



École Pratique des Hautes Études

THESE DE DOCTORAT

Mention « Systèmes Intégrés, Environnement et Biodiversité »

Discipline : Connaissance et gestion des milieux coralliens littoraux et océaniques

Présentée par Hélène LEGRAND

Pour l'obtention du grade de Docteur de l'École Pratique des Hautes Études

**Cartographie des biocénoses benthiques du littoral
martiniquais et eutrophisation en zone récifale en relation
avec les sources de pression d'origine anthropique**

Thèse dirigée par René GALZIN, Jean-Philippe MARÉCHAL et Philippe LENFANT

Soutenue publiquement le 24 septembre 2010 devant le jury composé de :

Mme Jocelyne FERRARIS, Rapporteur

Mr Enrique MACPHERSON, Rapporteur

Mr François FÉRAL

Mr René GALZIN

Mr Philippe LENFANT

Mr Jean-Philippe MARÉCHAL

Mr Lionel REYNAL

Mr Pascal SAFFACHE

École Doctorale de l'École Pratique des Hautes Études
Mention *Systèmes Intégrés, Environnement et Biodiversité*
Thèse de Doctorat
Discipline : *Connaissance et gestion des milieux coralliens littoraux et océaniques*

Présentée par Hélène LEGRAND

Cartographie des biocénoses benthiques du littoral martiniquais et eutrophisation en zone récifale en relation avec les sources de pression d'origine anthropique

Sous la direction de
René GALZIN, Jean-Philippe MARÉCHAL et Philippe LENFANT
USR 3278 CNRS-EPHE
Ecosystèmes Aquatiques Tropicaux et Méditerranéens
Université de Perpignan, 66860 Perpignan Cedex

Soutenue publiquement le 24 septembre 2010 devant le jury composé de :

Mme Jocelyne FERRARIS, Rapporteur

Mr Enrique MACPHERSON, Rapporteur

Mr François FÉRAL

Mr René GALZIN

Mr Philippe LENFANT

Mr Jean-Philippe MARÉCHAL

Mr Lionel REYNAL

Mr Pascal SAFFACHE



À mon père.

Remerciements

Je souhaite remercier en premier lieu la DIREN Martinique et tout particulièrement Mr Jean-Louis Vernier, Mr Stéphane Defos et Mr Gilles Battedou, à l'origine de ce projet et qui ont permis sa réalisation. Merci également à Fabien Vedie pour son aide et ses conseils dans la finalisation du projet « Carto » comme de cette thèse. J'adresse enfin mes sincères remerciements au Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de l'Aménagement du Territoire (MEEDDAT), le Ministère de l'Outre Mer (FIDOM) et le Fonds Européen de Développement Régional (FEDER) pour avoir financé ce projet.

Je remercie sincèrement le professeur René Galzin pour avoir accepté d'encadrer cette thèse compte tenu de la situation délicate rencontrée en 2007. Merci d'avoir soutenu et appuyé ma démarche et de m'avoir permis de mener à bien ce travail. Enfin, merci de m'avoir accueillie au sein de son laboratoire à Perpignan pour la rédaction de ce manuscrit.

Je remercie Jean-Philippe Maréchal, directeur de l'Observatoire du Milieu Marin Martiniquais pour avoir co-encadré cette thèse et supervisé le travail réalisé pendant ces quatre années passées en Martinique.

Mes remerciements chaleureux vont ensuite à Philippe Lenfant pour son implication dans la finalisation de cette thèse. Un grand merci pour ton soutien et ta « zen attitude » en toute occasion et pour les moments de brainstorming passés ensemble sur mes cartes ces derniers mois... J'apprécie ta droiture d'esprit, tes valeurs, ton calme, ta patience et ton éternelle bonne humeur !

Je remercie sincèrement les membres du jury pour avoir accepté de juger ce travail.

Je remercie l'équipe du bureau d'étude ENVISION de Newcastle pour l'acquisition et le traitement des données acoustiques. Merci pour leur accueil dans le grand Nord britannique, leur gentillesse et leur aide dans la rédaction d'article.

Je remercie également Brian Lapointe pour son aide et ses conseils précieux dans la réalisation de la partie eutrophisation. Merci de m'avoir accueillie dans son laboratoire en Floride pour le traitement des échantillons.

Je tiens à remercier tous les professionnels de la mer, pêcheurs, clubs de plongée ou autres passionnés qui ont permis, facilité, ou égayé l'énorme travail de terrain réalisé. Merci à Gaston Samathy, Pierre Pancarte, Eric Jean-Joseph, Christian Basset, Alphonse Altius, Bruno Lecomte, Michel du Vauclin, les pêcheurs de Trinité, Walter, Karim et Carine, la bande à Nico, Jacques-Yves et tous ceux que j'oublie. J'ai une pensée toute particulière pour Rémi, le meilleur moniteur du monde, qui m'a initiée il y a maintenant 5 ans à la plongée et s'est toujours plié en quatre pour satisfaire nos moindres volontés. Merci pour ta patience à toute épreuve, ton flegme, ton sourire, tes encouragements et pour tout ce que tu es !

J'exprime ma reconnaissance à Bernard Renaudie, président de l'OMMM, pour sa confiance, sa disponibilité et son assistance dans la maintenance de mon outil de travail, l'Oxynoé ! Je n'oublie pas les grillades sur la plage de Fond Lahaye, tes expressions toutes

plus cocasses les unes que les autres à base de « lapin », nos joutes verbales, ton mauvais caractère et bien sûr ton amitié.

Je ne peux que témoigner ma gratitude à celle sans qui la réalisation de la titanesque phase de terrain en apnée n'aurait pu avoir lieu, mon amie et binôme de toujours, Cécile Pérès. Ce travail c'est aussi un peu le tien. Un immense merci pour ta joie de vivre, tes conseils, tes encouragements, tes coups de pied aux fesses, ton soutien infaillible dans les moments difficiles et malgré la distance ces 2 dernières années. Je ne saurai oublier tous les moments de bonheur passés ensemble sur et dans l'eau, nos fous-rires, nos angoisses partagées, nos échanges qui font la richesse et la profondeur de notre amitié.

Même si il pourra paraître curieux à certains de remercier un bateau, mon enfance de voileuse au long-cours m'a habituée à leur attribuer une certaine importance... Merci donc à l'Oxynoé pour m'avoir fait découvrir les côtes somptueuses de la Martinique dans leurs moindres recoins, pour avoir su affronter l'Atlantique et ses cayes perverses, pour ne nous avoir jamais laissées en rade à 3 km des côtes au vent des hauts fonds déferlants, pour les bleus sur mes tibias avant que j'apprenne à remonter à bord dignement, pour les coups de soleil sur les fesses, pour les séances MacGyver de réparation du sondeur et autres cochonneries électroniques et enfin et surtout pour ce sentiment de liberté et de joie profonde que naviguer m'apporte !

Je tiens à remercier toute l'équipe de l'OMMM, les permanents, les thésards et les stagiaires avec qui j'ai partagé ces années sous le soleil de Madinina : Priscilla pour sa « crépidulité » et nos arrachages de cheveux sur l'administratif, Jessica pour avoir réussi à me détrôner en matière de râleuse professionnelle, Marine ma copine de pause café-clope, Laurent mon compagnon de bureau au flegme martiniquais inconditionnel, Marie et les longues journées à nous empuantir avec ses algues, Héloïse le petit lapin Duracel qui recharge les batteries... Un grand merci pour votre soutien de tous les jours, les plongées magnifiques, les bivouacs à Anse Michel, les ti-vieux chez Alain, nos jérémiades collectives à table et tant d'autres choses encore...

Je remercie aussi tous ceux du laboratoire de Perpignan qui m'ont accueillie dans leurs rangs ces derniers mois de rédaction : Nathalie, Anne, Barbara, Sarah, Erwan, Pablo, Mohsen, Kamal, Pierre, Chirine, Jérémie, Gilles.

J'ai une pensée pour tous mes amis d'ici et d'ailleurs qui m'ont accompagnée et encouragée tout au long de cette aventure : Nadine, Lili, Caro, Marion, Sonia & Aurélien, Julie, Jean & Béa, Fabien, Gégé, Steph, François, Mathieu, Nadège, Rizlène, Kat.

Merci à ma famille pour leur soutien inconditionnel en toute situation, pour leur amour, pour toujours croire en moi, pour la force qu'ils m'apportent et pour avoir fait de moi ce que je suis aujourd'hui.

Enfin mes dernières pensées vont à celui qui marche à mes côtés et partage ma vie, ma passion, mes rêves et mes angoisses. Merci est un mot dérisoire pour récompenser les heures passées à cogiter ensemble, à corriger ce manuscrit, à m'encourager, à me rassurer dans les moments de détresse et surtout à me supporter au quotidien pendant ces derniers mois éprouvants... J'admire ta force intérieure, ton sens critique et ton acharnement à la tâche. Mwen aimé ou doudou !

Avant-propos

En 2002, une réflexion est engagée par le comité local IFRECOR (Initiative Française pour les Récifs Coralliens) pour mettre en place une base de données cartographique maritime afin d'améliorer la connaissance du milieu marin côtier et développer des outils de gestion durable du littoral martiniquais.

Initié par la DIREN Martinique, ce vaste projet est confié à l'Observatoire du Milieu Marin Martiniquais, après avoir mis en place un cahier des charges techniques et un plan de financement en concertation avec les chercheurs et acteurs du milieu marin local.

La mise en œuvre du projet est à l'origine de la création de cette thèse de doctorat. Réalisée sous la direction de R. Galzin, responsable de l'équipe de recherche « écosystèmes coralliens » de l'USR 3278 CNRS-EPHE « Ecosystèmes Aquatiques Tropicaux et Méditerranéens », l'intégralité de travail de thèse a été effectué en tant que salariée au sein de l'Observatoire du Milieu Marin Martiniquais sous la codirection de son directeur, J-P. Maréchal.

Les financements qui ont permis la réalisation de ce travail proviennent du Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de l'Aménagement du Territoire (MEEDDAT), du Ministère de l'Intérieur de l'Outre Mer et des Collectivités Territoriales (FIDOM) et des fonds européens FEDER.

Cartographie des biocénoses benthiques du littoral de la Martinique et dégradation en zone récifale en relation avec les sources de pression d'origine anthropique.

La protection et la gestion durable des écosystèmes marins côtiers nécessitent une connaissance approfondie des milieux et des menaces auxquels ils sont soumis. Le but de ce travail est de cartographier les biocénoses benthiques du littoral martiniquais entre 0 et 50 m et d'évaluer leur état de santé en relation avec les pressions anthropiques. L'utilisation de photographies aériennes et de profils acoustiques a permis de mettre en évidence une dominance des communautés algales occupant un tiers des 450 km² cartographiés autour de l'île et colonisant divers substrats. Les récifs coralliens et les herbiers de phanérogames, avec des surfaces totales d'environ 50 km² chacun, sont majoritairement présents dans le sud caraïbe et sur la région centre-atlantique caractérisée par un système de double barrière. L'état de santé des communautés corallieennes est très alarmant puisque 80% d'entre elles sont dégradées, principalement en raison d'un développement des macroalgues et/ou d'une hypersédimentation. Parmi le grand nombre de pressions anthropiques identifiées sur le territoire martiniquais, les sources de pollution en nutriments et en MES apparaissent prédominantes. L'élaboration d'une carte des risques pour ces deux types de rejets a mis en évidence des zones à risque élevé, notamment au niveau des baies et des systèmes semi-fermés, qui semblent concorder avec l'état de dégradation avancé des communautés corallieennes dans ces secteurs. Une étude préliminaire des concentrations en nutriments des eaux côtières et des signatures isotopiques de l'azote chez les macroalgues apporte les premiers éléments de mise en évidence de l'impact de l'eutrophisation dans le développement des communautés algales sur le récif méridional de l'île.

Mots clés : Cartographie – Récifs coralliens – Etats de santé – Pressions anthropiques – Macroalgues – Eutrophisation – Martinique

Mapping marine benthic communities and reef degradation in Martinique in relation to anthropogenic sources of pressure.

The protection and sustainable management of coastal marine ecosystems require a detailed knowledge of the marine environment and the threats to which they are subjected. The main aims of this thesis work were to map the benthic communities of Martinique coastline's up to a depth of 50 m and to assess their state of health in relation to anthropogenic pressures. Aerial photographs and acoustic data were used and revealed a dominance of algal communities covering a third of the 450 km² mapped around the island and occupying multiple substrates. Coral reefs and seagrass beds, covered approximately 50 km² each and were predominantly located on the southern Caribbean coast and in the central Atlantic area which had a double barrier reef system. The state of coral health is alarming with 80% being degraded, mainly due to macroalgal overgrowth and/or hyper-sedimentation. Among the numerous anthropogenic pressures identified on Martinique territory, nutrient and sediment pollution posed the greatest threat. Risk map for these two types of pollution highlighted areas with high threat levels, particularly around bays and semi-enclosed systems, which seem agreed with the highly degraded status of coral communities in these areas. A preliminary study on nutrient concentrations in coastal waters and nitrogen isotopic signatures in macroalgae suggest that eutrophication plays a considerable role in structuring algal communities on the southern reef of Martinique.

Key words: Mapping – Coral Reefs – Health status – Anthropogenic sources – Macroalgae – Eutrophication – Martinique

SOMMAIRE

CHAPITRE 1.....	11
Introduction générale	11
I. Contexte scientifique	12
II. La zone d'étude	13
II.1. Situation géographique et économique	13
II.2. Patrimoine naturel et biodiversité marine	16
II.2.1. Les écosystèmes marins.....	16
II.2.2. Biodiversité marine en Martinique	19
II.3. Pressions et dégradation.....	20
III. Objectifs généraux.....	22
CHAPITRE 2.....	23
Caractérisation des écosystèmes marins côtiers de la Martinique.....	23
I. Objectif et problématique.....	24
II. Les techniques de cartographie des écosystèmes marins	26
II.1. Historique	26
II.2. Applications et usages	27
II.3. Techniques employées.....	29
II.3.1. Les techniques optiques	30
II.3.2. Les techniques acoustiques	34
III. Méthodes	40
III.1. Typologie des informations collectées	41
III.2. Acquisition des données.....	45
III.2.1. Zone 0-7 m	45
III.2.2. Zone 7-50 m	47
IV. Résultats	59
IV.1. Production des cartes finales	59
IV.1.1. Résultats des vérifications terrain	59
IV.1.2. Combinaison des cartes des zones 0-7 m et 7-50 m.....	62
IV.1.3. Précision et fiabilité des données cartographiques.....	64
IV.2. Répartition géographique générale des substrats et des biocénoses sur le littoral de Martinique	66
IV.2.1. Substrats	66
IV.2.2. Biocénoses benthiques	69
IV.3. Bathymétrie	76
IV.4. Caractérisation des habitats benthiques par région bathymétrique	81
IV.4.1. Le Centre-Atlantique.....	82
IV.4.2. Le Sud-Atlantique	83
IV.4.3. Le Sud-Caraïbe	83
IV.4.4. La baie de Fort-de-France	84
IV.4.5. Le Nord-Caraïbe	84
IV.4.6. Le Nord-Atlantique	85
V. Discussion	92
V.1. Les techniques de cartographie	92
V.2. Caractérisation des habitats benthiques	96
V.3. Intérêt et valorisation	106
VI. Conclusion.....	107

CHAPITRE 3.....	109
Etat de santé des biocénoses et pressions anthropiques.....	109
I. Objectif et problématique	110
II. Etat de santé des biocénoses.....	113
II.1. Méthodes	113
II.2. Résultats	115
II.2.1. Etat de santé général des biocénoses benthiques.....	115
II.2.1. Etat de santé des biocénoses benthiques par région	118
III. Pressions anthropiques : généralités, localisation, impact.....	124
III.1. Les pollutions d'origine agricole.....	126
III.1.1. Les cultures	126
III.1.2. L'élevage	133
III.2. Les pollutions d'origine domestique	138
III.2.1. L'assainissement en Martinique	138
III.2.2. Les macro-déchets	146
III.3. Les pollutions d'origine industrielle	149
III.3.1. Le secteur de l'agro-alimentaire	149
III.3.2. Secteur de l'extraction et de l'industrie minière	154
III.3.3. Secteur de l'industrie chimique	155
III.3.4. Secteur de l'industrie navale.....	157
III.3.5. Secteur de l'énergie	158
III.4. L'exploitation des ressources	160
III.4.1. La Pêche	160
III.4.2. Le tourisme	166
III.4.3. Conclusion.....	171
IV. Mise en relation des pressions anthropiques et des états de santé.....	173
IV.1. Elaboration d'une carte des risques.....	175
IV.1.1. Définition des objectifs	176
IV.1.2. Principes méthodologiques	178
IV.1.3. Carte des risques	181
IV.2. De la théorie à la réalité	183
V. Discussion	190
V.1. Evaluation de l'état de santé des biocénoses	190
V.2. Réalisation de la carte des risques	191
V.3. Mise en relation Risques/Etat de santé des communautés corallieennes	196
VI. Conclusion.....	199
CHAPITRE 4.....	201
Eutrophisation et développement macroalgal en zone récifale.....	201
I. Objectif et problématique	202
II. Méthodes	206
II.1. Définition des sites d'études	206
II.2. Stratégie d'échantillonnage	208
II.3. Analyse de la concentration en nutriments et en chlorophylle <i>a</i> dans l'eau	209
II.4. Analyse des signatures isotopiques de l'azote dans les macroalgues.....	210
II.5. Synthèse des paramètres mesurés	210
II.6. Analyses statistiques	210
III. Résultats	211
III.1. Pluviométrie, paramètres environnementaux	211
III.2. Nutriments inorganiques dissous et chlorophylle <i>a</i> dans la colonne d'eau.....	212

III.3. Signatures isotopiques des macroalgues	216
IV. Discussion	218
IV.1. Variations saisonnières et spatiales des concentrations en nutriments.....	218
IV.2. Eutrophisation des eaux littorales	221
IV.3. Signatures isotopiques des macroalgues	227
IV.4. Eutrophisation et dégradation des écosystèmes récifaux	231
V. Conclusion.....	232
CHAPITRE 5.....	233
Conclusion générale et perspectives	233
I. Cartographie des biocénoses marines.....	234
I.1. Synthèse des résultats.....	234
I.2. Perspectives	235
II. Etat de santé des biocénoses et pressions anthropiques	237
II.1. Synthèse des résultats.....	237
II.2. Perspectives	238
III. Eutrophisation	239
III.1. Synthèse résultats	239
III.2. Perspectives	240
Bibliographie	243
Annexes	257

