU 21. RÉSULTATS DES COMBINAISONS DE PRÉDICTEURS EXPÉRIMENTÉES POUR LA MODÉLISATION DE	

L'ATTÉNUATION DES HM_0 , PAR RÉGRESSIONS LINÉAIRES. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020C).	191
TABLEAU 22. COMBINAISONS DE PRÉDICTEURS EXPÉRIMENTÉES POUR LA MODÉLISATION DE L'ATTÉNUATION DE HM_0 , PAR RÉGRESSION LINÉAIRE. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020B).....	198
TABLEAU 23. RÉSULTATS DES COMBINAISONS DE PRÉDICTEURS EXPÉRIMENTÉES POUR LA MODÉLISATION DE L'ATTÉNUATION DES HM_0 . SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020B).....	199
TABLEAU 24. COEFFICIENTS DE CORRÉLATION ENTRE LES PRÉDICTEURS DE L'IMAGERIE MULTISPECTRALE DRONE ET LES VALEURS D'ATTÉNUATION. SOURCE : JAMES <i>ET AL.</i> (2020).	205
TABLEAU 25. ARCHITECTURES NEURONALES TESTÉES POUR LA MODÉLISATION SPATIALE DE L'ATTÉNUATION DES HM_0 PAR LA PRAIRIE DE <i>ZOSTERA MARINA</i> . SOURCE : JAMES <i>ET AL.</i> (2020).	206
TABLEAU 26. COEFFICIENTS DE CORRÉLATION ENTRE LES PRÉDICTEURS DE L'IMAGERIE SUPERSPECTRALE WORLDVIEW-3 ET LES VALEURS D'ATTÉNUATION. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020E).....	209
TABLEAU 27. ARCHITECTURES NEURONALES TESTÉES POUR LA MODÉLISATION SPATIALE DE L'ATTÉNUATION DES HM_0 . SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020E).....	210
TABLEAU 28. COEFFICIENTS DE CORRÉLATION ENTRE LES PRÉDICTEURS DES IMAGERIES WORLDVIEW-3 ET LIDAR ET LES VALEURS D'ATTÉNUATION. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020D).....	215
TABLEAU 29. ARCHITECTURES NEURONALES TESTÉES POUR LA MODÉLISATION SPATIALE DE L'ATTÉNUATION DES HM_0 . SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2020D).	216
TABLEAU 30. COEFFICIENTS DE CORRÉLATION ENTRE LES PRÉDICTEURS DE LA MODÉLISATION ET LES VALEURS D'ATTÉNUATION. SOURCE : MURY <i>ET AL.</i> (2021).....	260
TABLEAU 31. VALEURS DE PROTECTIONS ATTRIBUÉES AUX « SYSTÈMES ÉCOGÉOMORPHOLOGIQUES BARRIÈRES ».	296

Annexe 1

Légende de la carte géologique de la France au 1/1 000 000^{ème}



INFORMATIONS COMPLÉMENTAIRES

(figurées par des surcharges sur les couleurs)

SÉDIMENTAIRE

Faciès spéciaux du Quaternaire



Autres Faciès à spécificité régionale

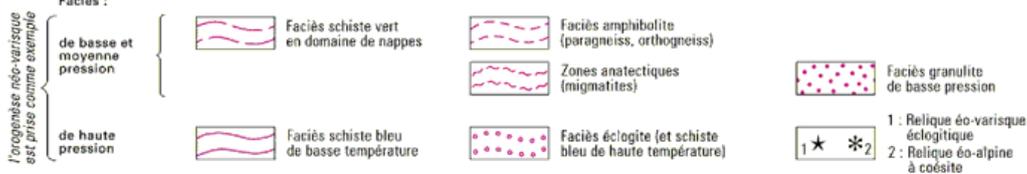


MÉTAMORPHISME

Les caractères métamorphiques des terrains sont symbolisés par des figurés dont la couleur indique l'âge de l'orogénèse, la forme indique le faciès du métamorphisme, et l'orientation correspond à la principale foliation régionale