LISTE DES FIGURES

Figure I.1. Localisation de la Martinique dans l'archipel des Petites Antilles et le bassin caribéen	13
Figure I.2. La pêche côtière en Martinique : relevée des casiers ou nasses (A), prises de poissons récifaux au casier (B), senne de plage (C), filets à sécher (D)	15
Figure I.3. Carte bathymétrique simplifiée du plateau insulaire de la Martinique (Durand, 1996)	17
Figure I.4. Le récif frangeant sud (A), le récif barrière (B), les fonds coralliens non bioconstructeurs (C, D)	18
Figure I.5. <i>Thalassia testudinum</i> (A) et <i>Syringodium filiforme</i> (B)	19
Figure I.6. Multi-décamètre déployé le long d'un transect permanent (A) permettant la réalisation de relevés des organismes benthiques (B)	21
Figure II.1. Equipement de prélèvement et de sondage à bord du HMS Challenger (A), Diagramme de la machine de sondage de Sigsbee en 1875(B)	26
Figure II.2. Exemple de clichés aériens réalisés par l'IGN en 2004 sur la façade atlantique de la Martinique pour la constitution d'une mosaïque à l'échelle de l'île	30
Figure II.3. (A) Image SPOT 5 (Ilet à Rats, Martinique, résolution 5 m) et (B) image QUICKBIRD (Hurghada, Egypte, résolution 60 cm)	32
Figure II.4. Images hyperspectrales du récif du parc marin de Ningaloo en Australie	33
Figure II.5. Schéma d'acquisition de données d'un échosondeur mono-faisceau (A) et multifaisceaux (B)	35
Figure II.6. Principe de fonctionnement du sonar à balayage latéral (A : poisson remorqué, B : surface insonifiée instantanée, C : surface couverte par les émissions précédentes) et exemple de sonogramme	37
Figure II.7. Relation de principe entre la rugosité E1 et la dureté E2 (Ehrhold, 2003)	38
Figure II.8. Photographie aérienne de la Baie du Marin en Martinique (IGN 2004)	46
Figure II.9. Exemple de délimitation des biocénoses par photo-interprétation et positionnement des points GPS pour la phase de vérification terrain du secteur de l'anse Dufour, Martinique	46
Figure II.10. Vérifications terrain en apnée (A) et avec un seau de Calfat (B) à bord de l'Oxynoé (C)	47
Figure II.11. Dispositif du sonar interférométrique (A) et du système RoxAnn(B)	48
Figure II.12. Exemple de sonogramme obtenu à partir des données GeoSwath Plus acquises sur le secteur de l'Anse Dufour, en Martinique	49
Figure II.13. Schéma des échos renvoyés par le fond et analysés par le système RoxAnn pour définir les indices E1 et E2 de rugosité et dureté	50
Figure II.14. Capture d'écran de l'affichage en direct des profils sonar interférométrique	50
Figure II.15. (A) Dispositif d'enregistrement et de visualisation des relevés vidéo et (B) immersion de la caméra utilisé lors des campagnes de vérification terrain des données acoustiques	51
Figure II.16. Découpage de la zone d'échantillonnage sur le littoral de la Martinique réalisé pour la campagne d'acquisition de données acoustiques	53
Figure II.17. Représentation des valeurs E1 (rugosité) acquises par le système RoxAnn sur le secteur de l'Anse Dufour en Martinique. Les données sont représentées selon une gamme de couleurs du plus lisse au plus rugueux	55
Figure II.18. Représentation des valeurs E2 (dureté) acquises par le système RoxAnn sur le secteur de l'Anse Dufour en Martinique. Les données sont représentées selon une gamme de couleurs du plus meuble au plus dur	55
Figure II.19. Exemples d'images provenant des séquences vidéos réalisées par Envision : (A) communauté corallienne, (B) herbier, (C) communauté algale, (D) fond détritique, (E) fond sablo-vaseux, (F) fond sableux. Données acquises lors des campagnes de vérification terrain des données acoustiques	57
Figure II.20. Localisation des points de vérification terrain effectués pour la zone 0-7 m autour de la Martinique. Chaque point est représenté en fonction du type de substrat identifié	60
Figure II.21. Localisation des points de vérification terrain effectués pour la zone 0-7 m autour de la Martinique. Chaque point est représenté en fonction du type de biocénose identifié	60
Figure II.22. Localisation des relevés vidéo effectués lors des deux campagnes de vérification terrain autour de la Martinique. Chaque point est représenté en fonction du type de substrat identifié	61
Figure II.23. Localisation des relevés vidéo effectués lors des deux campagnes de vérification terrain autour de la Martinique. Chaque point est représenté en fonction du type de biocénose identifié	61
Figure II.24. Cartographie finale des biocénoses de la zone 0-7 m pour le secteur de l'Anse Dufour, en Martinique	62
Figure II.25. Exemple de superposition de la cartographie des biocénoses produite par Envision entre 7 et 50 m et de la cartographie finale des biocénoses entre 0 et 7 m pour le secteur de l'Anse Dufour, Martinique	63

Figure II.26. Cartographie finale des biocénoses pour les zones 0-7 m et 7-50 m après modifications des contours sur la base des vidéos complémentaires et des connaissances disponibles pour le secteur de l'Anse Dufour, Martinique.....	64
Figure II.27. Cartographie des substrats du littoral de la Martinique pour la zone côtière de 0-50 m.....	67
Figure II.28. Cartographie des biocénoses benthiques du littoral de la Martinique pour la zone côtière de 0 à 50 m	71
Figure II.29. Photos de rides (A) et de mégarides (B) du substrat sableux au large de Sainte Marie sur la côte atlantique de la Martinique.....	66
Figure II.30. Photos de communauté de fonds meubles nus extraites des relevés vidéo réalisés pour la zone 7 50 m. Présence de terriers sur fond sablo-vaseux (A), anguilles jardinières et lambi sur fond sableux (B), holothurie sur fond sableux (C).....	69
Figure II.31. Photos de communautés algales colonisant différents types de substrats : rocheux (A), corallien (B), sableux (C), détritique (D).....	70
Figure II.32. Photos de (A) communautés coralliniennes sur roche et de (B) communautés coralliniennes bioconstruites en Martinique	73
Figure II.33. Photos d'herbier à <i>Thalassia testudinum</i> strict (A), d'herbier à <i>Syringodium filiforme</i> strict (B), d'herbier mixte (mélange des deux espèces précédentes) (C) et d'herbier à <i>Halophila decipiens</i> (D).....	74
Figure II.34. Vue générale de la bathymétrie 7 – 50 m du littoral de la Martinique	77
Figure II.35. Profils bathymétriques 3D de secteurs caractéristiques de la zone côtière 7-50 m de la Martinique : (A) pentes abruptes de la côte nord caraïbe, (B) récifs en patch et micro-lagons de la baie de Fort-de-France (caraïbe), (C) récif frangeant de la côte sud-ouest caraïbe, (D) système double barrière de la côte est atlantique, (E) pentes douces de la côte nord atlantique, (F) vue générale de la bathymétrie autour de la Martinique avec localisation des profils 3D	78
Figure II.36. Procédure cartographique d'identification des 6 régions bathymétriques autour du littoral martiniquais : points de découpe des 3 secteurs caraïbe après croisement de la zone tampon de 2 000 m et l'isobathe 50 m (A), points de découpe des 3 secteurs atlantique après croisement de la zone tampon de 3 000 m et l'isobathe 50 m (B), délimitation finale des 6 régions identifiées (C)	80
Figure II.37. Cartographie des biocénoses benthiques entre 0 et 50 m de la région Centre-Atlantique	86
Figure II.38. Cartographie des biocénoses benthiques entre 0 et 50 m de la région Sud-Atlantique	87
Figure II.39. Cartographie des biocénoses benthiques entre 0 et 50 m de la région Sud-Caraïbe	88
Figure II.40. Cartographie des biocénoses benthiques entre 0 et 50 m de la région baie de Fort-de-France	89
Figure II.41. Cartographie des biocénoses benthiques entre 0 et 50 m de la région Nord-Caraïbe	90
Figure II.42. Cartographie des biocénoses benthiques entre 0 et 50 m de la région Nord-Atlantique	91
Figure II.43. Comparaison de la cartographie de la zone 7-50 m réalisée par (1) Envision et de celle réalisée par (2) Guennoc & Duclos (2007) sur deux secteurs du littoral nord atlantique (A : au sud du Marigot ; B : au nord de la Presqu'île de la Caravelle à droite)	95
Figure II.44. Localisation des formations récifales de la Martinique : (1) récifs frangeants et cayes, (2) récif barrière. Adapté de Battistini (1978)	97
Figure II.45. Colonisation massive de <i>Sargassum</i> sp sur la côte caraïbe au niveau du Diamant (A) et de Pointe Burgos (B).....	98
Figure II.46. Cartographie du recouvrement en macroalgues autour de la Martinique pour chaque relevé vidéo réalisé au niveau des communautés algales	99
Figure II.47. Répartition des points de vérification terrain réalisés en fonction du type d'herbier identifié en Martinique	103
Figure II.48. Superposition des cartes de biocénoses réalisées dans cette étude avec celle réalisées par Chauvaud (1997)	106
Figure III.1. Etat de santé des biocénoses benthiques du littoral de la Martinique. Chaque classe d'état de santé est représentée par un code couleur et un symbole différent	119
Figure III.2. Etats de santé des communautés coralliniennes du littoral de la Martinique	120
Figure III.3. Etats de santé des herbiers du littoral de la Martinique	120
Figure III.4. Les deux cultures phares de la Martinique : la banane et la canne à sucre	126
Figure III.5. Répartition de la Surface Agricole Utilisée (SAU) en 2008 par type de culture en Martinique (Source : DAF, 2008)	127
Figure III.6. Localisation des activités agricoles sur le territoire martiniquais : occupation du sol et principaux élevages	128
Figure III.7. Comparaison des quantités d'engrais et de pesticides importées en Martinique en 2002 et 2007 (Source : OMMM, Brugneaux et al., 2004 ; Douanes, AGRESTE 2009)	130

Figure III.8. Répartition du nombre d'élevages de porcs en fonction de leur capacité en équivalents animaux (EA)	134
Figure III.9. Exploitation de cages en mer pour l'élevage de Loup des Caraïbes aux Anses d'Arlet (A) et dispositif des bassins (B)	136
Figure III.10. Représentation du nombre d'habitants par commune en Martinique. Source INSEE 2006	138
Figure III.11. Représentativité en pourcentage du nombre de stations par classe de capacité de traitement et de leur capacité nominale correspondante	139
Figure III.12. Exemple de la localisation proche du littoral de 4 stations d'épuration en Martinique : Fort-de-France, 85 000 EH (A) ; Le Robert, 2 000 EH (B) ; Sainte-Marie, 4 000 EH (C) et Saint-Pierre, 1 500 EH (D)	141
Figure III.13. Localisation des stations d'épuration de Martinique en fonction de leur capacité nominale	142
Figure III.14. Localisation des stations d'épuration de Martinique en fonction de leur niveau de conformité de traitement des eaux usées	142
Figure III.15. Répartition du nombre de stations d'épuration auditées (à gauche) et de la capacité nominale de traitement (à droite) en fonction de leur âge (Conseil Général, 2007)	143
Figure III.16. Répartition en pourcentage du nombre de stations d'épuration (à gauche) et de la capacité nominale (EH) du parc (à droite) en fonction du type de milieu récepteur	145
Figure III.17. Exemples de décharges littorales en Martinique : à Sainte-Luce (A) et à Saint-Pierre (B)	146
Figure III.18. Exemples de décharges sauvages sur le littoral martiniquais : plage de Trois-Rivières (A), mangrove de la baie de Fort-de-France (B), bord de mer à Bellefontaine (C)	147
Figure III.19. Exemples de macro-déchets communs sur les fonds marins côtiers de la Martinique	148
Figure III.20. Rejet de vinasses issues de la sucrerie Le Galion dans la mangrove (A), envasement des fonds et mort massive des oursins du récif de Sainte-Luce suite à la vidange des cuves de la distillerie La Mauny dans la Rivière Pilote lors d'un événement pluvieux intense en septembre 2005 (B)	152
Figure III.21. Localisation des distilleries et des principales industries agro-alimentaires de Martinique	153
Figure III.22. Accumulation de sédiments extraits par la carrière Coulée Blanche à Saint-Pierre sur le littoral	154
Figure III.23. Localisation des principales entreprises des secteurs industriels hors industries agro-alimentaires de Martinique	156
Figure III.24. Vue aérienne du plus gros centre de carénage de la Martinique dans la baie du Marin et proximité avec les biocénoses marines	157
Figure III.25. La centrale électrique thermique de Bellefontaine (A) et la raffinerie « la SARA » au Lamentin (B) implantées en bord de mer	158
Figure III.26. Poissons morts au fond d'une nasse (A) et casier abandonné (B)	162
Figure III.27. Exemples de destructions mécaniques occasionnées par la pose de casiers sur des colonies corallieennes (A et B) et l'abandon d'engins délabrés sur les fonds (C et D)	164
Figure III.28. Localisation des ports de pêche départementaux et des cantonnements et répartition des navires déclarés par commune en Martinique	165
Figure III.29. Concentration d'infrastructures hôtelières et résidentielles sur la commune de Sainte-Luce en face des herbiers et du récif bioconstruit méridional (A) ; vue de la baie du Marin avec le port de plaisance et les nombreux mouillages forains (B)	167
Figure III.30. Le tourisme balnéaire en Martinique : ports de plaisance, secteurs résidentiels et sites de plongée	169
Figure III.31. Dégradations occasionnées par des ancrages (A&B) et un dispositif de mouillage (C) sur les communautés corallieennes ; impact d'une chaîne d'ancre sur un herbier (D)	170
Figure III.32. Schéma synthétique des pressions anthropiques ayant un impact potentiel sur les biocénoses marines de Martinique. NUT : nutriments, MES : Matières en suspension, CHM : produits chimiques, HCA : hydrocarbures, ETM : métaux lourds, Dég. Phys. : dégradations physiques	172
Figure III.33. Représentation des types de pollutions anthropiques émises dans les eaux côtières de Martinique et nature de leur impact sur les biocénoses marines	176
Figure III.34. Carte des risques de pollutions terrestres en nutriments et MES susceptibles d'entraîner une eutrophisation et une hypersédimentation des eaux côtières	182
Figure III.35. Répartition des états de santé des communautés corallieennes et des risques de pollution par bassin versant autour du littoral martiniquais	185
Figure III.36. Localisation des états de santé des communautés corallieennes sur le secteur de la baie de Fort de France : état très dégradé (A), état dégradé (B) et bon état (C). Pour la légende voir Figure III.35. Les exutoires des bassins versants sont signalés par des étoiles	186
Figure III.37. Représentation des différents états de santé en fonction de leur distance à l'exutoire et courbe de tendance	187

Figure III.38. Localisation des états de santé des communautés corallieennes sur le secteur centre-atlantique : état très dégradé (A), état dégradé (B) et bon état (C). Pour la légende voir Figure III.35. Les exutoires des bassins versants sont signalés par des étoiles	187
Figure III.39. Localisation des états de santé des communautés corallieennes entre Trois-Rivières et Sainte-Luce : état très dégradé (A), état dégradé (B) et bon état (C). Pour la légende voir Figure III.35. Les exutoires des bassins versants sont signalés par des étoiles	188
Figure III.40. Cartographie du risque de menace anthropique pour les récifs coralliens de la Caraïbe (A) et proportion des niveaux de risque évalués pour chaque catégorie de pression dans l'arc des Petites Antilles (B). Adapté de Burke et al., 2004	192
Figure IV.1. Modèle de dominance relative des principaux producteurs primaires occupant l'espace dans un récif tropical ou subtropical en fonction des taux de nutriments et de l'activité de broutage exercée par les herbivores. Adapté de Littler & Littler, 1984	203
Figure IV.2. Colonisation du zoanthaire <i>Palythoa caribaeorum</i> sur les récifs à l'entrée de la baie du Marin (A), recouvrement d'une colonie corallienne par l'éponge perforante <i>Cliona tenuis</i> (B)	205
Figure IV.3. Localisation des sites d'étude et des sources de nutriments d'origine anthropique	210
Figure IV.4. Prélèvement des échantillons d'eau (A) et de macroalgues (B) sur les sites d'études	209
Figure IV.5. Précipitations mensuelles moyennes enregistrées sur 1 an de juin 2007 à mai 2008 (A) et précipitations moyennes journalières lors des deux campagnes d'échantillonnage en décembre 2007 (B) et en avril 2008 (C) sur le secteur sud caraïbe. Les mois et les jours d'échantillonnage sont entourés en rouge	211
Figure IV.6. MDS effectuée sur les concentrations en nutriments et chlorophylle a de l'ensemble des sites. Une distinction entre les échantillons des deux saisons échantillonnées est réalisée	213
Figure IV.7. Concentrations moyennes (μM , \pm écartype, n=6) en Nitrate (NO_2+NO_3), azote inorganique dissous (DIN) et azote total dissous (TDN) dans la colonne d'eau aux 10 sites échantillonnés pendant la saison humide (décembre 2007) et la saison sèche (avril 2008). La ligne rouge représente le seuil d'eutrophisation défini dans la littérature	214
Figure IV.8. Concentrations moyennes (μM , \pm écartype, n=6) en phosphore réactif soluble (SRP) et en phosphore total dissous (TDP) dans la colonne d'eau aux 10 sites échantillonnés pendant la saison humide (décembre 2007) et la saison sèche (avril 2008). La ligne rouge représente le seuil d'eutrophisation défini dans la littérature	214
Figure IV.9. Rapports moyens (\pm écartype, n=6) en DIN/SRP et en TDN/TDP aux 10 sites échantillonnés pendant la saison humide (décembre 2007) et la saison sèche (avril 2008)	215
Figure IV.10. Concentrations moyennes ($\mu\text{g/l}$, \pm écartype, n=6) en chlorophylle a dans la colonne d'eau aux 10 sites échantillonnés pendant la saison humide (décembre 2007) et la saison sèche (avril 2008). La ligne rouge représente le seuil d'eutrophisation défini dans la littérature	215
Figure IV.11. Valeurs moyennes de $\delta^{15}\text{N}$ (‰, \pm écartype, n=9-21) mesurées dans les macroalgues prélevées sur les 10 sites échantillonnés pendant la saison humide (décembre 2007) et la saison sèche (avril 2008)	216
Figure IV.12. Valeurs moyennes de $\delta^{15}\text{N}$ (‰, \pm écartype, n=3-30) mesurées pour les chlorophytes et les phaeophytes aux 10 sites échantillonnés au cours de l'étude	216
Figure IV.13. Valeurs moyennes de $\delta^{15}\text{N}$ (‰, \pm écartype, n=3-6) mesurées pour <i>Dictyota</i> sp aux 10 sites échantillonnés pendant la saison humide (décembre 2007) et la saison sèche (avril 2008)	217
Figure IV.14. Images SeaWiFS des concentrations en chlorophylle a (oceancolor.gsfc.nasa.gov) sur la zone Caraïbe: compilation des données des hivers 2002 à 2009 (A), des printemps 2003 à 2009 (B), du mois de décembre 2007 (C) et du mois d'avril 2008 (D)	219
Figure IV.15. Relation entre les taux de croissance relatifs ($\mu:\mu_{\text{max}}$) de différentes macroalgues et la concentration en DIN. Tiré de Lapointe, 1999	221
Figure IV.16. Recouvrement moyen (%) en macroalgues et en coraux sur 8 des 10 sites de la zone d'étude. Les données sont issues des travaux suivants : •OMMM, 2007 ; †OMMM, données non publiées ; ★ Rousseau, 2010 ; ‡OMMM, 2008 ; △ OMMM, 2006	226

LISTE DES TABLEAUX

Tableau II.1. Typologie et description des substrats cartographiés sur le littoral de la Martinique	42
Tableau II.2. Typologie et description des biocénoses marines benthiques cartographiées sur le littoral de la Martinique	44
Tableau II.3. Matrice d'erreurs de commission et d'omission de la cartographie des substrats entre 7 et 50 m	65
Tableau II.4. Matrice d'erreurs de commission et d'omission de la cartographie des biocénoses entre 7 et 50 m	65
Tableau II.5. Répartition des types de substrats cartographiés (ha) en fonction de la zone bathymétrique (0-7 m ou 7-50 m) sur le littoral de la Martinique	66
Tableau II.6. Répartition des biocénoses benthiques cartographiées (ha) en fonction de la zone bathymétrique (0 7 m et 7-50 m) pour la région Martinique	70
Tableau II.7. Répartition des surfaces (Ha) des deux types de communautés corallines en fonction de la zone bathymétrique sur les côtes de Martinique. Années 2006-2008	73
Tableau II.8. Répartition des surfaces des substrats entre 0 et 50 m en pourcentage de la surface de la région	81
Tableau II.9. Répartition des surfaces des biocénoses entre 0 et 50 m en pourcentage de la surface de la région	81
Tableau III.1. Critères d'évaluation de l'état de santé des communautés corallines et des herbiers en milieu tropical récifal (d'après Bouchon et al., 2004)	113
Tableau III.2. Répartition des états de santé (en %) des biocénoses benthiques du littoral de la Martinique. La colonne "Biocénoses" donne le pourcentage des états de santé pour les deux communautés confondues (Communautés corallines et Herbiers)	116
Tableau III.3. Répartition des états de santé des communautés corallines entre les zones 0-7 m et 7 50 m du littoral de la Martinique. Les résultats sont exprimés en nombre d'observations (Nombre) et en pourcentage (%)	117
Tableau III.4. Répartition des états de santé des herbiers entre les zones 0-7 m et 7 50 m du littoral de la Martinique. Les résultats sont exprimés en nombre d'observations (Nombre) et en pourcentage (%)	118
Tableau III.5. Répartition des états de santé des communautés corallines en fonction des régions identifiées autour du littoral de la Martinique. Les résultats sont exprimés en pourcentage. Le nombre total d'observations réalisées sur chaque région est indiqué	121
Tableau III.6. Répartition des états de santé des herbiers en fonction des régions identifiées autour du littoral de la Martinique. Les résultats sont exprimés en pourcentage. Le nombre total d'observations réalisées sur chaque région est indiqué	122
Tableau III.7. Quantité moyenne d'intrants appliqués par type de culture et type de produits (source : Bray, 2008)	131
Tableau III.8. Concentrations maximales et rendements minimaux à observer lors de la mesure des paramètres pour répondre aux conditions de conformité (Préfecture, 2008)	140
Tableau III.9. Production et nature du traitement des effluents des distilleries de la Martinique (source : DRIRE, 2009)	150
Tableau III.10. Classification des risques pour les six types de pressions considérées	180

CHAPITRE 1

Introduction générale



I. Contexte scientifique

Les récifs coralliens, de part leur complexité et leur biodiversité extraordinaire, comptent parmi les écosystèmes les plus productifs et les plus riches au monde (Yonge, 1972 ; Dubinsky, 1990 ; Done *et al.*, 1996 ; Spalding *et al.*, 2001). Au-delà de leur intérêt écologique, de nombreuses activités économiques, culturelles et sociales en dépendent, pour près de 8% de la population mondiale. L'écosystème récifal assure une économie de subsistance pour environ 500 millions de personnes (soit 7,4% de la population mondiale), principalement à travers les pêcheries et le développement du tourisme tropical (Wilkinson, 2008). De nombreuses études mettent en avant la fragilité des récifs coralliens et les rapports officiels statuent que 70% sont menacés par le développement des activités humaines (Hughes, 1994b ; Hodgson, 1999 ; Gardner *et al.*, 2003 ; Hughes *et al.*, 2003 ; Chabanet *et al.*, 2005 ; Bell *et al.*, 2007). La communauté scientifique actuelle estime que 20% ont été irrémédiablement détruits à l'échelle mondiale et que 35% sont menacés de destruction d'ici les 40 prochaines années (Wilkinson, 2008).

Les études conduites dans la Caraïbe montrent un déclin significatif des écosystèmes coralliens depuis les années 80 (Rogers, 1985 ; Hughes, 1994b ; Bouchon, 1998 ; Wilkinson, 1998). Ces dégradations, associées au développement des activités humaines depuis une cinquantaine d'années, affectent une grande partie des récifs de cette région (Bell & Tomascik, 1993 ; Smith & Ogden, 1993 ; Gardner *et al.*, 2003). La plupart des grands centres urbains, des surfaces agricoles, des ports et des zones d'activité industrielle et commerciale sont localisés pour l'essentiel le long des zones côtières. Les activités de tourisme, source principale de revenus de l'économie Caribéenne, se concentrent aussi principalement sur le littoral (PNUE, 1999).

Les enjeux socio-économiques, écologiques et les conflits d'usages nécessitent un besoin croissant de gestion, prenant en compte les milieux naturels, leurs ressources et les activités humaines. La gestion durable de la zone côtière est rapidement devenue un élément prioritaire des objectifs de développement en Martinique, mais le manque de données fondamentales sur la frange littorale est problématique.

II. La zone d'étude

II.1. Situation géographique et économique

La Martinique est une île volcanique localisée au centre de l'arc des Petites Antilles (14°36' N ; 61°32' W). Cet arc constitué d'une quarantaine d'îles s'étire sur 1 200 km du Nord au Sud et ferme la Mer des Caraïbes à l'ouest (Figure I.1). Deux structures distinctes d'âge et de nature différentes se sont formées lors de sa création et partagent les Antilles Françaises: l'arc ancien à l'est et l'arc récent à l'ouest.

Encadrée par l'île de la Dominique au Nord et l'île de Sainte Lucie au Sud, la Martinique s'étend sur 65 km de long et 30 km de large au maximum pour une superficie de 1 128 km². Elle bénéficie d'un climat tropical humide caractérisé par deux saisons : une saison sèche (carême) de décembre à mai et une saison humide (hivernage) de juin à novembre. L'île est soumise aux Alizés à partir de décembre, majoritairement de secteur est, et la pluviométrie varie de 1 200 à 5 000 mm/an.

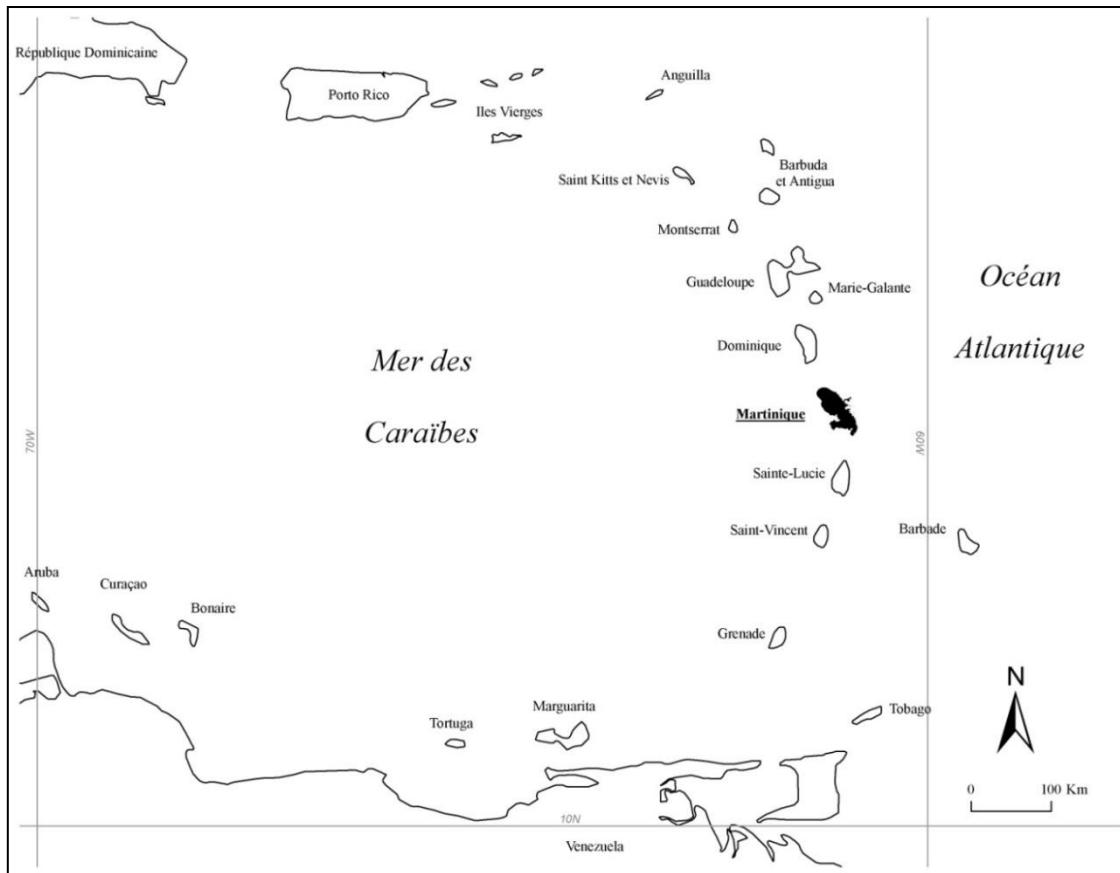


Figure I.1. Localisation de la Martinique dans l'archipel des Petites Antilles et le bassin caribéen.

La Martinique est un des quatre Départements d'Outre-Mer (DOM) mais également une des sept régions ultrapériphériques de l'Union Européenne. La préfecture est Fort de France. Divisée en 34 communes, l'île compte environ 403 000 habitants en 2008 soit une densité moyenne de 357 hab/km², valeur trois fois supérieure à la moyenne nationale (INSEE, 2008). Depuis 30 ans la Martinique a subi une croissance démographique et touristique intense, principalement localisée sur la frange côtière en raison du caractère très montagneux de l'île. Aujourd'hui plus d'un tiers de la population est concentrée sur le littoral martiniquais (Saffache *et al.*, 2004).

Le PIB par habitant s'élevait à 14 823€ en 2003 (source INSEE), soit environ 60% du niveau national, valeur élevée à l'échelle de la Caraïbe. Le taux de chômage était de 21% (selon la définition BIT) en juin 2007. L'économie générale repose essentiellement sur le secteur tertiaire. Le secteur primaire, principalement la culture de la banane et de la canne à sucre, représentait 7,7% du PIB en 2000. La pêche et le tourisme sont très fortement dépendants de l'environnement marin et de sa qualité.

La pêche représente 1% du PIB martiniquais, mais au moins 1,2% des emplois (Commission Européenne, 2007). En 2006, la flottille totale comptait 1 158 navires déclarés et 1 877 marins actifs, dont 1 147 inscrits à la petite pêche (Reynal *et al.*, 2008). L'estimation de la production de pêche est difficile puisqu'aucune donnée statistique des captures de poissons n'a été collectée régulièrement depuis le milieu des années 1990, notamment en raison de l'absence de criée ou de système centralisé de débarquement.

En 2004, la production totale a été évaluée à 6 304 ± 1 576 tonnes. La Martinique importe de grandes quantités de produits de la mer pour satisfaire la demande locale (8 314 tonnes importées en 2004) (DRAM, 2005). Les ressources halieutiques martiniquaises peuvent être séparées en deux catégories : « ressources côtières, principalement démersales » (poissons, crustacés et mollusques des coraux et herbiers) et « ressources pélagiques hauturières » (espèces migratrices : thons, bonites, daurades coryphènes, espadons, marlins). La pêche en Martinique est essentiellement artisanale et emploie des engins de pêche peu sélectifs (Figure I.2): casier, filet maillant, trémail, senne de plage... Cette pêche côtière représente 62% de l'activité de pêche de l'île et est concentrée à plus de 90% sur les récifs (DRAM, 2005). Le développement de la pêche sur DCP (Dispositif de

concentration de poissons) grâce à l'IFREMER depuis 1980, a permis un redéploiement de l'effort de pêche sur les ressources pélagiques du large afin de réduire la pression de pêche sur les stocks côtiers déjà fortement exploités. La pêche sur DCP représente aujourd'hui environ 30% de l'activité de pêche en Martinique (Reynal *et al.*, 2008). De plus, 8 cantonnements de pêche ont été mis en place en Martinique depuis 1999 pour favoriser la reconstitution des stocks halieutiques côtiers.



Figure I.2. La pêche côtière en Martinique : relevée des casiers ou nasses (A), prises de poissons récifaux au casier (B), senne de plage (C), filets à sécher (D). © Photos L. Louis-Jean.

Le tourisme est un secteur clé de l'économie martiniquaise (7% du PIB et 6% des emplois – INSEE / 242 millions d'euros en 2006 – Comité Martiniquais du tourisme). La clientèle touristique comptait 631 539 visiteurs la même année dont 503 475 touristes de séjour, 96 089 touristes de croisière et 31 975 plaisanciers (Comité Martiniquais du tourisme). Le sud de l'île est le plus fréquenté avec plus de 60% des touristes de séjour.

Les activités touristiques principales sur l'espace maritime sont les promenades en mer, bateaux à fond de verre, location de bateaux de plaisance et de scooters des mers, pêche au gros et plongée sous-marine, cette dernière tirant le plus de bénéfices des récifs coralliens en Martinique. Le chiffre d'affaire de la plongée sous-marine a été évalué à 15

millions de francs en 1996 (Gabrié, 1998). Trente six clubs sont présents, essentiellement localisés sur le littoral caraïbe. En 2004, le nombre de plongées était estimé à 160 000 par an, réparties sur 93 sites de plongées identifiés (OMMM, 2004). L'évaluation de l'effort de plongée a montré une répartition inégale selon les sites, de quelques dizaines de plongées/an à plus de 10 000 plongées/an, bien au delà des seuils recommandés dans la littérature (Hawkins & Roberts, 1997).

II.2. Patrimoine naturel et biodiversité marine

La Martinique possède 350 km de côtes et un plateau insulaire d'une surface de 1 100 km², réparti inégalement entre les façades caraïbe et atlantique. Le plateau occidental est étroit et caractérisé par des pentes à forte déclivité. Le plateau oriental totalise environ 75% de la surface du plateau insulaire martiniquais et s'étend au maximum jusqu'à 25 km au large (Figure I.3). Cette répartition est le reflet des caractéristiques géologiques de la Martinique : un relief marqué au nord, résultat d'un volcanisme récent, et des paysages plus atténués au sud, correspondant à l'érosion de la partie la plus ancienne de l'île (Durand, 1996).

La morphologie inégale du plateau insulaire a conditionné le développement des écosystèmes marins. La façade atlantique est bordée de récifs barrières, abritant des lagons et des récifs frangeants. Le plateau très réduit de la façade caraïbe présente peu de formations récifales : de type frangeant, elles sont principalement concentrées sur le littoral sud et la baie de Fort de France.

II.2.1. Les écosystèmes marins

Les trois principaux écosystèmes marins tropicaux sont présents en Martinique : les récifs coralliens, les herbiers de phanérogames et les mangroves. Ils sont fortement interconnectés et la dégradation ou la disparition de l'un peut avoir de graves répercussions sur les deux autres. Les coraux sont des producteurs actifs de carbonate leur permettant de construire des structures massives et complexes. Ces édifices constituent des barrières efficaces contre l'action des vagues et des courants, protégeant ainsi le littoral. Ils sont le lieu de vie et de nutrition de milliers d'espèces animales et végétales. Les herbiers de

phanérogames constituent des zones de frai et de nourricerie pour de nombreuses espèces de poissons récifaux. Ils ont également un rôle important de production et de rétention des sédiments. Les mangroves ont une fonction importante de « filtre » et d'épuration. En effet, elles piègent et retiennent les sédiments issus des eaux de ruissellement, assurant ainsi aux herbiers et aux récifs une eau claire nécessaire à leur fonctionnement. Elles sont également une zone de nourricerie importante pour un grand nombre d'espèces de poissons récifaux et le site de développement de nombreux invertébrés.

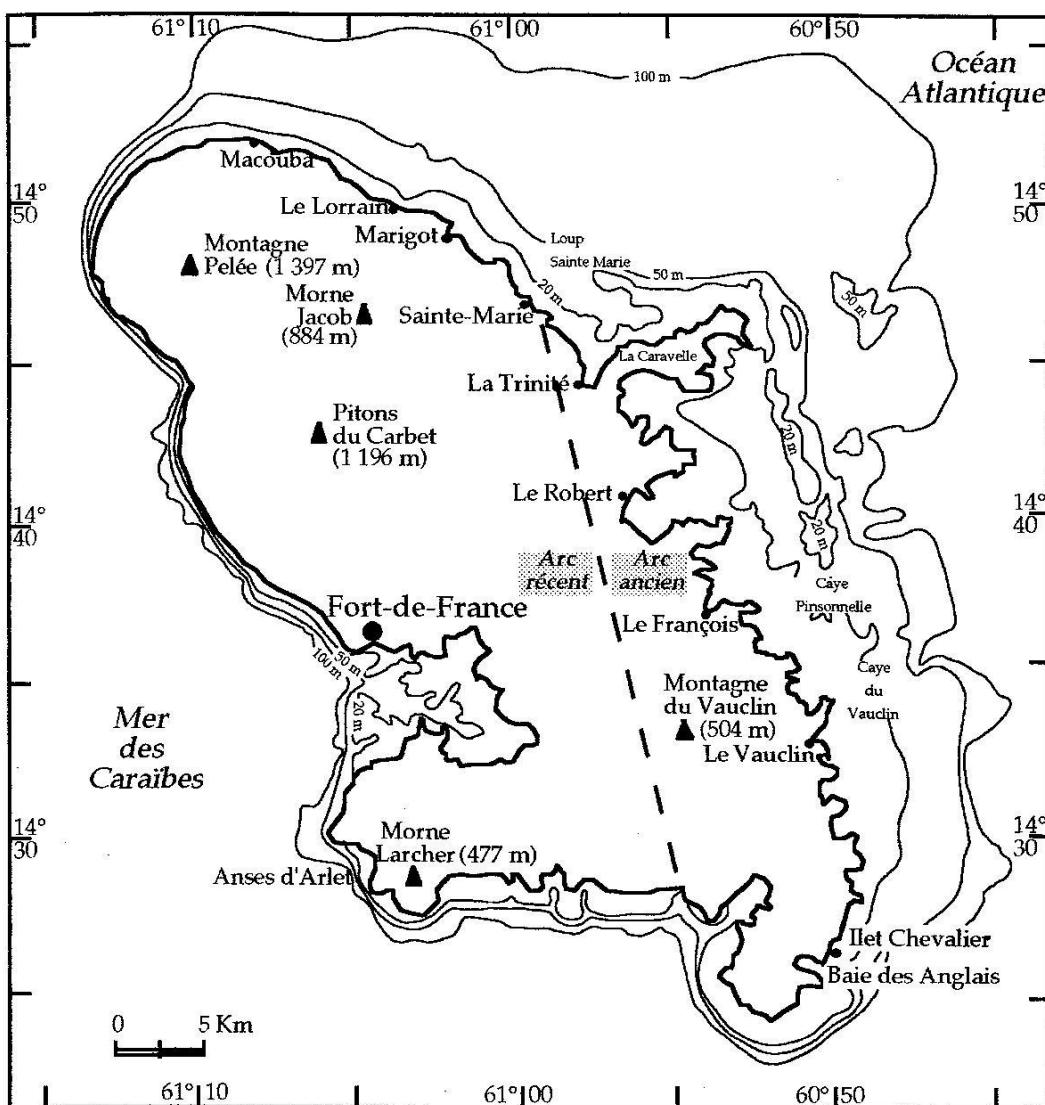


Figure 1.3. Carte bathymétrique simplifiée du plateau insulaire de la Martinique (Durand, 1996).

Trois grands types de formations corallines ont été identifiés en Martinique (Bouchon, 1998) (Figure I.4).

- *Le récif frangeant*, présent sur les côtes Sud et est de l'île, forme un plateau corallien immergé sous quelques mètres, se poursuivant par une pente externe plus ou moins abrupte. Les formations récifales les mieux développées se situent sur la côte sud Caraïbe, de la pointe du Diamant à la pointe Borgnesse (Figure I.4A).
- *Le récif barrière algo-corallien* (Figure I.4B), présent sur la façade atlantique, est délimité au nord par la presqu'île de la caravelle et se prolonge vers le sud sur 38 km. Ce récif, le plus ancien de l'île, est formé de squelettes anciens d'*Acropora palmata*, progressivement colonisé depuis plusieurs centaines d'années par des algues (Adey *et al.*, 1977 ; Battistini, 1978).
- *Les fonds coralliens non bioconstructeurs* sont présents sur la côte Caraïbe (Figure I.4C), principalement au nord-ouest de l'île où les pentes sous-marines sont très accrores. Les communautés corallines forment des massifs isolés colonisant le substrat rocheux (Figure I.4D).