N. B. Dans les Alpes les faciès de haute pression sont privilégiés bien qu'ils soient généralement rétro-morphosés



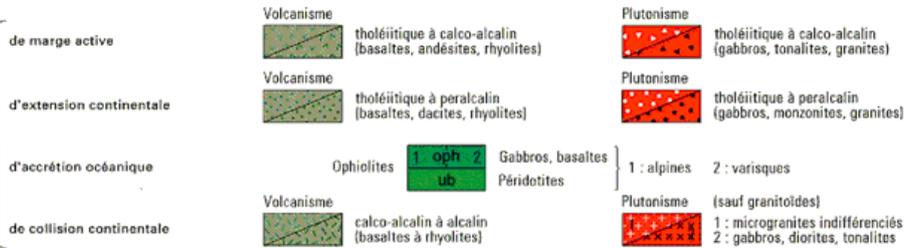
MAGMATISME

Les caractères magmatiques des terrains sont symbolisés par des figurés dont la couleur indique la nature chimique :

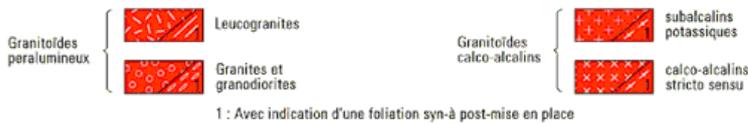
Volcanisme acide : bleu ; basique : vert

Plutonisme acide : blanc ; basique : noir

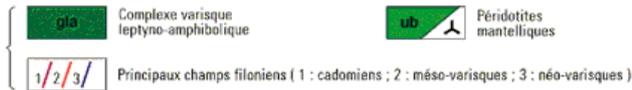
Le magmatisme carbonifère (c2, l7) est pris comme exemple



Granitoïdes des orogènes de collision

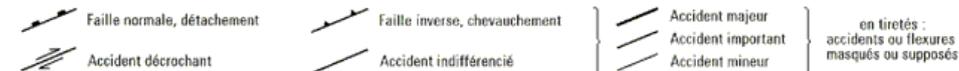


Formations particulières



ÉLÉMENTS STRUCTURAUX

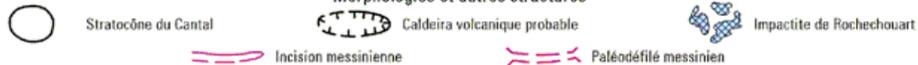
Accidents et failles



Isobathes et structures profondes



Morphologies et autres structures



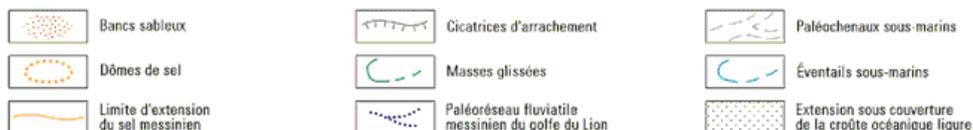
MARGE CONTINENTALE

Les terrains sont figurés avec leur "couleur chronologique" atténuée ; s'y ajoutent les terrains suivants :