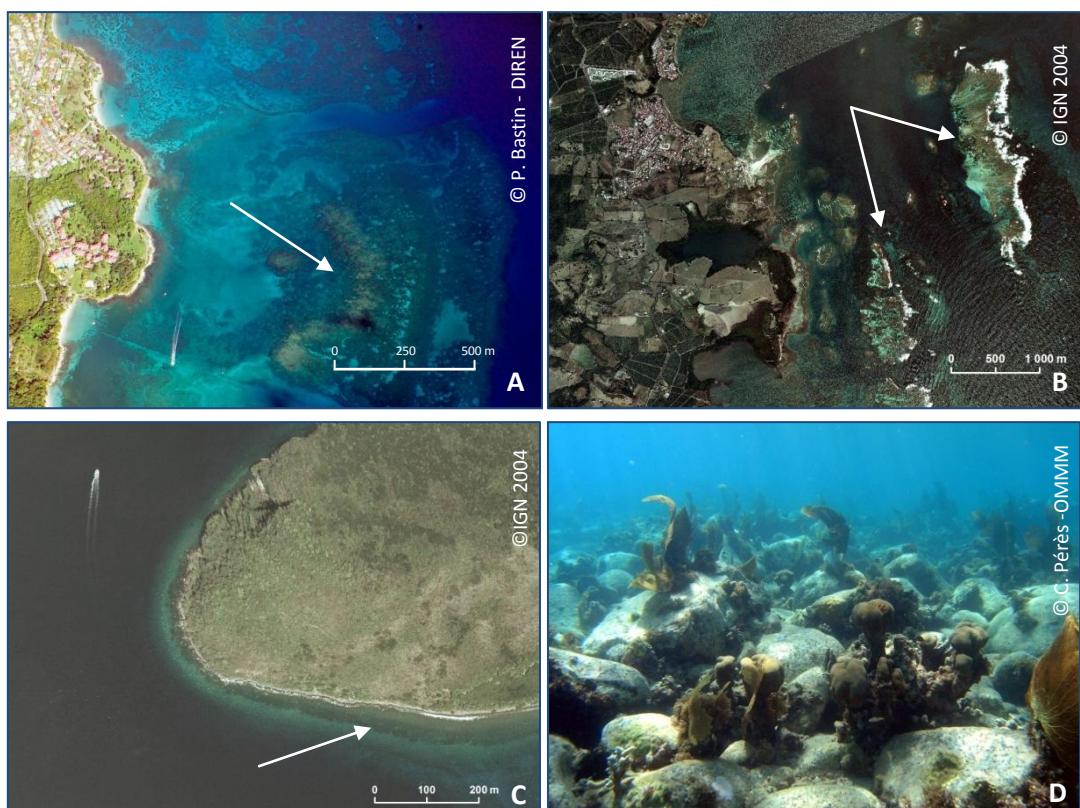


Figure I.4. Le récif frangeant sud (A), le récif barrière (B), les fonds coralliens non bioconstructeurs (C, D). Les formations corallines sont indiquées par les flèches.

Plus de 60 espèces de phanérogames marines sont actuellement connues, mais seulement 6 espèces de 2 familles sont présentes dans les Petites antilles : les Hydrocharitacés dont les espèces *Thalassia testudinum*, *Halophila decipiens* et *Halophila baillonis* et les Potamogétonacées dont *Syringodium filiforme*, *Halodule wrightii* et *Halodule beaudettei* (Laborel-Deguen, 1984). *T. testudinum* et *S. filiforme* sont les deux espèces majoritaires de Martinique (Figure I.5).

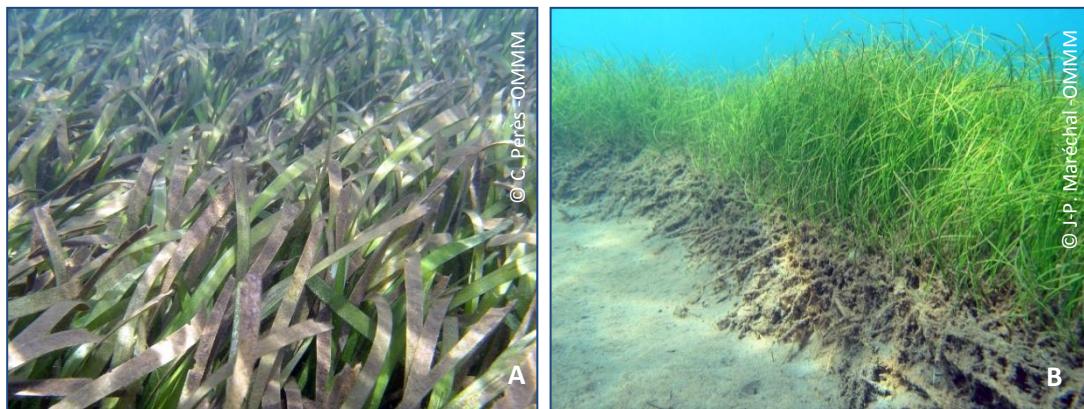


Figure I.5. *Thalassia testudinum* (A) et *Syringodium filiforme* (B).

Les mangroves occupent 1 800 ha de littoral, dont 1 200 dans la baie de Fort de France (Brossard *et al.*, 1991). Elles sont généralement formées d'une ceinture maritime à *Rhizophora*, suivie d'une ceinture arbustive à *Rhizophora*, *Avicennia* et *Laguncularia*, une ceinture forestière interne dominée par *Rhizophora* et une ceinture forestière externe, dominée par *Avicennia* et *Laguncularia* (Brossard *et al.*, 1991).

II.2.2. Biodiversité marine en Martinique

La complexité structurelle des récifs de la Martinique favorise le développement de peuplements benthiques d'une grande biodiversité. D'après Bouchon & Laborel (1986), 45 espèces de coraux (Hydrocoralliaires et Scléractinaires) sont présents sur les côtes de l'île, soit 79% des espèces répertoriées dans la Caraïbe (Spalding *et al.*, 2001). Des inventaires des poissons pélagiques, de récifs et de mangroves ont dénombré environ 300 espèces (Bouchon-Navaro & Louis, 1986 ; Bouchon-Navaro *et al.*, 1992 ; Louis *et al.*, 1995 ; Bouchon-Navaro, 1997). Lamy *et al.* (1984) ont recensé 370 espèces de mollusques lors de la mission Corantilles 2. Le peuplement de spongiaires compte 70 espèces identifiées (Vacelet, 1984) et 35 espèces de gorgones ont été inventoriées entre la surface et -35 m par Philippot (1986).

Un inventaire des peuplements algaux de la Martinique est actuellement en cours. A ce jour plus d'une centaine d'espèces ont été identifiées (OMMM, données non publiées). La population de reptiles marins compte 5 espèces (Fretey, 1990) dont deux principales, *Chelonia mydas* et *Eretmochelys imbricata*. Des cétacés fréquentent les eaux littorales : 14 espèces ont été identifiées en 2003 (SEPANMAR, 2003).

II.3. Pressions et dégradation

Le développement de l'urbanisation et des activités agricoles ces dernières décennies a eu un impact majeur sur l'environnement martiniquais et tout particulièrement sur le couvert végétal. La topographie accidentée de la Martinique, associée à un réseau hydrographique dense (plus de 70 cours d'eau) (Saffache, 2002) et une forte pluviométrie (1 200 à 5 000 mm/an) favorise le ruissellement et donc l'érosion naturelle des sols. Le déboisement intensif pour l'aménagement du territoire (zones industrielles, commerciales, infrastructures diverses) et la mise en culture des bassins versants a considérablement exacerbé cette tendance naturelle, conduisant à une transformation importante du littoral et notamment un engrangissement progressif des côtes (Saffache, 2000).

En dehors de cette dégradation physique due aux activités anthropiques, l'environnement marin martiniquais est menacé par de nombreuses pollutions : agricoles, industrielles ou domestiques.

Les cultures de la banane et de la canne à sucre constituent les deux plus grosses sources de pollutions phytosanitaires. Les cours d'eau sont pollués, à des niveaux très élevés, en azote, phosphore, pesticides, par des matières en suspension (DIREN, 2007¹). La présence de micro-polluants (métaux lourds, pesticides), à des concentrations importantes, est inquiétante (Pons, 1988). Les origines de ces pollutions sont connues : industries chimiques, raffineries, lixiviats de décharges, rejets urbains. Les problèmes émanent également des rejets d'épuration collectifs, des dispositifs d'épuration individuels, des rejets de l'industrie agroalimentaire (distilleries), et des carrières (SDAGE, 2002²).

¹ La qualité des cours d'eau en Martinique. Edition 2007. Rapport DIREN.

² Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux de la Martinique. Volume 1: orientations et objectifs. Comité de bassin de la Martinique / DIREN Martinique 2002.

Toutes ces pollutions sont également à l'origine d'apports excessifs de sédiments et d'éléments nutritifs dans les eaux côtières, *via* les eaux de ruissellement et les eaux usées, favorisant l'eutrophisation du milieu marin en zone côtière (Bell, 1992 ; Koop *et al.*, 2001).

En Martinique, la dégradation des écosystèmes littoraux a été constatée dès les premières études sur le milieu marin (Adey *et al.*, 1977 ; Bouchon & Laborel, 1986 ; Smith *et al.*, 1997). Un programme de suivi de l'évolution de l'état de santé des communautés corallliennes a été initié en Martinique à travers le réseau IFRECOR (Initiative Française pour les Récifs Coralliens) et compte aujourd'hui 4 stations. Le protocole de suivi repose sur les protocoles GCRMN (Hill & Wilkinson, 2004) et CARICOMP (CARICOMP, 2001), modifiés par Bouchon *et al.* (2003). Les campagnes d'échantillonnage sont réalisées en plongée le long de transects permanents de 60 m (1 par site) marqués par des multi-décamètres (Figure I.6). Tous les organismes benthiques sessiles interceptés par le cordage sont identifiés par grands groupes systématiques et/ou jusqu'à l'espèce. Deux campagnes de suivis sont réalisées chaque année pour tenir compte des variations saisonnières des communautés récifales, en juin (saison sèche) et en novembre (saison humide). La méthode utilisée permet donc d'évaluer de façon précise la dynamique temporelle des communautés récifales. Toutefois, ces 4 sites ne donnent qu'une image restreinte et localisée des récifs. Aucune donnée relative à l'état de santé des biocénoses marines à l'échelle de la Martinique n'est disponible.

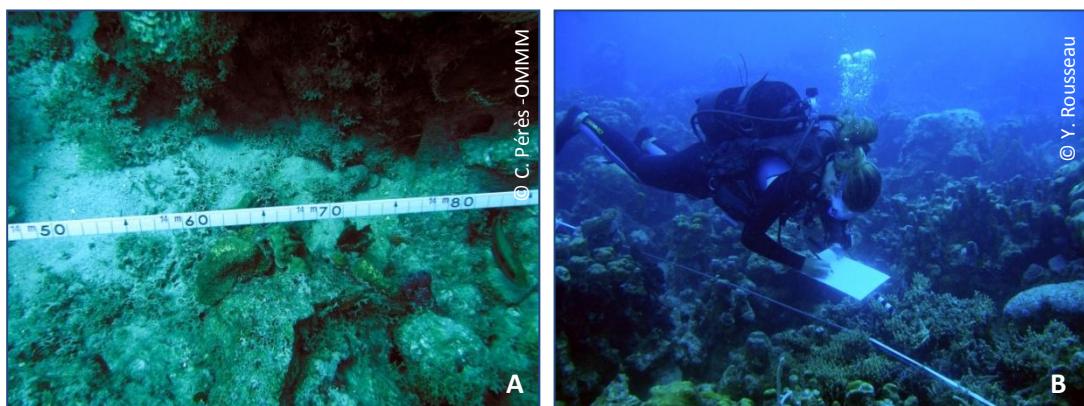


Figure I.6. Multi-décamètre déployé le long d'un transect permanent (A) permettant la réalisation de relevés des organismes benthiques (B).

III. Objectifs généraux

Le principal objectif de cette thèse est de produire une base de données cartographique des écosystèmes marins côtiers de la Martinique et d'essayer de mieux cerner leur état de santé en relation avec le développement des activités humaines, en pleine expansion depuis 30 ans.

Le chapitre II est consacré à la production d'une cartographie de la répartition géographique et des surfaces des substrats et des biocénoses marines du littoral martiniquais à travers le développement d'un système d'information géographique (SIG). Ce SIG accueillera des cartes géo-référencées et permettra une réévaluation périodique de l'état des récifs de la Martinique.

Le chapitre III présente l'évaluation de l'état de santé des communautés benthiques côtières. Une cartographie des sources potentielles de pressions anthropiques pouvant avoir un impact potentiel sur le milieu marin et de leur importance relative a été insérée dans le SIG. Les informations collectées au cours de ce travail permettront dans un second temps de mieux comprendre l'impact des facteurs de perturbations anthropiques sur l'état de santé des récifs de la région.

Le chapitre IV s'articule autour de la thématique dégradation des communautés benthiques, et plus particulièrement des récifs coralliens. Une étude préliminaire des peuplements algaux en liaison avec l'augmentation des concentrations en nutriments dans le milieu a été réalisée sur la côte sud caribéenne afin de préciser les effets directs des pressions anthropiques sur les communautés coralliniennes.

CHAPITRE 2

Caractérisation des écosystèmes marins côtiers de la Martinique



I. Objectif et problématique

La zone côtière est un espace complexe à l'interface terre/mer, composée de plusieurs écosystèmes : les récifs coralliens, les herbiers et les mangroves. Dynamique et fragile, elle caractérise un ensemble de milieux privilégiés renfermant une forte biodiversité. Les enjeux socio-économiques, écologiques et les conflits d'usages dont le littoral est l'objet imposent un besoin croissant de gestion, prenant en compte les milieux, leurs ressources et les activités humaines. Bien que la gestion durable de la zone côtière soit devenue un objectif de développement prioritaire en Martinique, le manque de données est fortement pénalisant pour les décideurs.

Les premières études sur les écosystèmes marins de la Martinique débutent à la fin des années 1970 (Adey *et al.*, 1977 ; Battistini, 1978 ; Chassaing *et al.*, 1978 ; Laborel, 1982 ; Laborel *et al.*, 1984 ; Bouchon & Laborel, 1986) et portent essentiellement sur la géomorphologie et la biodiversité des formations corallieennes. En 1997, Chauvaud, réalise une cartographie par télédétection des biocénoses marines côtières de la moitié sud du littoral martiniquais. IFREMER met en œuvre en 2000 la production d'une carte des formations sédimentaires du plateau insulaire à partir d'un sonar à balayage latéral et de photographies aériennes (Augris *et al.*, 2000). Le bureau d'étude Impact Mer réalise localement plusieurs cartographies des communautés benthiques (Impact-Mer, 1998, 2001, 2005). En 2005, la cartographie et la caractérisation des communautés benthiques dans leur globalité sur l'ensemble du littoral martiniquais étaient encore inconnues.

L'acquisition d'informations écologiques (localisation, nature, état de santé des biocénoses marines benthiques) et leur synthèse sous une forme cartographique trouve toute sa justification dans ce contexte. L'élaboration d'une base de données sur les fonds marins de la Martinique sous SIG (Système d'Information Géographique) est essentielle à la mise en œuvre d'une politique de gestion intégrée des zones côtières.

La réflexion engagée en 2002 par le comité local IFRECOR (Initiative Française pour les Récifs Coralliens) et la DIREN Martinique pour la réalisation d'une base de données cartographique maritime a permis d'établir la méthodologie générale adaptée à l'outil

développé pour la Martinique / dans le cadre de l'axe cartographie du plan d'action IFRECOR national – guide méthodologique cartographie des récifs coralliens. La typologie et la précision des informations ainsi que les moyens techniques nécessaires ont été définis en concertation avec le réseau IFRECOR et ont fait l'objet d'un cahier des charges techniques (OMMM / Projet de constitution d'une base de données cartographique sur le milieu marin côtier – Note technique 2002).

L'objectif du projet est de combiner les données écologiques de la frange côtière de Martinique entre 0 et 50 mètres de profondeur sous la forme de 3 couches d'information : substrat, biocénoses benthiques et état de santé des biocénoses.

Ce deuxième chapitre a pour but la caractérisation des habitats benthiques en termes d'identification et de distribution spatiale. Quelle est la nature des substrats et des biocénoses benthiques autour du littoral martiniquais ? Leur distribution est-elle homogène autour de la Martinique ? L'utilisation de plusieurs techniques de cartographie permettra de répondre à ces questions.

II. Les techniques de cartographie des écosystèmes marins

II.1. Historique

Les premières campagnes d'exploration des fonds marins à grande échelle débutent dès la fin du XIX^e siècle. Ces expéditions, comme la H.M.S Challenger (Société Royale de Londres), parcoururent des milliers de kilomètres dans tous les océans du globe, réalisant principalement des sondages et des prélèvements (Figure II.1). Avec l'évolution des sciences physiques et les progrès réalisés en électromagnétique, lumière et acoustique, les capacités des expéditions pour investiguer l'environnement océanique se développent. L'énergie électromagnétique et la lumière sont rapidement écartées en raison de leur rapide atténuation provoquée par la forte conductivité de l'eau salée. L'énergie acoustique, caractérisée par une bonne propagation dans l'eau de mer, offrant un transfert efficace de l'énergie sous l'eau, apparaît comme la technique la plus adaptée. Les premières études de mesure des profondeurs et de détection d'objets sous-marins grâce aux ondes sonores et à l'écholocation ont lieu au début des années 1910.

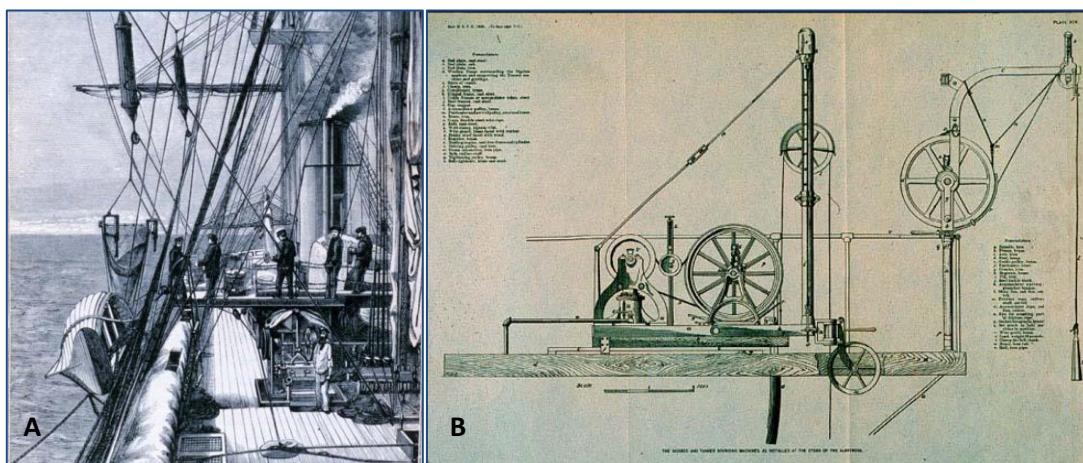


Figure II.1. Equipment de prélèvement et de sondage à bord du HMS Challenger (A), Diagramme de la machine de sondage de Sigsbee en 1875(B) (Photos de la librairie NOAA).

Le déclenchement de la 1^{ère} guerre mondiale a ensuite été le moteur pour le développement des techniques acoustiques et de leur application dans divers domaines. Le terme « SONAR », Sound Navigation and Ranging, a été utilisé pour la première fois à cette période. Ces avancées de « guerre » concernant l'acoustique sous-marine ont aussi été appliquées à la recherche océanographique, des institutions océanographiques naissantes commençant des investigations à grande échelle sur les bassins océaniques. Les

échosondeurs deviennent de plus en plus sophistiqués pour préciser la bathymétrie, alors que les systèmes de sonar latéral et sismique évoluent pour cartographier les fonds marins.

Les études de cartographie des fonds marins se multiplient vers la fin des années 70 avec l'émergence de nouvelles techniques telles que la télédétection et notamment l'utilisation d'images satellites (Smith *et al.*, 1975 ; Hopley, 1978). Mais c'est à partir des années 90 que la recherche dans ce domaine rencontre son plein essor et se focalise sur la cartographie des habitats marins pour une meilleure connaissance des écosystèmes et leur gestion durable (Manière *et al.*, 1993 ; Sheppard *et al.*, 1995 ; Davies *et al.*, 1997 ; Greenstreet *et al.*, 1997 ; Sotheran *et al.*, 1997 ; Chauvaud *et al.*, 1998 ; Van De Beuque *et al.*, 1999).

II.2. Applications et usages

L'objectif premier de la cartographie des fonds marins est l'acquisition d'informations sur les habitats benthiques. Elle est un moyen précis d'identifier et de caractériser chaque habitat dans son contexte. La connaissance des fonds marins est indispensable pour le développement et la mise en œuvre de politiques de gestion et de protection adaptées des écosystèmes. En dehors de sa valeur écologique et patrimoniale, la cartographie des habitats benthiques est un outil primordial pour l'évaluation et le suivi des évolutions de l'environnement marin dans un milieu soumis de à des pressions anthropiques croissantes.

Les réponses des écosystèmes côtiers aux perturbations environnementales, qu'elles soient d'origine naturelle ou anthropique, peuvent aujourd'hui être observées à une échelle géographique grâce aux techniques de cartographie.

Au début des années 80, le bassin de la Caraïbe est confronté à une épizootie massive de l'oursin diadème *Diadema antillarum*, entraînant un effondrement de la pression des herbivores à l'origine d'un développement spectaculaire des macroalgues sur les récifs coralliens (Hughes, 1994b). Ce changement dans la composition des communautés benthiques récifales a été largement étudié grâce à l'utilisation de techniques optiques (images satellites et photographies aériennes) pour cartographier l'évolution de la couverture corallienne et la fragmentation des habitats (Pasqualini *et al.*, 1999 ; Dobson & Dustan, 2000 ; Dustan *et al.*, 2001 ; Palandro *et al.*, 2003 ; Palandro *et al.*, 2008). De la même

manière, l'utilisation de ces techniques de cartographie optiques permet d'analyser et d'évaluer l'impact d'autres évènements naturels tels que les cyclones (Loubersac *et al.*, 1988) ou les phénomènes de blanchissement corallien dus principalement au réchauffement climatique (Andréfouët *et al.*, 2002 ; Elvidge *et al.*, 2004).

La cartographie des habitats benthiques est également un outil utile pour identifier les effets de dégradation de l'habitat directement associés aux activités humaines. La maintenance des chenaux de navigation dans les estuaires ou les zones portuaires en est un exemple. Pour entretenir une profondeur adéquate aux navires commerciaux, ces chenaux doivent être régulièrement dragués pour retirer les matériaux (sédiments, débris, et matière organique) apportés par le ruissellement et accumulés sur le fond. A l'issue du processus de dragage, le matériel extrait est bien souvent relargué dans le milieu marin, plus ou moins loin de la côte. La santé de l'habitat étant directement concernée, la zone draguée et celle qui recueillera le matériel extrait doivent être bien connues. La cartographie des fonds marins est un outil indispensable pour évaluer l'impact de telles activités sur l'habitat benthique et pour suivre leur évolution au cours du temps (Moufaddal, 2005).

La pêche artisanale est également un secteur économique où la cartographie peut jouer un rôle important. De nombreuses études cartographiques ont mis en évidence l'impact des chaluts et autres filets de pêche sur les sédiments et les communautés benthiques pour évaluer l'importance des dommages occasionnés par les engins de pêche sur les habitats et les organismes. En cartographiant ces habitats à différents moments, des taux de rétablissement/appauvrissement des peuplements peuvent être estimés. Ces informations sont cruciales pour les décideurs lors des prises de décision sur la fermeture de zones de pêche et la durée nécessaire au rétablissement des populations exploitées et la restauration des habitats. Toujours dans un esprit de gestion durable de la ressource marine, la cartographie des habitats benthiques peut être utilisée pour définir l'aptitude de certaines zones à l'implantation de structures aquacoles en fonction des informations collectées sur les habitats naturels de la ressource exploitée (Green *et al.*, 1996).

Enfin, avec la prise de conscience de la nécessité de protection et de gestion durable des écosystèmes marins, l'effort de la communauté scientifique et politique se porte aujourd'hui de plus en plus sur le développement et la mise en place d'aires marines protégées (AMP). Le principal objectif d'une AMP est de préserver la biodiversité à l'échelle de l'écosystème, de l'espèce et de la génétique. La localisation de ces réserves et leur

délimitation nécessitent une connaissance détaillée des habitats critiques sur de vastes étendues géographiques. La cartographie des habitats marins est aujourd’hui l’outil le plus adapté pour identifier la distribution et la structure des écosystèmes marins à grande échelle et ainsi mettre en place des AMP fonctionnelles (Banks & Skilleter, 2002 ; Roff *et al.*, 2003 ; Jordan *et al.*, 2005).

II.3. Techniques employées

Un grand nombre d’outils et de techniques sont aujourd’hui disponibles pour cartographier et étudier les habitats benthiques. Ces méthodes sont caractérisées par leur précision d’acquisition de données et leur champ d’action : certaines peuvent être utilisées pour identifier différents habitats à grande échelle sur l’ensemble d’une zone d’intérêt (de l’ordre de centaines ou de milliers de km²). D’autres en revanche permettent aux scientifiques d’obtenir un aperçu plus précis et minutieux de petites portions des fonds sur des secteurs bien localisés.

La première étape d’un projet de cartographie est donc de définir la résolution des cartes nécessaire pour répondre à l’objectif de l’étude. Alors qu’il semble généralement souhaitable de collecter des données à une résolution la plus élevée possible pour produire des cartes détaillées et précises, plusieurs facteurs tels que l’aspect financier, le temps, les moyens disponibles et les contraintes physiques doivent être pris en compte. Un compromis entre différentes méthodes tenant compte de tous ces éléments doit bien souvent être trouvé. La deuxième étape pour définir les outils cartographiques adaptés au projet est d’identifier les caractéristiques physiques de la zone d’étude telles que la transparence de l’eau, la profondeur, la topographie des fonds et la taille de la zone de travail. En effet, certaines méthodes peuvent être adaptées pour cartographier des eaux claires peu profondes mais seront inefficaces dans les eaux turbides des estuaires ou en zone profonde. Les techniques de cartographie existantes peuvent être classées en deux grandes catégories : les techniques optiques et les techniques acoustiques.

II.3.1. Les techniques optiques

Les techniques optiques rassemblent les méthodes utilisant des images obtenues à distance à l'aide de plates-formes aéroportées ou spatiales. Elles permettent de collecter rapidement des données à grande échelle sur une zone d'intérêt. Trois grandes catégories peuvent être distinguées en fonction du système d'exploitation et des paramètres mesurés : la photographie aérienne, l'imagerie satellitaire et l'imagerie numérique hyperspectrale.

Reconnue depuis plusieurs décennies, **la photographie aérienne** est un outil performant pour identifier la nature et la distribution spatiale des habitats benthiques dans la zone photique (Green *et al.*, 1996 ; Finkbeiner *et al.*, 2001). Pour fournir des données spatiales précises, les photographies aériennes doivent être géoréférencées, c'est à dire assignées à des coordonnées géographiques. Des systèmes GPS embarqués sur l'avion permettent d'obtenir des informations précises sur la position. Les photographies aériennes sont souvent traitées numériquement et ensuite importées dans un SIG pour analyser les habitats benthiques. Ces images géo-référencées peuvent être combinées pour produire une image composée, appelée une mosaïque photo, d'une large zone.



Figure II.2. Exemple de clichés aériens réalisés par l'IGN en 2004 sur la façade atlantique de la Martinique pour la constitution d'une mosaïque à l'échelle de l'île.

Les clichés aériens, facilement disponibles, permettent de couvrir de vastes zones et fournissent une résolution suffisante pour détecter des entités submergées de taille inférieure à 1 m (Figure II.2). Cette technique est couramment utilisée pour cartographier les structures récifales, les herbiers ou identifier des blooms algaux (Sheppard *et al.*, 1995 ;

Pasqualini *et al.*, 1998 ; Franklin *et al.*, 2003 ; Cassata & Collins, 2008 ; Walker *et al.*, 2008). Elle peut également être employée dans l'identification de zones où les habitats ont été fragmentés par les activités humaines telles que la pêche à la dynamite sur les récifs coralliens ou la pêche au chalut de fond. La photographie aérienne est en revanche limitée par les conditions environnementales telles que la turbidité de l'eau (provoquée par le ruissellement, les blooms planctoniques et les matières en suspension dans la colonne d'eau), l'angle du soleil (flash et ombres), la couverture nuageuse et les vagues de surface. Cependant, en planifiant avec précaution les missions, les effets de ces conditions peuvent être minimisés. Suivant l'importance des paramètres environnementaux, la zone exploitable par photographie aérienne peut varier de 2 m (pour les eaux estuariennes) à 30 m de profondeur pour les eaux tropicales claires.

L'imagerie **satellite** est un moyen de visualiser une très large surface dans une très courte période de temps et à un coût relativement faible. Les capteurs des satellites créent des images de la terre vue de l'espace à partir de radiations électromagnétiques couvrant une gamme de fréquences des ondes radios aux rayons gamma. De la même manière qu'une radiation électromagnétique venant du soleil, la radiation émise par le satellite frappe des objets sur terre et une portion de cette radiation est réfléchie vers le satellite. Les capteurs sur le satellite mesurent la longueur d'onde et l'intensité de la radiation réfléchie. Différents matériaux réfléchissent des longueurs d'onde de lumière différentes, créant un motif unique, appelé spectre. Le spectre fournit une signature qui peut être utilisée pour identifier des habitats benthiques tels que les coraux vivants, le sable ou les algues grâce à des logiciels spécialisés utilisant des classifications supervisées ou non supervisées (Hochberg *et al.*, 2003). Plusieurs satellites sont aujourd'hui utilisés pour acquérir des images des fonds marins : les satellites SPOT et LANDSAT dont la résolution varie entre 30 m et 5 m ; mais également les satellites IKONOS et QUICKBIRD, plus récents, qui permettent d'atteindre une résolution de 4 m à moins d'un mètre (Figure II.3). Il est aussi possible de créer des images multiples d'une zone particulière à l'aide de différentes longueurs d'onde de lumière (de différentes parties du spectre de lumière). Il s'agit de l'imagerie multispectrale, une technique qui a fait ses preuves pour la cartographie des habitats benthiques dans certains environnements marins peu profonds et notamment les eaux tropicales claires. Les bandes de large spectre de la lumière visible (rouge, vert et bleu) sont utilisées pour différencier des

types d'habitats tels que le sable, les herbiers, les coraux et les substrats durs dans les récifs coralliens où l'imagerie aéroportée n'est pas disponible (Chauvaud *et al.*, 2001 ; Mumby & Edwards, 2002 ; Andréfouët *et al.*, 2003 ; Riegl & Purkis, 2005 ; Mishra *et al.*, 2006 ; Vela *et al.*, 2008 ; Wabnitz *et al.*, 2008).



Les techniques d'imagerie satellite ont cependant leurs limites. La détection des formations sous-marines en milieu littoral est souvent difficile, la réflexion de l'eau produisant des signatures similaires à celles des terres adjacentes. De la même manière que pour la photographie aérienne, la couverture nuageuse ou la transparence des eaux sont des facteurs limitant importants puisqu'ils peuvent bloquer la réflexion de la lumière. La réflexion du soleil à la surface de l'eau peut également causer des interférences et réduire considérablement les possibilités d'identification des habitats. Enfin, la résolution de certaines images satellites est parfois trop faible pour distinguer et cartographier précisément des habitats complexes. L'apparition de satellites haute résolution (IKONOS, QUICKBIRD) permet aujourd'hui de résoudre ce problème, mais l'acquisition de ces images reste très coûteuse et difficilement accessible.

L'imagerie hyperspectrale aéroportée est l'une des techniques les plus récentes développée pour cartographier les écosystèmes marins. Elle est basée sur la séparation du spectre de lumière visible et infrarouge en de nombreuses bandes (>100), étroites et adjacentes. Le capteur, généralement placé sur un avion léger ou un hélicoptère, enregistre

des images haute résolution de la même scène dans plusieurs longueurs d'onde. Les objets réfléchissant des longues d'onde différemment, l'analyse des images permet d'obtenir de nombreuses informations sur les propriétés physiques des objets et d'identifier des habitats benthiques composés de corail vivant ou de communautés algales (Andréfouët *et al.*, 2004) (Figure II.4). Cette technique rassemble donc les avantages des deux méthodes précédentes (photographie aérienne et imagerie satellite) : données numériques haute résolution sous forme de bandes spectrales distinctes (Mumby *et al.*, 1998). Deux capteurs numériques aéroportés sont disponibles : le système CASI (Compact Airborne Spectrographic Imager, le plus utilisé) et le système AVIRIS (Airborne Visible InfraRed Imaging Spectrometer).

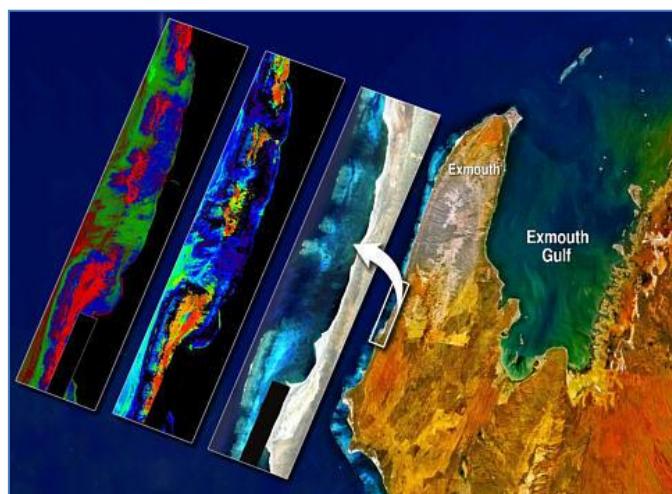


Figure II.4. Images hyperspectrales du récif du parc marin de Ningaloo en Australie. Photo © AIMS.

L'imagerie hyperspectrale aéroportée est une technologie relativement nouvelle pour la classification des habitats benthiques dans les zones côtières. Les limites de la méthode sont principalement son coût élevé et sa disponibilité réduite pour les utilisateurs. Bien que cette technique permette d'obtenir une meilleure résolution que les instruments multispectraux, elle reste, de la même manière que pour la photographie aérienne, limitée par les conditions environnementales telles que la turbidité, la profondeur ou les reflets du soleil. L'imagerie hyperspectrale peut être utilisée pour suivre des zones océaniques ou côtières, des marées noires et des effluents d'usines, des bancs de poissons et des écoulements d'eau en zone littorale. Elle a été particulièrement employée pour cartographier les habitats benthiques tropicaux et notamment l'état de santé des récifs coralliens grâce à l'estimation de la couverture en corail vivant et en macroalgues (Mumby *et al.*, 2004).

II.3.2. Les techniques acoustiques

Comme souligné à plusieurs reprises dans la partie précédente, de nombreux habitats benthiques ne peuvent être cartographiés efficacement dû aux limites des techniques aériennes. Cela inclue les environnements marins turbides et profonds où la diffusion de la lumière à travers la colonne d'eau est restreinte et ne permet pas un retour suffisant du signal lumineux vers les capteurs aériens ou satellites. Les méthodes acoustiques sont aujourd'hui un moyen effectif de caractériser les fonds et cartographier les habitats marins, même dans les zones où la transparence de l'eau est limitée. Les systèmes utilisés sont variés, de petites installations tractées derrière une embarcation légère aux équipements complexes installés à bord de bateaux océanographiques. Les techniques acoustiques sont basées sur l'émission d'un ou de plusieurs faisceaux d'ondes sonores et de leur réception après réflexion sur le fond ou des objets. Des informations sur la nature du fond et la profondeur sont collectées. Toutes les techniques acoustiques nécessitent des vérifications terrain par des prélèvements physiques (carottages, bennes) ou de l'imagerie (observations en plongée, caméras sous-marines) pour calibrer et valider les données acoustiques. Trois catégories de techniques peuvent être distinguées : les échosondes, le sonar latéral et les systèmes de classification acoustique des fonds (ASCS).

Les **échosondes** sont principalement utilisés lors de campagnes bathymétriques pour collecter des informations sur la profondeur et caractériser les fonds marins. Des ordinateurs couplés au transducteur (émission et réception des ondes) mesurent précisément le temps de retour de l'onde réfléchie (écho) et calculent la profondeur à partir de la vitesse de propagation du son dans l'eau (approximativement 1 500 m par seconde). L'analyse de l'intensité des échos (propriété appelée « backscatter ») permet également d'obtenir des informations sur la composition du fond : un retour acoustique fort indique un substrat dur tel que de la roche ou du gravier, alors qu'un retour faible caractérise un substrat meuble tel que de la vase ou des sédiments fins. Grâce à ces informations, les formations benthiques telles que les mégardes sédimentaires et les affleurements rocheux mais également des unités artificielles telles que les épaves ou les câbles sous-marins peuvent être localisés. Des zones dangereuses ou inadaptées pour les navires ou les engins

de pêche peuvent ainsi être identifiées. L'utilisation d'échosondes est également très développée dans le secteur de la pêche pour détecter et localiser les bancs de poissons.

Les échosondes peuvent transmettre un ou plusieurs faisceaux d'ondes simultanément. Les sondes mono-faisceau collectent des points distincts le long de lignes d'échantillonnage (Figure II.5A) alors que les sondes multifaisceaux collectent des données bathymétriques de haute résolution sur une large bande de fond (Figure II.5B).

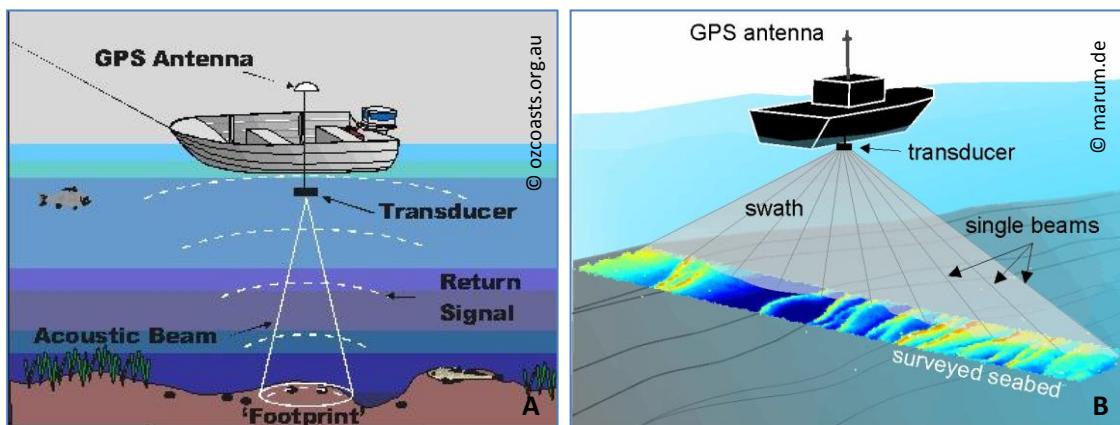


Figure II.5. Schéma d'acquisition de données d'un échosondeur mono-faisceau (A) et multifaisceaux (B).