N. B. Les failles et les figurés du métamorphisme et du magmatisme sont portés en teinte grise

Morphologies et structures sous-marines



Annexe 2

Traitement des données de vagues

Script de correction atmosphérique

```
%% Charger le fichier de données des capteurs en format .txt
[temp,val,day,month,year,h,min,sec,msec]=...
textread('XXX.txt','%f %f %f','delimiter','/ ','headerlines',4);

data=[temp,val,day,month,year,h,min,sec,msec]; % mettre les données dans un même tableau
t=datetime(year,month,day,h,min,sec); % convertir date et heure en série numérique
sec=sec+(msec/1000);
Fs = 2; % fréquence d'échantillonnage

%% Représenter les données avant traitements
figure
plot(t,val), grid on
datetick('x','dd/mm')
ylabel('Hauteur d'eau (en m)')
title('avant correction atmospherique')
savefig('XXX_data.fig')

%% Charger les données de pression atmosphérique en .txt
[day_corr,month_corr,year_corr,h_corr,min_corr,temp_corr,pl,vent,raf,dirv,Patm]=...
textread('météo_XXX.txt','%f %f %f','delimiter','/ ','headerlines',1);

time_atm=datetime(year_corr,month_corr,day_corr,h_corr,min_corr,zeros(length(min_corr),1));

%% Corriger la pression atmosphérique.
B_inv=interp1(time_atm,(-(Patm-1013.25)/100),t); % calcul le baromètre inverse.
val=val+B_inv; % et corrige du baromètre inverse.

% f=find(val<=0.466); % % val(f)=NaN;

%% Représenter et sauvegarder les données après traitements
figure
plot(t,val), grid on
datetick('x','dd/mm')
ylabel('Hauteur d'eau (en m)')
title('apres correction atmospherique')
savefig('XXX_corr_atm.fig')
saveXXX_corr_atm.matval % Sauvegarde des données post-traitements

Script de lecture des données

%% Lecture données
load('XXX_corr_atm.mat'); % charger les données du capteur corrigés

%% Correction marée
Fs = 2; % fréquence d'échantillonnage.
dt=Fs*15*60; % taille du pas pour moyenne glissante de 30 min
k=1;

tide_val=nan(length(dt:length(t)-dt),1); % preallocate
```

```

val_detide=nan(length(dt:length(t)-dt),1) ;
h=waitbar(0, '...');
for i=dt:length(t)-dt
    waitbar(i/(length(t)),h)
s=sum(isnan(val(i-(dt-1):i+(dt-1)))) ;           % vérifie qu'il n y ai pas de NaN
if s==0
tide_val(k) = mean(val(i-(dt-1):i+(dt-1))) ; % moyenne sur 15 min avant/aprés
val_detide(k)= val(i)-tide_val(k);           % retire la moyenne
else
    tide_val(k)= NaN ;
    val_detide(k) = NaN ;
end
    k = k+1 ;
end
close(h)

tdt = t(dt:end-dt) ;                               % variable du temps redécoupé sur les bord du filtrage.

%%% Représenter et sauvegarder les données
figure
plot(t,val)
hold on
plot(tdt,val_detide,'r')
plot(tdt,tide_val,'k.')
datetick('x','dd/mm')
ylabel('Hauteur d"eau (en m)')
savefig('XXX_corr_tide_atm.fig')

save('XXX_tide_atm.mat',tdt,val_detide,tide_val) % Sauvegarde le temps , les valeur de vague et la marée.

```

Script de retrait des ondes infragravitaires

```

%%% Lecture données
load ('XXX_corr_tide_atm.mat')                     % fichier de sortie du script lecture_traitement.m

%%% Retrait ondes IG
r=26 ;                                           % premier indice filtrer
dt=1/0.04 ;                                     % pas de filtrage
val_IG=zeros(length(val_detide),1); % preallocate
mval=NaN(length(val_detide),1); % preallocate
h=waitbar(0, '...');
for j=dt:length(val_detide)-dt
    waitbar(j/(length(val_detide)),h);
    s=sum(isnan(val_detide(j-(dt-1):j+(dt-1)))) ; % check si NaN
if s==0
mval(r) = mean(val_detide(j-(dt-1):j+(dt-1))) ; % calcul de la moyenne sur 2*dt
val_IG(r)= val_detide(j)-mval(r) ;           % retire la moyenne
else
    mval(r)= NaN ;
    val_IG(r) = NaN ;
end
    r=r+1 ;
end
close(h)

```

```

val_IG(end-dt:end)=NaN ; % remet des NaN sur les bord du fichier filtrer.
val_IG(1:dt)=NaN ;

%% Représenter et sauvegarder les données
figure
plot(tdt,val_detide,'b'); hold on
plot(tdt,val_detide-val_IG,'r');
datetick('x','dd-mm');
legend('signal vagues sans maree','signal vagues sans maree et sans IG')
savefig('XXX_signal_vagues.fig')
saveXXX_signal_vagues.matttdtmvalval_IG% sauvegarde le temps, le temps découpé, les ondes IG, et les vagues
sans infragravitaires.