Durant la majeure partie des 50 dernières années, la bathymétrie mono-faisceau a été la principale méthode utilisée pour cartographier le fond en raison de son faible coût, de son utilisation simple, et de la précision de collecte des données topographiques (Anderson *et al.*, 2008). Cette technique ne couvre cependant que 5 à 10% du secteur prospecté, la zone entre les lignes d'échantillonnage adjacentes n'étant pas échantillonnée. L'angle d'ouverture du sondeur et la profondeur déterminent la zone insonifiée : un sondeur avec une ouverture de 15° éclaire une surface de 1,25 m de diamètre à 5 m de profondeur et de 15 m à 60 m de profondeur. Les données nécessitent une interpolation entre les lignes d'échantillonnage lors de la construction de contours ou de cartes Grid, limitant ainsi la résolution nécessaire à la détection de petites formations. La fréquence d'émission (entre 1 et 500 kHz) du transducteur est également un facteur conditionnant la résolution des données. Les hautes fréquences permettent une meilleure résolution mais le signal est d'avantage atténué par la colonne d'eau. Les basses fréquences engendrent une meilleure pénétration au sein de la colonne d'eau au détriment d'une plus petite résolution.

Les systèmes multifaisceaux fournissent 100% de couverture du fond en haute résolution grâce au déploiement de plusieurs faisceaux acoustiques (Figure II.5B). Ils génèrent ainsi un grand volume de données bathymétriques à la fois le long et entre les lignes d'échantillonnage. Les sondeurs multifaisceaux constituent un outil puissant pour cartographier les habitats benthiques (Li & King, 2007 ; McGonigle *et al.*, 2009). Les systèmes haute-résolution peuvent détecter précisément et définir des formations du fond jusqu'à un mètre de diamètre. Souvent installés sur une base semi-permanente, ces systèmes sont beaucoup moins faciles d'utilisation que les systèmes mono-faisceau et peuvent restreindre la manœuvrabilité du bateau. Leur coût élevé, le volume de stockage des données nécessaire, la complexité de la calibration du système et du traitement des données sont les inconvénients majeurs de cette technique (Anderson *et al.*, 2008).

Le **sonar latéral** fournit une imagerie des fonds marins de haute résolution, de qualité presque photographique. Le système est constitué de deux transducteurs, logés dans un « poisson », émettant une onde acoustique à incidence oblique dont le retour est enregistré en fonction du temps. L'émission et la réception successive des signaux permettent de sonder une large bande transversale à la route du navire (Figure II.6). L'amplitude des ondes réfléchies est mesurée et transmise à un enregistreur graphique qui après correction de plusieurs paramètres, affiche en continu une image acoustique en teintes de gris appelée sonogramme. Les nuances de gris varient suivant l'intensité de rétro-diffusion des ondes acoustiques. Ces images détaillées du fond, comme une sorte de « négatif », permettent de collecter des informations précises sur la nature du substrat. Des informations peuvent être obtenues sur la topographie des fonds grâce à l'analyse des zones d'ombre, c'est-à-dire des zones non insonifiées car masquées par des obstacles (Figure II.6).

Les systèmes de basse fréquence (autour de 100 kHz) fournissent une couverture large et sont utilisés pour créer des mosaïques de la zone entière d'échantillonnage. Les systèmes à haute fréquence (300 kHz et au dessus) peuvent fournir des images de plus haute résolution permettant d'acquérir des informations détaillées d'objets distincts ou de formations sur le fond. Ces hautes fréquences ont des portées plus courtes et sont généralement utilisées pour créer une image d'une formation particulière ou d'une zone d'intérêt. Certains sonars latéraux sont très sensibles et peuvent mesurer des formations sur le fond de l'océan d'une taille inférieure à 10 cm.

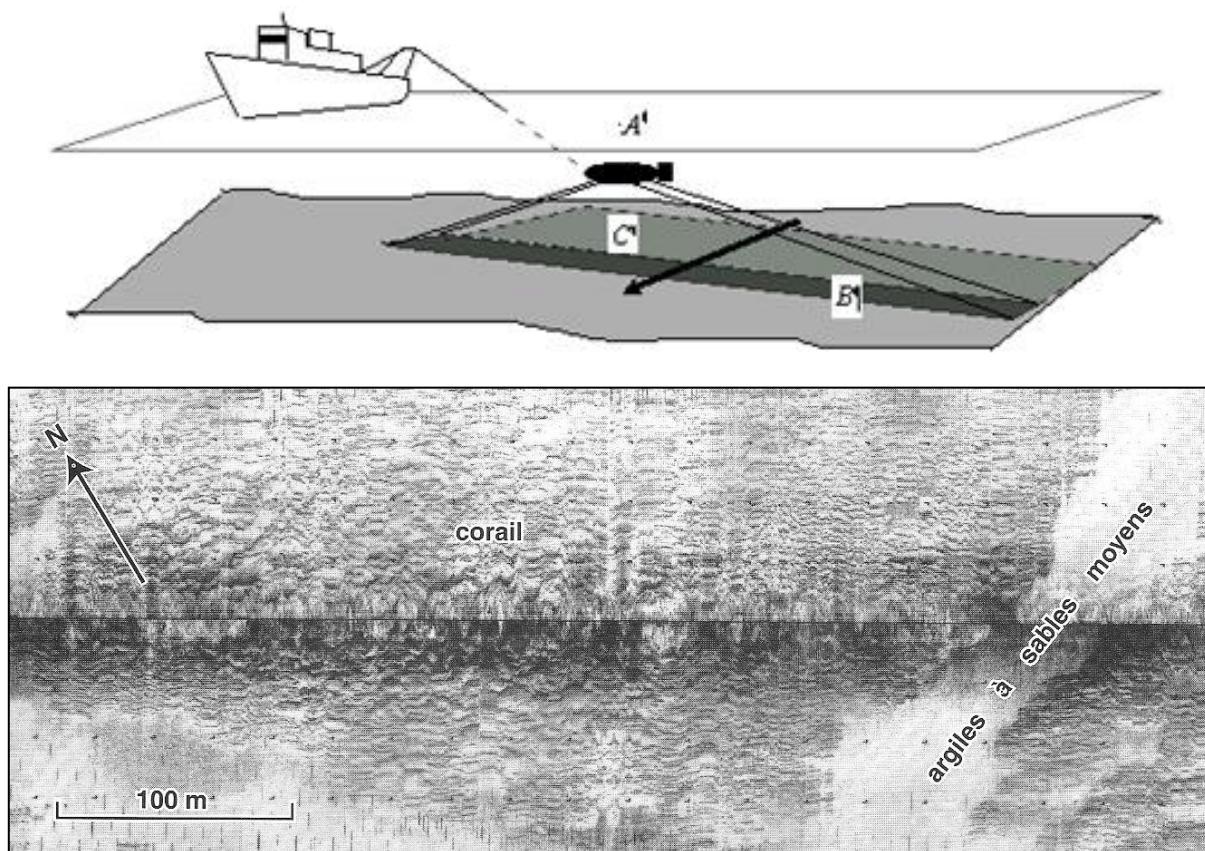


Figure II.6. Principe de fonctionnement du sonar à balayage latéral (A : poisson remorqué, B : surface insonifiée instantanée, C : surface couverte par les émissions précédentes) et exemple de sonogramme (© Ifremer, 2000).

De nombreuses études ont montré l'efficacité des sonars latéraux pour cartographier les habitats benthiques des eaux côtières, notamment dans les eaux turbides où les techniques optiques ne sont pas efficaces (Pasqualini *et al.*, 1998 ; McRea Jr *et al.*, 1999 ; Pasqualini *et al.*, 2000 ; Brown *et al.*, 2002 ; Cochrane & Lafferty, 2002 ; Franklin *et al.*, 2003 ; Kendall *et al.*, 2005).

Les systèmes de classification acoustique des fonds (ASCS) sont basés sur l'utilisation d'échosondes mono-faisceau. En dehors de la mesure de la profondeur, les ASCS mesurent également les propriétés physiques des fonds marins sur la base de l'analyse du signal de retour. Ces informations acoustiques sont interprétées en termes de "dureté" acoustique (coefficients de réflexion acoustique) et de "rugosité" acoustique (coefficients de diffusion). L'indice de dureté informe sur le type de substrat (roche, sable, vase) alors que l'indice de rugosité renseigne sur la topographie du fond, permettant ainsi de distinguer différents habitats (Foster-Smith *et al.*, 2001 ; Ehrhold, 2003). Plusieurs systèmes de classification acoustique des fonds existent mais les deux principaux disponibles sur le marché sont les

systèmes RoxAnn™ et QTC View™. Le système RoxAnn™ est basé sur l'analyse de deux paramètres, E1 et E2, issus respectivement des deux premiers échos du signal acoustique. Les valeurs minimales et maximales de ces deux variables, combinées sous la forme d'un diagramme cartésien XY, permettent de déterminer une relation entre l'intensité des indices et le type de fond (Figure II.7). Des boîtes sont ainsi définies : un substrat rocheux est caractérisé par de fortes valeurs de E1 et E2 alors qu'un fond meuble vaseux est défini par des valeurs faibles.

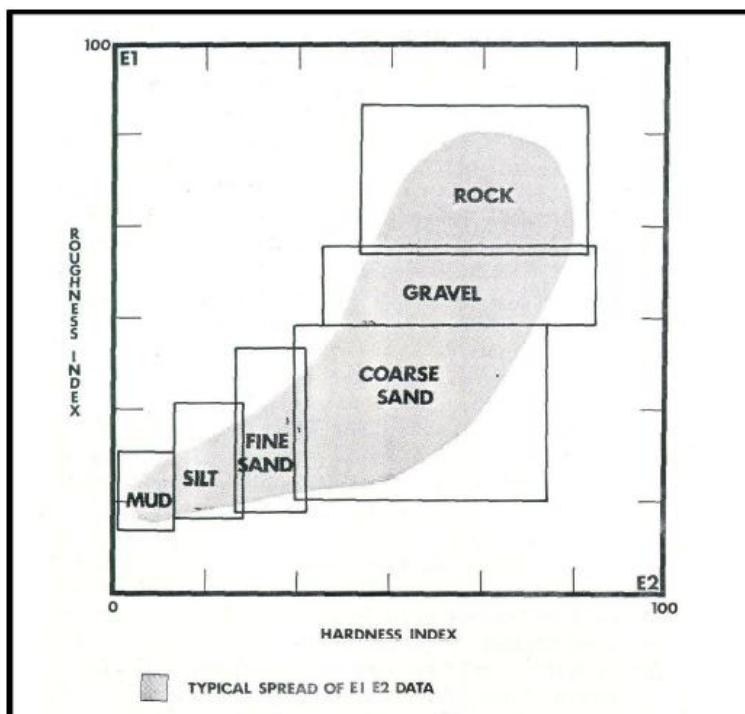


Figure II.7. Relation de principe entre la rugosité E1 et la dureté E2 (Ehrhold, 2003).

Le système QTC-View™ fonctionne différemment du système RoxAnn™. Grâce à de nombreux algorithmes, il examine l'allure de régions spécifiques du premier écho, appelées paramètres Q1, Q2 et Q3 (Hamilton *et al.*, 1999 ; Ehrhold, 2003). A l'inverse de RoxAnn, le second écho n'est pas utilisé. Les paramètres Q sont choisis automatiquement par le logiciel QTC grâce à une analyse en composantes principales ACP de la combinaison des données (166 paramètres). Le système peut fonctionner en mode supervisé ou non supervisé.

Les systèmes acoustiques de classification des fonds sont facilement disponibles à un coût relativement faible, et permettent de collecter des données rapidement (Hamilton *et al.*, 1999 ; Foster-Smith *et al.*, 2001). Depuis une dizaine d'années, ces techniques ont été

largement utilisées pour identifier les habitats benthiques des zones tempérées (Greenstreet *et al.*, 1997 ; Anderson *et al.*, 2002 ; Freitas *et al.*, 2003) mais également pour cartographier la distribution des récifs coralliens dans les zones inaccessibles aux techniques optiques (White *et al.*, 2003 ; Riegl & Purkis, 2005 ; Walker *et al.*, 2008). Ces systèmes portatifs peuvent être déployés sur des bateaux d'opportunité et leurs besoins électriques sont minimaux. Ils sont en revanche hautement dépendants de la calibration terrain ; les données qu'ils produisent sont donc très difficiles à interpréter sans échantillonnage physique, vidéo ou en plongée. Tout type de substrat rencontré doit être vérifié pour interpréter les données précisément et relier les signatures acoustiques avec le schéma de classification du fond. Un échantillonnage extensif à fine échelle peut être requis, particulièrement dans les zones où les fonds sont complexes. De plus, ces systèmes requièrent une calibration initiale pour chaque lieu d'étude afin d'interpréter les retours de signaux et classifier les types de couverture benthiques. Enfin, le faisceau étroit de ces systèmes produit une empreinte acoustique relativement réduite en surface et dépendante de la profondeur, permettant difficilement une couverture continue du fond.

III. Méthodes

Les eaux côtières de la Martinique, comme autour de nombreuses autres îles de la Caraïbe, sont de plus en plus confrontées à une augmentation de la turbidité résultant principalement des pressions anthropiques. Ce facteur réduit considérablement les possibilités d'utilisation des techniques optiques ; l'interprétation visuelle des habitats étant possible en Martinique jusqu'à une profondeur moyenne comprise entre 7 et 12 m. Par ailleurs, le plateau insulaire de l'île est caractérisé par des pentes accres sur toute la façade caraïbe limitant l'emploi de techniques passives de traitement d'images. L'acquisition des données fondamentales pour l'élaboration de la cartographie des biocénoses littorales a donc nécessité la combinaison de plusieurs techniques adaptées aux profondeurs d'échantillonnage. Les fonds marins côtiers ont été découpés en deux zones : une zone « peu profonde » couvrant la surface des fonds entre 0 et 7 m, et une zone « profonde » correspondant aux fonds entre 7 et 50 m.

Les photographies aériennes de la campagne IGN de 2004 ont été utilisées pour cartographier les fonds peu profonds. Des méthodes acoustiques ont été choisies pour investiguer la zone profonde. Néanmoins, l'utilisation de ces dernières nécessitant des connaissances et des moyens techniques particuliers, une collaboration a été développée avec le bureau d'étude Envision Mapping Ltd. (basé à Newcastle en Angleterre) pour réaliser le travail d'acquisition, de traitement des données et de production de cartes. Spécialisés dans la cartographie acoustique des habitats marins, ces professionnels possèdent une expérience internationale dans le domaine tropical avec de nombreuses cartographies des habitats marins produites dans la Caraïbe (Nicaragua, Belize, Nevis/St Kitts, Saba, Curaçao).

Les techniques acoustiques employées dans cette étude ont été définies par Envision, en fonction du budget, de la précision demandée et de la taille de la zone à cartographier. En effet, chaque méthode acoustique est caractérisée par son champ d'action (quelques centaines à plusieurs milliers de mètres carrés), sa résolution mais également son coût d'utilisation (cf § II.3.2).

III.1. Typologie des informations collectées

Une typologie des informations à collecter pour réaliser une base de données cartographique des fonds marins côtiers a été déterminée sur la base des connaissances locales des écosystèmes marins et dans un souci de simplification de la méthodologie générale.

La frange côtière entre 0 et 50 m de profondeur autour de la Martinique représente une surface d'environ 450 km². Couvrir l'ensemble d'une telle surface à un degré de précision maximal compte tenu des contraintes techniques et temporelles nécessite la définition d'une échelle de travail. L'échelle de résolution de l'outil SIG retenue pour la cartographie des habitats marins est la même que celle utilisée par le SHOM pour la production des cartes de navigation : le 1/25 000^e. Cette échelle permet d'obtenir une vision globale de l'île tout en conservant une précision adaptée pour l'étude de secteurs précis.

Sept grandes catégories de substrat ont été définies en accord avec les travaux déjà réalisés en Martinique et en Guadeloupe (Boutry, 2001 ; Impact-Mer, 2001, 2005) dans le cadre d'études cartographiques (Tableau II.1).

De la même manière que pour le substrat, six catégories de biocénoses ont été retenues sur la base des études déjà effectuées en Martinique (Boutry, 2001 ; Impact-Mer, 2001, 2005) (Tableau II.2). Ces catégories sont uniquement déterminées à partir de la biocénose vivante majoritaire et ne prennent pas en compte les caractéristiques géomorphologiques des habitats (récif en patch, platier récifal, crête algale, récif à éperons et sillons) comme d'autres études peuvent le faire (Andréfouët *et al.*, 2003 ; Andréfouët & Guzman, 2005 ; Walker *et al.*, 2008).

Tableau II.1. Typologie et description des substrats cartographiés sur le littoral de la Martinique.

Substrat	Description	Photo
Roche	Plateforme ou blocs de roche	 ©Cécile Péres - OMM
Corail	Substrat constitué de squelettes de colonies coraliennes (vivantes ou mortes)	 ©Cécile Péres - OMM
Sable	Substrat constitué de sable fin à grossier	 ©Envision Ltd. - OMM
Détritique	Substrat de granulométrie variable constitué de débris de coraux, coquilles de mollusques, algues calcaires ou de galets	 ©Hélène Legrand - OMM

Sablot-vaseux

Substrat constitué de sable très fin à argileux



©Envision Ltd. - OMM

Vase

Substrat constitué de vases



©Envision Ltd. - OMM

Sable et Roche/Corail

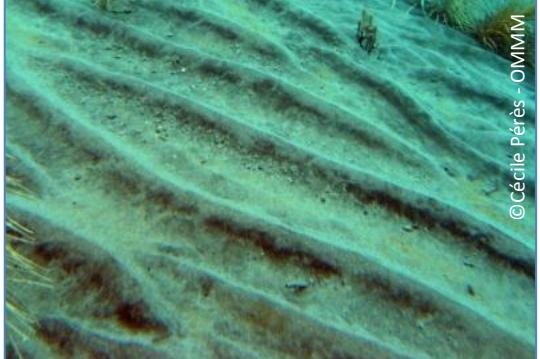
Substrat sableux avec alternance de blocs / avancées rocheuses ou de massifs coralliens



©Hélène Legrand - OMM

Tableau II.2. Typologie et description des biocénoses marines benthiques cartographiées sur le littoral de la Martinique.

Biocénose	Description	Photo
Communauté corallienne	La couverture corallienne est dominante sur substrat dur corallien ou rocheux. Elle peut être constituée d'une association de coraux, éponges et gorgones	 ©Hélène Legrand - OMMI
Herbier de phanérogames marines	Association plus ou moins dense de phanérogames marines	 ©Cécile Péres - OMMI
Communauté mixte	Peuplements de coraux, éponges, gorgones formant des massifs coralliens en association avec des herbiers de phanérogames marines ou des algues vertes calcaires	 ©Cécile Péres - OMMI
Communauté algale	Association d'algues sur substrats variables	 ©Cécile Péres - OMMI

Communauté de spongiaires et de gorgonaires	Association de gorgones et de spongiaires sur substrat dur ou meuble		©Cécile Péres - OMM
Communauté de fonds meubles nus	Association clairsemée d'algues, de phanérogames et d'échinodermes sur les dépressions de sables détritiques		©Cécile Péres - OMM

III.2. Acquisition des données

III.2.1. Zone 0-7 m

La mosaïque de photographies aériennes géoréférencées (IGN, 2004) est composée de 89 photographies en vraies couleurs (Figure II.8) d'une résolution de 50 cm, couvrant la totalité du littoral martiniquais et représentant une surface exploitable des fonds estimée à environ 150 km².

Les orthophotographies (=orthophotos) ont été intégrées dans le logiciel ArcGis® 9.1. Afin de travailler à une échelle adaptée à la précision souhaitée, l'ensemble de la zone côtière a été divisée en 58 secteurs (cartes au 1/17 000^e, Annexe 1). Dans chaque secteur, des unités biocénotiques préliminaires ont été délimitées par identification visuelle (Figure II.9) sur la base des variations de couleur et/ou de contraste combinées aux connaissances disponibles des fonds. La taille minimale des objets pris en compte est de 25 m.



Figure II.8. Photographie aérienne de la Baie du Marin en Martinique (IGN 2004).

Une stratégie d'échantillonnage stratifié aléatoire a ensuite été définie pour mettre en place la phase de vérifications terrain. Des points GPS ont été positionnés sur chaque biocénose identifiée à partir des cartes prédictives réalisées par photo-interprétation (Figure II.9).

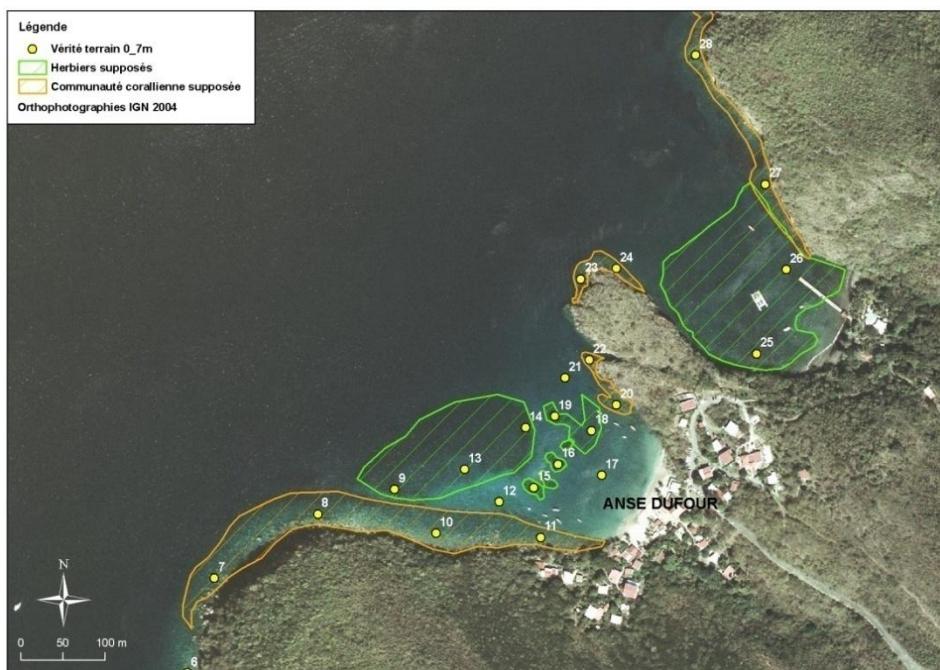


Figure II.9. Exemple de délimitation des biocénoses par photo-interprétation et positionnement des points GPS pour la phase de vérification terrain du secteur de l'anse Dufour, Martinique.

La nature, la délimitation des biocénoses, ainsi que le type de substrat, ont été vérifiés puis validés lors des sorties de terrain à l'aide des cartes préalablement préparées (Figure II.9) et d'un GPS Garmin® 76 (précision 5m). Les vérifications ont été réalisées en apnée, avec un seau de Calfat, ou à l'aide d'une caméra immergée depuis l'embarcation pour les fonds les plus profonds (Figure II.10).

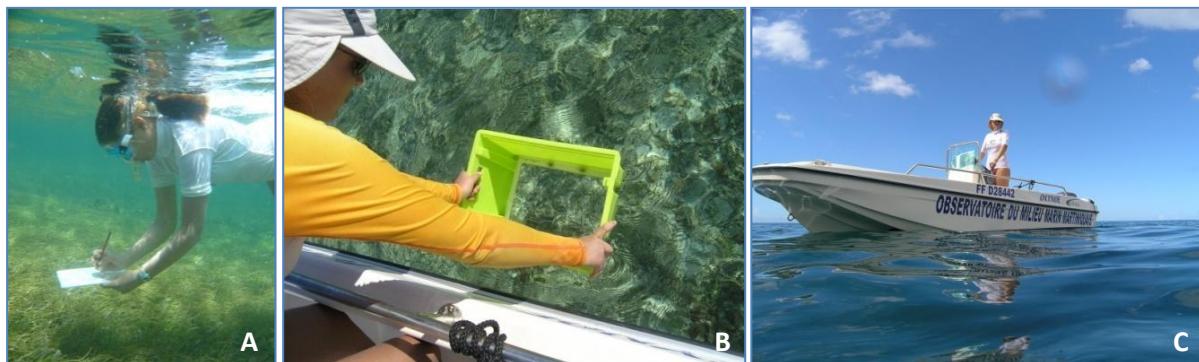


Figure II.10. Vérifications terrain en apnée (A) et avec un seau de Calfat (B) à bord de l’Oxynoé (C). © Photos Cécile Pérès - OMMM.

De nombreuses informations ont été collectées sur chaque point de vérification terrain afin d'enrichir la base de données cartographique : espèces majoritaires, présence/absence d'espèces bio-indicatrices (oursins, Cyanophycées, éponges), observations remarquables. Chaque biocénose a fait l'objet d'une analyse visuelle détaillée. L'ensemble des informations a ensuite été intégré dans la base de données SIG.

III.2.2. Zone 7-50 m

La zone 7-50 m représente une surface estimée à 300 km². En raison de cette surface importante, mais également du budget et du temps impartis pour cette étude, deux méthodes acoustiques ont été combinées : un sonar interférométrique Geoswath et un système RoxAnn AGDS (Acoustic Ground Discrimination System) (Figure II.11). Le sonar interférométrique, grâce à la production d'une bathymétrie à haute résolution et de sonogrammes, permet d'identifier les caractéristiques topographiques et les principaux types de sédiment. Le système RoxAnn permet d'obtenir des informations plus détaillées sur le type de substrat / la nature biologique des fonds à partir des paramètres "rugosité" et "dureté" obtenus par l'analyse des échos (voir §III.2.2.a). Les deux systèmes associés

permettent d'interpréter les fonds marins et de produire des cartes de distribution des habitats et biocénoses.



Figure II.11. Dispositif du (A) sonar interférométrique et du (B) système RoxAnn.
© Photos J-P Maréchal – OMMM.

III.2.2.a. Spécifications techniques

➤ Sonar interférométrique

Le sonar interférométrique utilisé est un *GeoAcoustics GeoSwath Plus*, fonctionnant à 250 kHz. De la même manière qu'un sonar latéral, un sonar interférométrique émet une onde acoustique à incidence oblique dont le retour est enregistré en fonction du temps. La phase de l'onde est utilisée pour mesurer l'angle de retour de l'onde acoustique. La profondeur de la surface réfléchissante du fond est calculée à partir de cet angle et du temps de parcours.

Le système mesure également l'amplitude du signal sur une bande de 200 m de large et des images acoustiques (sonogrammes) en teinte de gris sont obtenues à partir de cette information (Figure II.12). Selon l'intensité de rétro-diffusion des ondes, les nuances de gris varient en fonction des différents types de fond. Deux facteurs influencent la variation d'intensité de gris : (1) les propriétés du sédiment qui déterminent la réflectivité et l'indice de rétro-diffusion du fond (les fonds durs ont un pouvoir de réflexion plus important que les fonds meubles) et (2) la topographie du fond (les pentes orientées vers le capteur sont de meilleurs réflecteurs que les pentes opposées qui créent une zone d'ombre). Ce "négatif" restitue rigoureusement la nature et la topographie du fond. Le système offre une résolution permettant la production de modèles bathymétriques précis et détaillés.

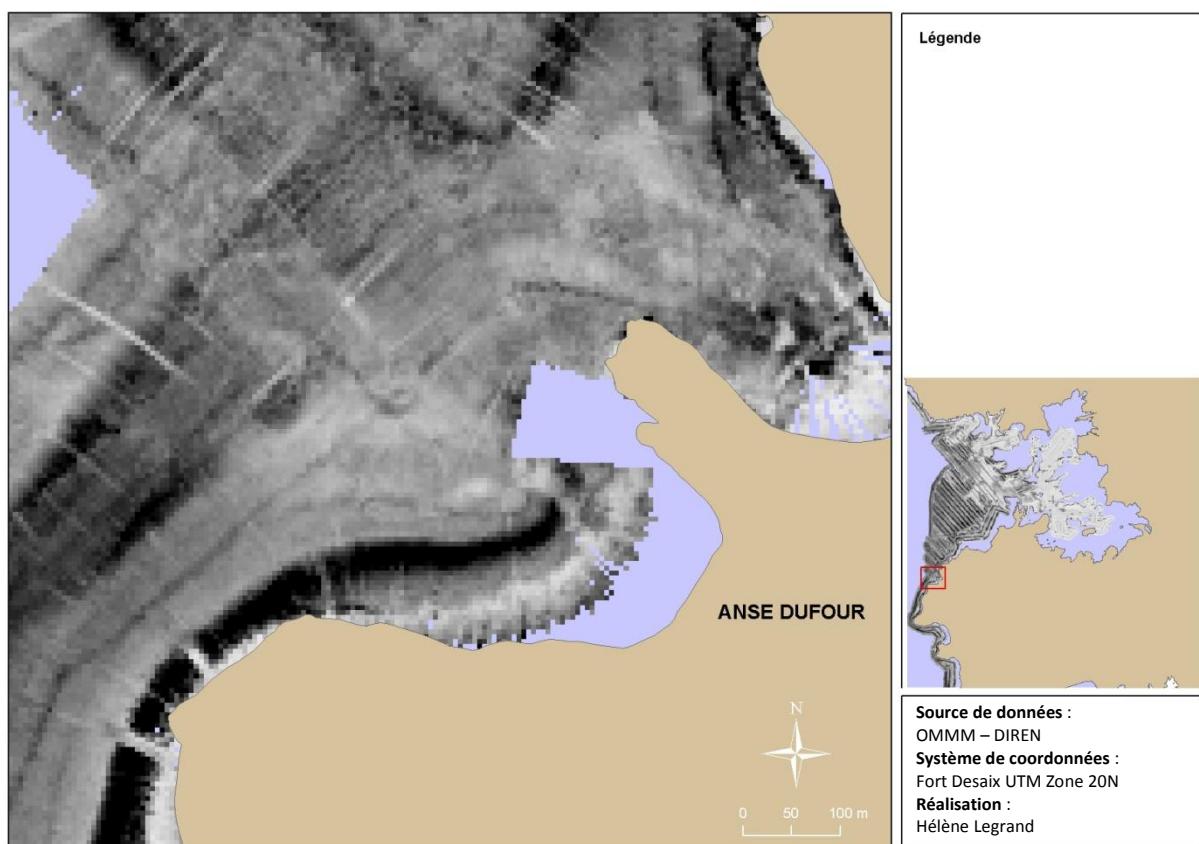


Figure II.12. Exemple de sonogramme obtenu à partir des données GeoSwath Plus acquises sur le secteur de l'Anse Dufour, en Martinique.

➤ Système RoxAnn AGDS (Acoustic Ground Discrimination System)

Le système utilisé est un *RoxAnn™ GroundMaster AGDS* fonctionnant à 50 kHz. Constitué d'un échosondeur mono-faisceau, cet appareil renvoie deux types d'informations acoustiques en dehors de la profondeur : rugosité (E1) et dureté (E2).

Les indices E1 et E2 correspondent respectivement au premier et au second retour de l'écho du signal émis par l'échosondeur (Figure II.13). E1 correspond à la terminaison du premier écho dont le pic permet de calculer la profondeur. Le second écho (E2) résulte de la réflexion double des ondes, sur le fond et sur la surface, avant de revenir au transducteur.

L'intensité des indices varie selon le type de fond, permettant d'identifier des signatures spécifiques des biocénoses. Les surfaces rugueuses produisent un écho qui s'affaiblit lentement (propriété appelée « backscatter ») alors que les surfaces lisses sont caractérisées par un déclin rapide du signal. Les surfaces dures produisent des échos forts alors que les surfaces meubles renvoient un signal faible.

Ces propriétés sont utilisées pour distinguer des catégories générales d'habitats benthiques (Foster-Smith *et al.* 2000, Foster-Smith *et al.* 2001, Foster-Smith & Sotheran, 2003).

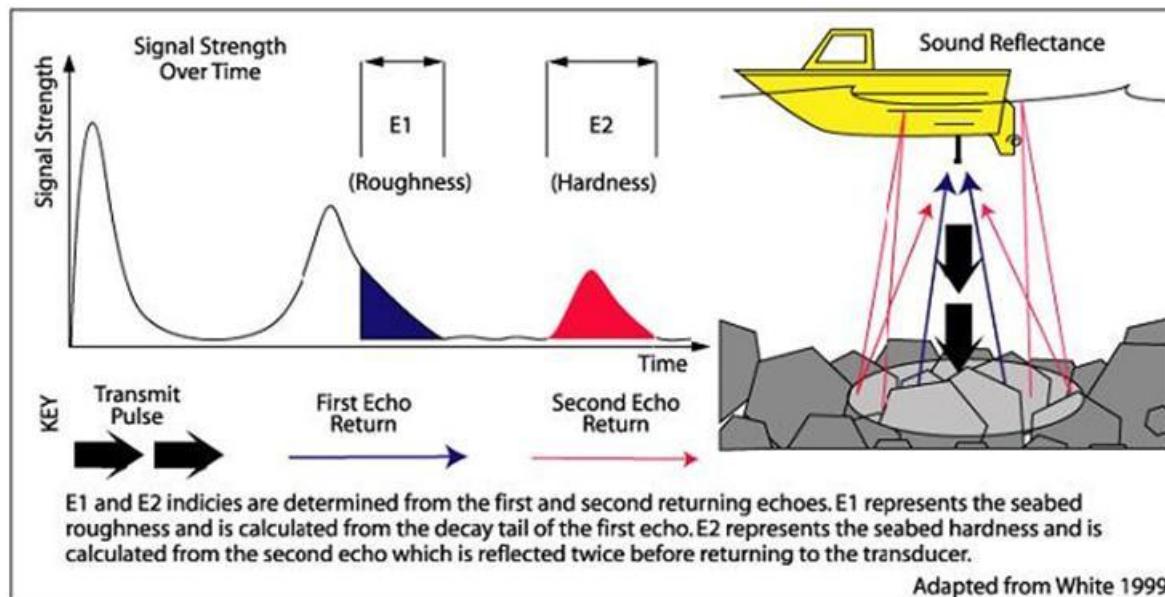


Figure II.13. Schéma des échos renvoyés par le fond et analysés par le système RoxAnn pour définir les indices E1 et E2 de rugosité et dureté.

Les données acoustiques, couplées aux données GPS, sont enregistrées par un ordinateur portable, assurant autonomie et mobilité du système. Bien que les données puissent être affichées en temps réel (Figure II.14), les analyses de données *a posteriori* ont été faites par traitement d'image et SIG (Sotheran *et al.*, 1997) après avoir achevé les procédures de vérification détaillée de la qualité des données et de la précision des informations.

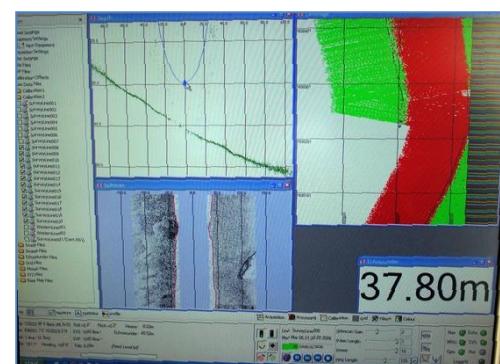


Figure II.14. Capture d'écran de l'affichage en direct des profils sonar interférométrique.

➤ Système vidéo

Le calibrage des signaux acoustiques et la validation de la nature des fonds nécessitent l'acquisition de données directes telles que des prélèvements d'échantillons, carottages, vidéos sous-marines ou photographies.

Dans cette étude, un système de relevés vidéo haute qualité ponctuels a été utilisé. Le système est constitué d'une caméra étanche – 550 lignes CCTV – équipée de 6 diodes LED fournissant l'éclairage nécessaire en zone profonde. La caméra est fixée sur une plateforme stable en aluminium assurant le maintien de l'orientation de la caméra dans la colonne d'eau.

Le dispositif vidéo est relié en surface à un système d'enregistrement numérique (DVD) permettant à l'opérateur une visualisation en temps réel des séquences vidéo (Figure II.15). L'heure et la position sont relevées par un GPS connecté à un ordinateur.

La caméra est immergée (Figure II.15) et descendue au fond. Une séquence vidéo de 2 à 4 min est enregistrée.

Les informations biologiques et écologiques ont été obtenues après analyse des vidéos, et ont permis le calibrage des données acoustiques.

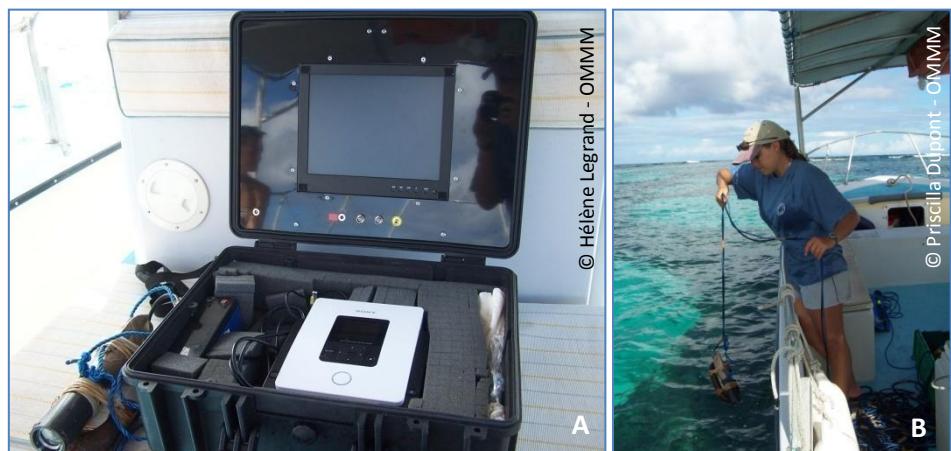


Figure II.15. (A) Dispositif d'enregistrement et de visualisation des relevés vidéo et (B) immersion de la caméra utilisé lors des campagnes de vérification terrain des données acoustiques.

III.2.2.b. Stratégie d'échantillonnage

Des profils d'échantillonnage ont été planifiés avant chaque sortie en mer. La position du bateau par rapport au tracé prévu s'affiche à l'écran par le biais d'un GPS relié au système. Le capitaine du navire peut alors observer le déplacement en temps réel et suivre les profils d'échantillonnage très précisément. La Figure II.16 montre la zone d'échantillonnage découpée en 8 secteurs, nommés A à H.

➤ Campagne d'acquisition des données acoustiques

La campagne d'acquisition des données a été réalisée par Envision du 2 au 23 mars 2006, puis a été interrompue en raison de dommages occasionnés sur le matériel suite à une collision avec des lignes de casiers de pêche. Une deuxième campagne a été nécessaire pour compléter le travail après réparation du système GeoSwath (8 au 21 juin 2006).

Les fenêtres météos et les conditions locales ont été soigneusement choisies afin d'optimiser le temps passé sur le terrain. Les opérations d'échantillonnage ont été planifiées sur une base journalière. Les périodes de temps calme ont été privilégiées pour couvrir les zones atlantiques exposées, la façade Caraïbe, plus abritée, pouvant être étudiée plus facilement.