```

Script d'analyse spectrale

```

%%Chargement des données
load('XXX_corr_atm.mat'); % données d'origine en .mat (fichier de sortie corr_atm.m)
load('XXX_corr_tide_atm.mat'); % données corrigées de la marée (fichier de sortie lecture_traitement.m)
% t tdt val_detide tide_val : le temps , les valeur de vagues et la marée.
time=tdt ;
load('XXX_signal_vagues.mat') ; % données nettoyées des ondes infragravitaires (fichier de sortie retrait_IG.m)
% t tdt mval val_IG : le temps, le temps découpé, les ondes IG et les vagues sans infra.
pressnig=val_IG ;
dt=2*15*60; % taille du pas pour calculer la moyenne glissante
val_dec=val_detide(dt:end-dt); % valeur de pression corrigé initiale découpé sur les bords
Fs=2 ;

%% analyse spectrale
interv= Fs*60*15 ; % fenêtrage
j=1 ;
for l=90100:interv:327700-interv
t=time((l:l+interv)); % défini des variables découpés a la taille de la fenêtre
xx=val_dec(abs(l:l+interv));
wlv1(j)=mean(xx);
x=val_detide(l:l+interv);
ind=isnan(x) ;
x(ind==1)= 0;
span=interv/3; % intervalle pour le calcul du spectre en sous blocs
index=0;

%% calcul de la transformée de Fourier
for i=span:span/4:length(x)
index=index+1;
[F,P1] = fct_fourier2(x(i-(span-1):i));
PP(index,:)=P1;
end

%% moyenne des spectres calculés
P = nanmean(PP) ;
spect(:,j)= P ; % sauvegarde le spectre de la fenêtre
subplot(2,1,1)
plot(F,P)
ylabel('Power Spectrum Density'); xlabel('Frequency');
grid on ; hold on ; xlim([0 0.5])

%% correction d'atténuation

```

```

[Snf,K]=attenuation(P,xx,F) ; % corrige l'atténuation par la pression
nonde(:,j)=K ; % sauvegarde du nombre d'onde
spectrf(:,j)=Snf ; % et du Snf
plot(F,Snf,'r')
    legend('spectre','Snf')
holdoff

%% Détermination de la hauteur des vagues
lim1 = find (F>=(1/35)); % borne fréq inf des vague
    lim2 = find (F>=(1/2)); % borne fréq sup
mo=0;
mo2=0;
moIG=0 ;

%% Intégrer sur les borne fréquentielle du domaine des ondes infragravitaires et gravitaires
for i=1:lim1(1)-1
oIG=((Snf(i+1)+Snf(i))/2)*(F(2)-F(1)); % calcul de l'intégrale des spectre
moIG = moIG+oIG ;
end
for i=lim1(1):lim2(1)-1
    o=((Snf(i+1)+Snf(i))/2)*(F(2)-F(1));
    mo=mo+o;
    o2=((P(i+1)+P(i))/2)*(F(2)-F(1)) ;
mo2=mo2+o2 ;
end
Hmo2(j)= 4*sqrt(mo2) ; % calcul des Hmo avant atténuation
Hmo(j)=4*sqrt(mo); % hmo apres correction de l'atténuation
HmoIG(j)=4*sqrt(moIG) ; % hmo des IG
Hmtempo(j)=4*std(pressnig(1:l+interv)) ; % hmo par le signal temporelle (sans infra)
subplot(2,1,2);
    plot(1,4*std(pressnig((1:l+interv-1))),'.','color','g','markersize',12);hold on;
    plot(1,Hmo(j),'.','color','b','markersize',12);
    plot(1,Hmo2(j),'.','color','r','markersize',12) ;
    plot(1,HmoIG(j),'.','color','k','markersize',12) ;
legend('Hm temporelle sans infra','hmo gravitaire après atténuation',...
'hmo gravitaire avant atténuation','Hmo infra-gravitaire');
gridon
ylabel('hauteur en m');
datetick('x','dd-mm');
%pause(0.7)
    j=j+1 ;
end
savefig('XXX_analyse_spectrale_Hmo.fig')

%% representation graphique des Hmo
tbloc=time(90100:interv:327700-interv) ; % récupère le temps selon le découpage des sous bloc%
l:interv:length(time)-interv
subplot(2,1,1)
plot(time,tide_val,'linewidth',2); hold on
gridon ; ylabel('Hauteur d'eau par rapport au 0 NGF ( en mètre )')
datetick('x','dd-mm')
subplot(2,1,2)
plot(tbloc,Hmo,'b','linewidth',2) ; hold on
%plot(tbloc,Hmo2,'r','linewidth',2)
%plot(tbloc,Hmtempo,'g','linewidth',2);
plot(tbloc,HmoIG,'r','linewidth',2);

```

```

legend('Hmo des ondes gravitaires','Hmo des ondes infra-gravitaires');
ylabel('Hmo des vagues ( en mètre )');
grid on ;
datetick('x','dd-mm') ;
savefig('XXX_Hmo-IG_am.fig')
saveXXX_Hmo.mattblocHmoHmo2HmoIG% enregistre les valeur des Hmo

%% Representation et sauvegarde des spectres en fonction du temps.
subplot(2,1,1)
plot(time,tide_val,'linewidth',2); hold on
gridon ; ylabel('Hauteur d'eau par rapport au 0 NGF ( en mètre )')
datetick('x','dd-mm')
subplot(2,1,2)
logspectr=log10(spectrf);
pcolor(tbloc,F,real(logspectr)); shading interp ;
set(gca,'Yscale','log') ;
ylim([0.0075 1]) ; caxis([-3 0]) ;
hold on ;
contour(tbloc,F,logspectr,[-0.5,-1.4],'k');
grid on ;
datetick('x','dd-mm') ;
h = colorbar;
ylabel(h,'Energy density (m2.Hz{-1})') ;
set(h,'YTick',-3:10, 'YTickLabel',{ '0.001"0.01"0.1"1.0"10'});
savefig('XXX_spectre.fig')
saveXXX_spectre.matlogspectrF

%% Calcul des périodes de pic
for i=1:j-1
    M=max(spect(13:end,i)) ;
    Mig=max(spect(1:13,i)) ;
if isnan(M)==1
    T(i)= NaN ;
    Tig(i)= NaN ;
else
if Hmo(i)>=0.25
ind=find(spect(13:end,i)==M);
indIG=find(spect(1:13,i)==Mig);
if ind==1
    T(i)=NaN ;
    Tig(i)= NaN ;
else
ind=ind+16 ;

Ft=F(ind) ;
Ftig=F(indIG);

T(i)=1/Ft ;
Tig(i)=1/Ftig ;
end
else
T(i)=NaN ;
Tig(i)= NaN ;
end
end
end
end

```

```
end
```

```
%% Représenter les données
figure
subplot(2,1,1)
plot(time,tide_val,'linewidth',2); hold on
grid on ; ylabel('Hauteur d'eau par rapport au 0 NGF ( en mètre )')
datetick('x','dd-mm')
subplot(2,1,2)
plot(tbloc,T,'linewidth',2) ; hold on
plot(tbloc,Tig,'r','linewidth',2)
datetick('x','dd-mm')
xlabel('temps') , ylabel('période en seconde')
title('Evolution de la période de pic des vague et onde IG')
grid on
savefig('XXX_periodes-pic.fig')
```

Fonction de correction de l'atténuation du signal

```
function [Snf,K]=attenuation(P,xx,F)
Zpt=0.05;% hauteur du capteur/fond(en m)
h = nanmean(xx);
K = wavenumL(F,h);% calculates wave number for eachfrequency using function defined below
%plot(K); grid on
Kpt = cosh(K*Zpt)./cosh(K*h);% correction factor of spectrumfor pressure attenuation
Kpt(Kpt<0.2)=0.2;% correction factor never higherthan 2
Snf = P./(Kpt.^2);% apply the correction
```

Fonction de calcul du nombre de vagues

```
function y=wavenumL(f,h)
% y=wavenum(f,h): FUNCTION for the calculation of the wavenumber.
% The dispersion relation is solved using a
% polynomial approximation.
% f, wave frequency; f=1/T.
% h, water depth (in m).
f=f(:);
w=2*pi*f;
dum1=(w.^2)*h/9.81;
dum2=dum1+(1.0+0.6522*dum1+0.4622*dum1.^2+0.0864*dum1.^4+0.0675*dum1.^5).^(-1);
dum3=sqrt(9.81*h.*dum2.^(-1))./f;
y=2*pi*dum3.^(-1);
```

Fonction d'estimation du spectre des vagues

```
narginchk(1,8)
[x,y,nfft,noverlap>window,Fs,p,dflag]=specchk(varargin);
if isempty(p),
    p = .95; % default confidence interval even if not asked for
end
n = length(x); % Number of data points
nwind = length(window);
if n < nwind % zero-pad x (and y) if length less than the
window length
    x(nwind)=0; n=nwind;
```

```

if ~isempty(y), y(nwind)=0; end
end
x = x(:); % Make sure x and y are column vectors
y = y(:);
k = fix((n-noverlap)/(nwind-noverlap)); % Number of windows
% (k = fix(n/nwind) for noverlap=0)
index = 1:nwind;
KMU = k*norm(window)^2; % Normalizing scale factor ==> asymptotically
unbiased
% KMU = k*sum(window)^2; % alt. Normalizing scale factor ==> peaks are about
right
if (isempty(y)) % Single sequence case.
    Pxx = zeros(nfft,1); Pxx2 = zeros(nfft,1);
for i=1:k
if strcmp(dflag,'linear')
    xw = window.*detrend(x(index));
elseif strcmp(dflag,'none')
    xw = window.*(x(index));
else
    xw = window.*detrend(x(index),0);
end
    index = index + (nwind - noverlap);
    Xx = abs(fft(xw,nfft)).^2;
    Pxx = Pxx + Xx;
    Pxx2 = Pxx2 + abs(Xx).^2;
end
% Select first half
if ~any(any(imag(x)~=0)), % if x and y are not complex
if rem(nfft,2), % nfft odd
    select = 1:(nfft+1)/2;
else
    select = 1:nfft/2+1; % include DC AND Nyquist
end
else
    select = 1:nfft;
end
    Pxx = Pxx(select);
    Pxx2 = Pxx2(select);
    cPxx = zeros(size(Pxx));
if k > 1
    c = (k.*Pxx2-abs(Pxx).^2)./(k-1);
    c = max(c,zeros(size(Pxx)));
    cPxx = sqrt(c);
end
    ff = sqrt(2)*erfinv(p); % Equal-tails.
    Pxx = Pxx/KMU;
    Pxxc = ff.*cPxx/KMU;
    P = [Pxx Pxxc];
else
    Pxx = zeros(nfft,1); % Dual sequence case.
    Pyy = Pxx; Pxy = Pxx; Pxx2 = Pxx; Pyy2 = Pxx; Pxy2 = Pxx;
for i=1:k
if strcmp(dflag,'linear')
    xw = window.*detrend(x(index));
    yw = window.*detrend(y(index));
elseif strcmp(dflag,'none')
    xw = window.*(x(index));
    yw = window.*(y(index));
else
    xw = window.*detrend(x(index),0);
    yw = window.*detrend(y(index),0);

```

```

end
    index = index + (nwind - noverlap);
    Xx = fft(xw,nfft);
    Yy = fft(yw,nfft);
    Yy2 = abs(Yy).^2;
    Xx2 = abs(Xx).^2;
Xy = Yy .* conj(Xx);
    Pxx = Pxx + Xx2;
    Pyy = Pyy + Yy2;
    Pxy = Pxy + Xy;
    Pxx2 = Pxx2 + abs(Xx2).^2;
    Pyy2 = Pyy2 + abs(Yy2).^2;
    Pxy2 = Pxy2 + Xy .* conj(Xy);
end
% Select first half
if ~any(any(imag([x y])~=0)), % if x and y are not complex
if rem(nfft,2), % nfft odd
    select = 1:(nfft+1)/2;
else
    select = 1:nfft/2+1; % include DC AND Nyquist
end
else
    select = 1:nfft;
end
    Pxx = Pxx(select);
    Pyy = Pyy(select);
    Pxy = Pxy(select);
    Pxx2 = Pxx2(select);
    Pyy2 = Pyy2(select);
    Pxy2 = Pxy2(select);
    cPxx = zeros(size(Pxx));
    cPyy = cPxx;
    cPxy = cPxx;
if k > 1
    c = max((k.*Pxx2-abs(Pxx).^2)./(k-1),zeros(size(Pxx)));
    cPxx = sqrt(c);
    c = max((k.*Pyy2-abs(Pyy).^2)./(k-1),zeros(size(Pxx)));
    cPyy = sqrt(c);
    c = max((k.*Pxy2-abs(Pxy).^2)./(k-1),zeros(size(Pxx)));
    cPxy = sqrt(c);
end
    Txy = Pxy./Pxx;
    Cxy = (abs(Pxy).^2)./(Pxx.*Pyy);

    ff = sqrt(2)*erfinv(p); % Equal-tails.

    Pxx = Pxx/KMU;
    Pyy = Pyy/KMU;
    Pxy = Pxy/KMU;
    Pxxc = ff.*cPxx/KMU;
    Pxyc = ff.*cPxy/KMU;
    Ppyc = ff.*cPyy/KMU;
    P = [Pxx Pyy Pxy Txy Cxy Pxxc Ppyc Pxyc];
end
freq_vector = (select - 1)'*Fs/nfft;
if nargout == 0, % do plots
    newplot;
    c = [max(Pxx-Pxxc,0) Pxx+Pxxc];
    c = c.*(c>0);
    semilogy(freq_vector,Pxx,freq_vector,c(:,1),'--',...
    freq_vector,c(:,2),'--');

```

```

title('Pxx - X Power Spectral Density')
    xlabel('Frequency')
if (isempty(y)), % single sequence case
return
end
    pause
        newplot;
        c = [max(Pyy-Pyyc,0) Pyy+Pyyc];
        c = c.*(c>0);
        semilogy(freq_vector,Pyy,freq_vector,c(:,1),'--',...
            freq_vector,c(:,2),'--');
title('Pyy - Y Power Spectral Density')
    xlabel('Frequency')
    pause
        newplot;
        semilogy(freq_vector,abs(Txy));
title('Txy - Transfer function magnitude')
    xlabel('Frequency')
    pause
        newplot;
        plot(freq_vector,180/pi*angle(Txy)), ...
title('Txy - Transfer function phase')
    xlabel('Frequency')
    pause
        newplot;
        plot(freq_vector,Cxy);
title('Cxy - Coherence')
    xlabel('Frequency')
elseif nargout ==1,
    Spec = P;
elseif nargout ==2,
    Spec = P;
    f = freq_vector;
end
function [x,y,nfft,noverlap>window,Fs,p,dflag] = specchk(P)
%SPECCHK Helper function for SPECTRUM
% SPECCHK(P) takes the cell array P and uses each cell as
% an input argument. Assumes P has between 1 and 7 elements
% Author(s): T. Krauss, 4-6-93

if length(P{1})<=1
    error(message('signal:spectrum:InvalidInput'));
elseif (length(P)>1),
if (all(size(P{1})==size(P{2})) && (length(P{1})>1) ) || ...
    length(P{2})>1, % One signal or 2 present?
% two signals, x and y, present
    x = P{1}; y = P{2};
% shift parameters one left
P(1) = [];
else
% only one signal, x, present
    x = P{1}; y = [];
end
else% length(P) == 1
% only one signal, x, present
    x = P{1}; y = [];
end
% now x and y are defined

if length(P) == 1
    nfft = min(length(x),256);

```

```

        window = hanning(nfft);
        noverlap = 0;
        Fs = 2;
        p = [];
        dflag = 'linear';
elseif length(P) == 2
if isempty(P{2}), dflag = 'linear'; nfft = min(length(x),256);
elseif ischar(P{2}), dflag = P{2}; nfft = min(length(x),256);
else dflag = 'linear'; nfft = P{2}; end
        window = hanning(nfft);
        noverlap = 0;
        Fs = 2;
        p = [];
elseif length(P) == 3
if isempty(P{2}), nfft = min(length(x),256); else nfft=P{2}; end
if isempty(P{3}), dflag = 'linear'; noverlap = 0;
elseif ischar(P{3}), dflag = P{3}; noverlap = 0;
else dflag = 'linear'; noverlap = P{3}; end
        window = hanning(nfft);
        Fs = 2;
        p = [];
elseif length(P) == 4
if isempty(P{2}), nfft = min(length(x),256); else nfft=P{2}; end
if ischar(P{4})
        dflag = P{4};
        window = hanning(nfft);
else
        dflag = 'linear';
        window = P{4}; window = window(:); % force window to be a column
if length(window) == 1, window = hanning(window); end
if isempty(window), window = hanning(nfft); end
end
if isempty(P{3}), noverlap = 0; else noverlap=P{3}; end
        Fs = 2;
        p = [];
elseif length(P) == 5
if isempty(P{2}), nfft = min(length(x),256); else nfft=P{2}; end
        window = P{4}; window = window(:); % force window to be a column
if length(window) == 1, window = hanning(window); end
if isempty(window), window = hanning(nfft); end
if isempty(P{3}), noverlap = 0; else noverlap=P{3}; end
if ischar(P{5})
        dflag = P{5};
        Fs = 2;
else
        dflag = 'linear';
if isempty(P{5}), Fs = 2; else Fs = P{5}; end
end
        p = [];
elseif length(P) == 6
if isempty(P{2}), nfft = min(length(x),256); else nfft=P{2}; end
        window = P{4}; window = window(:); % force window to be a column
if length(window) == 1, window = hanning(window); end
if isempty(window), window = hanning(nfft); end
if isempty(P{3}), noverlap = 0; else noverlap=P{3}; end
if isempty(P{5}), Fs = 2; else Fs = P{5}; end
if ischar(P{6})
        dflag = P{6};
        p = [];
else
        dflag = 'linear';

```

```

if isempty(P{6}), p = .95;     else    p = P{6}; end
end
elseif length(P) == 7
if isempty(P{2}), nfft = min(length(x),256); else nfft=P{2};     end
    window = P{4}; window = window(:); % force window to be a column
if length(window) == 1, window = hanning(window); end
if isempty(window), window = hanning(nfft); end
if isempty(P{3}), noverlap = 0; else noverlap=P{3}; end
if isempty(P{5}), Fs = 2;     else    Fs = P{5}; end
if isempty(P{6}), p = .95;     else    p = P{6}; end
if ischar(P{7})
    dflag = P{7};
else
    error(message('signal:spectrum:NeedStringDFLAG'));
end
end

% NOW do error checking
if (nfft<length(window)),
    error(message('signal:spectrum:WindowTooBig'));
end
if (noverlap >= length(window)),
    error(message('signal:spectrum:NOVERLAPTooBig'));
end
if (nfft ~= abs(round(nfft)) || (noverlap ~= abs(round(noverlap))),
    error(message('signal:spectrum:NeedPosInts'));
end
if ~isempty(p),
if (numel(p)>1) || (p(1,1)>1) || (p(1,1)<0),
    error(message('signal:spectrum:StrictlyInsideUnitRange'));
end
end
if min(size(x))~=1,
    error(message('signal:spectrum:NeedVecInput'));
end
if (min(size(y))~=1) && (~isempty(y)),
    error(message('signal:spectrum:NeedVecInput'));
end
if (length(x)~=length(y)) && (~isempty(y)),
    error(message('signal:spectrum:MismatchedDimensions'));
end
end

```

Fonction ignorer les valeurs NaN

```

function y = nanmean(varargin)
% Copyright 1993-2016 The MathWorks, Inc.
narginchk(1,2);
y = mean(varargin{:}, 'omitnan');

```

RÉSUMÉ

Cette thèse explore l'évaluation et la cartographie du service de protection contre le risque de submersion marine offert par les systèmes écogéomorphologiques du domaine intertidal du Golfe normano-breton.

Plusieurs méthodologies, combinant mesure des vagues *in situ* et données d'imagerie aéroportée (drone, satellite, laser), sont expérimentées afin de déterminer les sources de données et les modèles statistiques les plus pertinents pour modéliser spatialement l'atténuation des vagues induite par les systèmes écogéomorphologiques. Les perspectives d'améliorations techniques et méthodologiques puis d'application à d'autres objets littoraux, tempérés ou tropicaux (mangroves), et d'autres champs disciplinaires sont examinées.

MOTS-CLÉS

Écogéomorphologie, service écosystémique, risque, submersion marine, modélisation spatiale, Golfe normano-breton.

ABSTRACT

This thesis explores the evaluation and the mapping of the protection service against the marine flooding risk offered by the ecogeomorphological systems of the intertidal domain of the Norman-Breton Gulf.

Several methodologies, combining in situ wave measurements and airborne imagery data (drone, satellite, laser), are experimented in order to determine the most relevant data sources and statistical models for the spatial modelling of wave attenuation induced by ecogeomorphological systems. The perspectives of technical and methodological improvements and their application to other coastal, temperate or tropical (mangroves) objects and other disciplinary fields are considered.

KEYWORDS

Ecogeomorphology, ecosystem service, risk, marine flooding, spatial modelling, Norman-Breton Gulf