Les données bathymétriques, sonar et AGDS ont été collectées simultanément. Un journal répertoriant les profils d'échantillonnage parcourus et les fichiers comprenant les temps et les dates a été conservé.

➤ Campagnes de vérification terrain

Les sites de vérification terrain ont été sélectionnés par Envision pour chaque zone au fur et à mesure de la progression de la campagne acoustique et de l'identification de secteurs présentant un signal acoustique différent ou intéressant. De nombreux types de fonds ont été échantillonnés et les anomalies vérifiées et corrigées.

➤ Complément de vérification terrain

Une campagne d'échantillonnage supplémentaire par vidéos sous-marines a été mise en œuvre en juin 2008 afin de compléter les relevés vidéo effectués par Envision lors de la campagne acoustique, avec le même protocole et un matériel similaire. Les points d'échantillonnage ont été positionnés dans les zones non prospectées ou sur des sites d'intérêt particulier. Ces relevés supplémentaires ont permis d'accroître la quantité de données directes et d'enrichir la base vidéo. Ils ont également permis de vérifier la pertinence du travail de cartographie du bureau d'étude et de mettre à jour et rectifier certaines erreurs de traitement des données acoustiques.

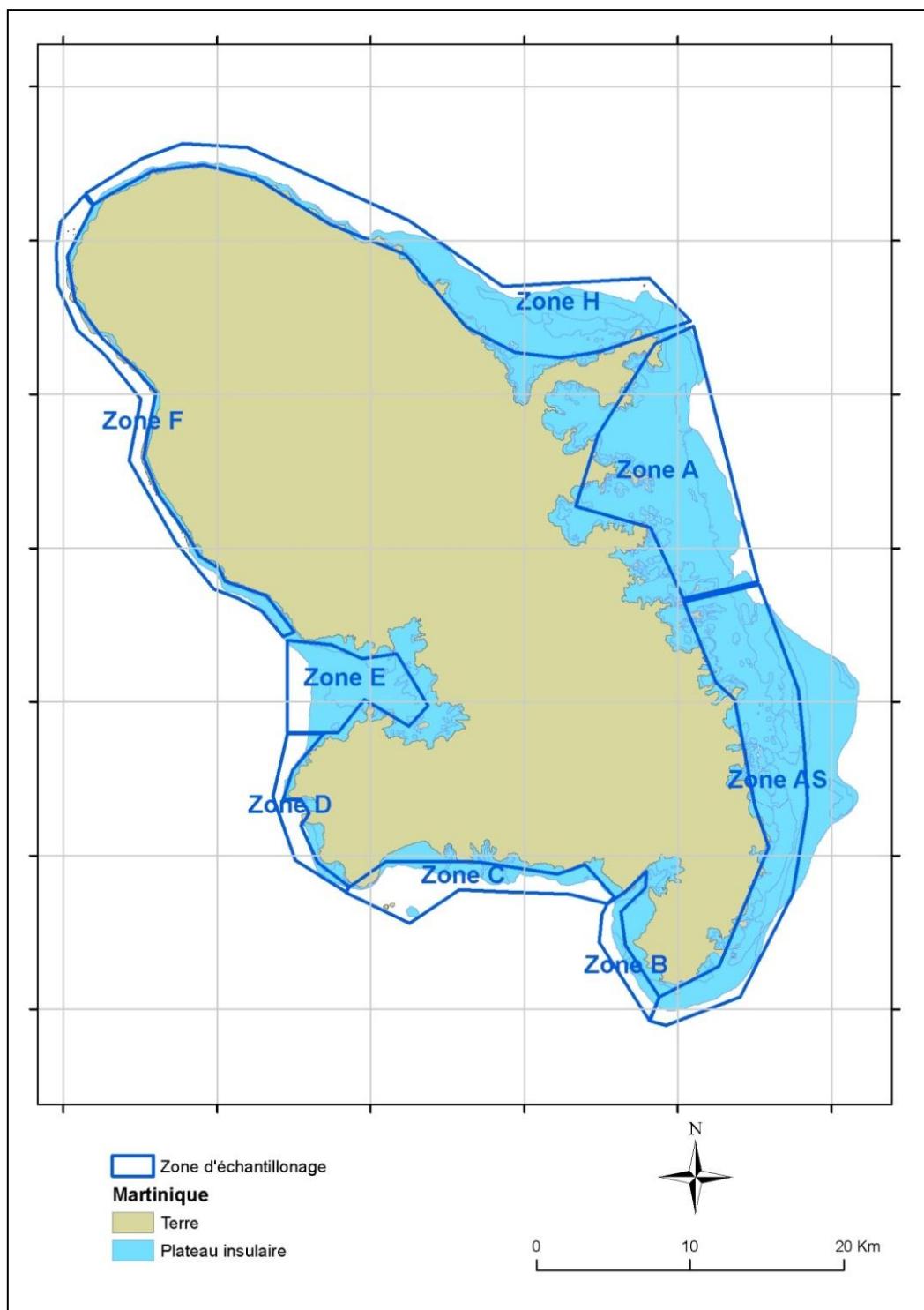


Figure II.16. Découpage de la zone d'échantillonnage sur le littoral de la Martinique réalisé pour la campagne d'acquisition de données acoustiques.

III.2.2.c. Méthodes d'analyse des données

➤ Traitement des données RoxAnn AGDS

Les données RoxAnn ont été acquises sur une base journalière, puis vérifiées pour supprimer les valeurs aberrantes et égales à 0 pour la profondeur, ainsi que les enregistrements effectués lors des phases stationnaires du navire. Des corrections d'ajustement ont été appliquées aux valeurs de profondeur compte tenu de la position du transducteur situé sous la surface (-1 m). Les données importées et affichées sous ArcGis montrent les valeurs progressives E1 (rugosité) et E2 (dureté) (Figures II.17 et II.18). Toute valeur considérée comme aberrante ou suspecte par rapport aux valeurs environnantes a été supprimée.

Les jeux de données journalières ont été comparés entre eux. Aucun changement remarquable dans les données entre les jours n'a été mis en évidence. Les valeurs E1 et E2 enregistrées sont représentées graphiquement dans les annexes 2 et 3.

L'utilisation des données acquises par le système RoxAnn pour la production de cartes nécessite au préalable l'application de traitements spécifiques réalisés par des logiciels spécialisés dans le traitement des données acoustiques (GS+).

Interpolation

La première étape dans le traitement des données acoustiques brutes est l'interpolation. Elle transforme des données ponctuelles (E1 et E2) en une surface continue grâce au calcul de nouvelles valeurs, couvrant une zone rectangulaire incluant la donnée ponctuelle originale. Cette manipulation est nécessaire pour produire une surface, plus facile à apprêhender pour la lecture d'une carte que des données ponctuelles. Dans un deuxième temps, elle permet d'appliquer aux données des procédures de traitement d'images raster. Le jeu de données édité a été interpolé avec le logiciel *Surfer™*. Les paramètres utilisés pour calibrer l'interpolation sont présentés dans l'annexe 4.

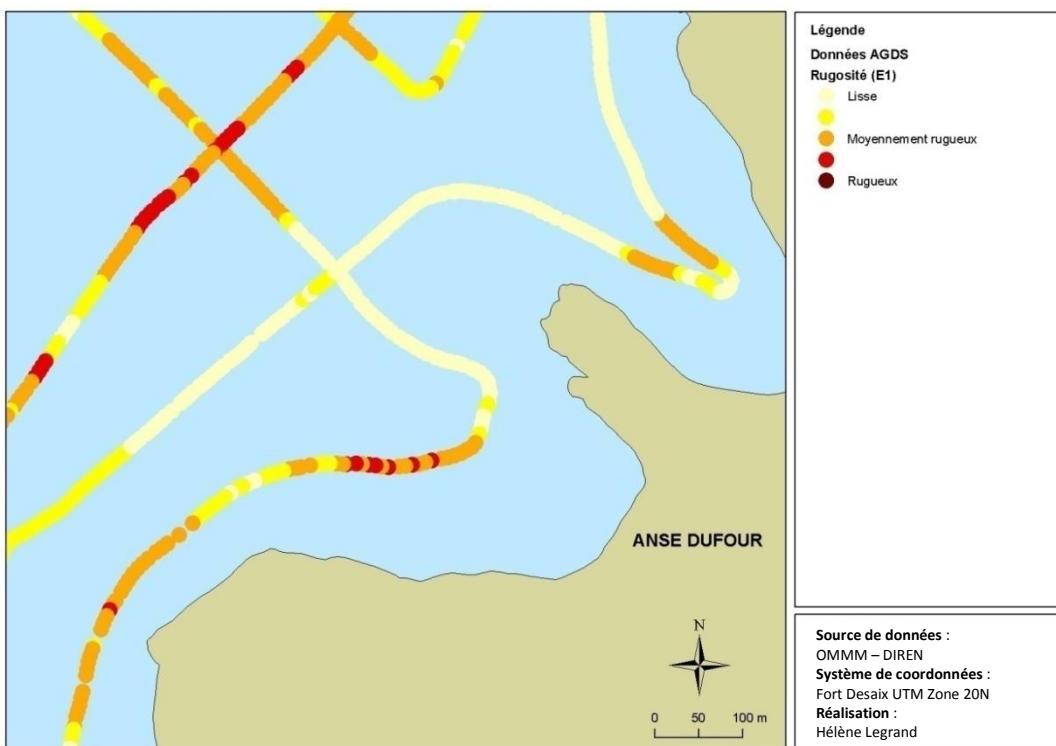


Figure II.17. Représentation des valeurs E1 (rugosité) acquises par le système RoxAnn sur le secteur de l'Anse Dufour en Martinique. Les données sont représentées selon une gamme de couleurs du plus lisse au plus rugueux.

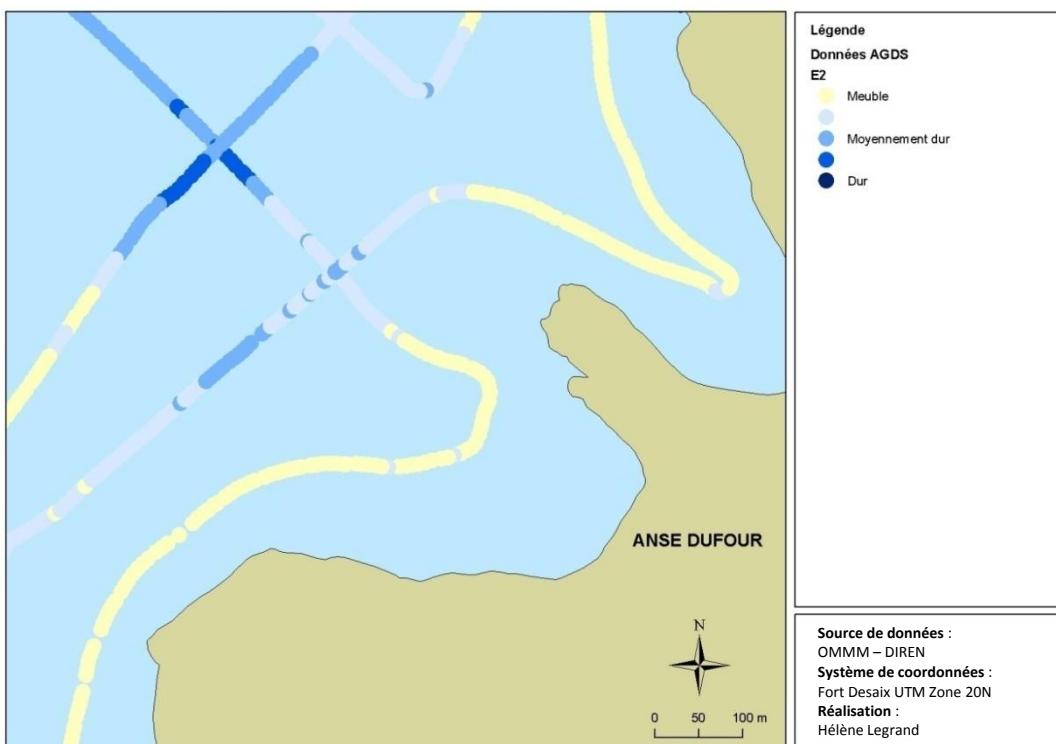


Figure II.18. Représentation des valeurs E2 (dureté) acquises par le système RoxAnn sur le secteur de l'Anse Dufour en Martinique. Les données sont représentées selon une gamme de couleurs du plus meuble au plus dur.

Classification

La deuxième étape de traitement des données AGDS est la classification. Elle permet d'attribuer un type de fond (obtenu grâce aux données directes vidéo) aux différents signaux acoustiques identifiés. Cette procédure est automatisée par des logiciels spécifiques tels que *Idrisi™*.

La classification supervisée utilisant la classification par probabilité maximale est considérée comme un moyen satisfaisant d'interprétation des données multispectrales. Les différentes variables acoustiques mesurées ayant été estimées conformes aux données électromagnétiques provenant de capteurs satellites ou aériens, cette méthode de classification a pu être appliquée.

Les grilles/images raster des données AGDS ont été importées dans le logiciel *Idrisi™* pour la phase de classification.

Tous les enregistrements vidéo ont été analysés par Envision après la phase d'acquisition des données. Les enregistrements ont été visionnés une deuxième fois afin de déterminer les biocénoses principales observées dans chaque séquence. Une image représentative de chaque relevé vidéo (Figure II.19), ou plusieurs si la biocénose change significativement au sein de la séquence, est capturée. Une description initiale des biocénoses est faite, à partir de laquelle des catégories spécifiques sont définies pour la classification des communautés benthiques (Annexe 6). Les biocénoses ont aussi été classées en fonction du type d'habitat principal (ou type de substrat) (Annexe 7). Dans le cas où plus d'un type de substrat ou de biocénose est présent, le plus important est retenu pour la classification, les autres sont notés dans un champ supplémentaire de la base de données. Des sites de "référence" ont été créés à partir de la liste finale des biocénoses et habitats afin d'être utilisés pour la classification. Des zones tampons d'un rayon de 50 m ont été déterminées pour chaque point d'échantillonnage et les polygones générés ont été importés dans *Idrisi™*.

Les sites de référence sont utilisés pour identifier la "signature" acoustique de chacun des biotopes. Les signatures sont utilisées pendant les classifications de probabilité maximale dans *Idrisi™* pour classer les images acoustiques. Le procédé est répété pour les classes biologiques.

Les données des points d'échantillonnage ont été utilisées pour générer des cartes de probabilité de chaque unité de biocénose ou de substrat cartographié. Les échantillons ont été codés "1" si une biocénose (ou un type de substrat) particulière était présente ou "0" si elle était absente. Les points ont été interpolés pour produire une image de probabilité préalable avec des valeurs allant de proche de 0 (extrêmement improbable d'être présent) à proche de 1 (très probable d'être présent). Ces images ont ensuite été utilisées pour modifier les calculs de probabilité de chaque catégorie. Les probabilités sont alors contraintes par la présence ou l'absence de classes particulières dans les alentours des pixels qui ont été classés.

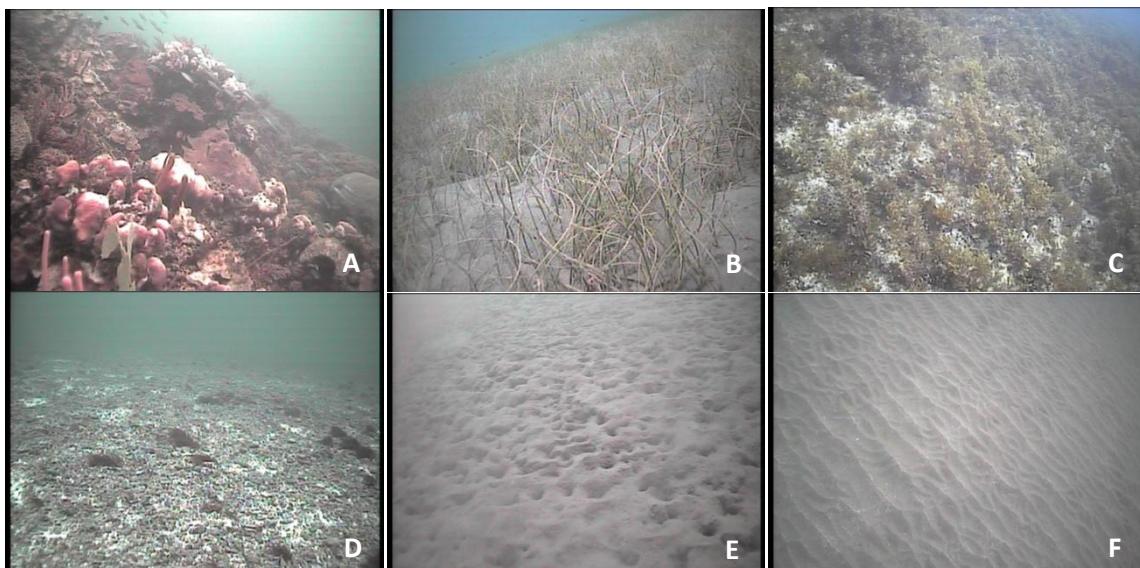


Figure II.19. Exemples d'images provenant des séquences vidéos réalisées par Envision : (A) communauté corallienne, (B) herbier, (C) communauté algale, (D) fond détritique, (E) fond sablo-vaseux, (F) fond sableux. Données acquises lors des campagnes de vérification terrain des données acoustiques. ©Photos Envision Ltd. – OMMM.

Les catégories "biocénoses" et "substrats" déterminées par Envision ont été regroupées afin de correspondre aux classes définies initialement dans la typologie des informations à collecter (Annexes 6 & 7).

Les vidéos issues de la campagne complémentaire ont été analysées pour déterminer la nature du substrat et des biocénoses déterminées et compléter les données Envision.

➤ Traitement des données de sonar interférométrique

Le traitement et l'utilisation des données de sonar interférométrique nécessitent une connaissance détaillée et le calibrage de plusieurs paramètres qui permettent de corriger les valeurs de sondes bathymétriques et de replacer l'imagerie acoustique en 3D : les mouvements instantanés du navire, la célérité de l'environnement aquatique et la géométrie du système d'acquisition. Le détail du calibrage de ces paramètres est présenté dans l'annexe 5. L'intégration de l'ensemble de ces paramètres permet ensuite de produire des profils bathymétriques.

En raison de la taille importante des fichiers et de la puissance de traitement nécessaire pour manipuler ces images, la bathymétrie a été initialement produite à une résolution de 10 m. Cette grille couvre la totalité de la zone d'étude. Afin de produire une bathymétrie à 5 m de résolution, la zone d'étude a été divisée en 5 régions (Annexe 8) se recouvrant partiellement pour être plus facilement fusionnées. Les données ont été filtrées pour supprimer les points aberrants. Les zones vides ont été comblées par interpolation. Un filtre lissant a été appliqué pour éliminer les artéfacts.

IV. Résultats

IV.1. Production des cartes finales

IV.1.1. *Résultats des vérifications terrain*

La phase de vérification terrain réalisée en apnée pour la zone peu profonde a nécessité 64 jours de terrain pour vérifier 2 284 points. La répartition de ces points en fonction du type de substrat et du type de biocénose observés est représentée respectivement dans les Figures II.20 et II.21. Une base de données photos importante (>1 000 photos) a également été constituée lors de cette campagne de terrain afin d'illustrer les biocénoses remarquables rencontrées.

Au total, 487 relevés vidéo ont été réalisés pour la zone profonde sur une période de 40 jours de terrain : 342 lors de la campagne d'échantillonnage acoustique réalisée par Envision de mars et juin 2006 et 145 lors de la mission complémentaire effectuée en juin 2008. Les Figures II.22 et II.23 donnent la localisation de chaque relevé vidéo, codée en couleurs différentes selon le substrat et la biocénose identifiés.

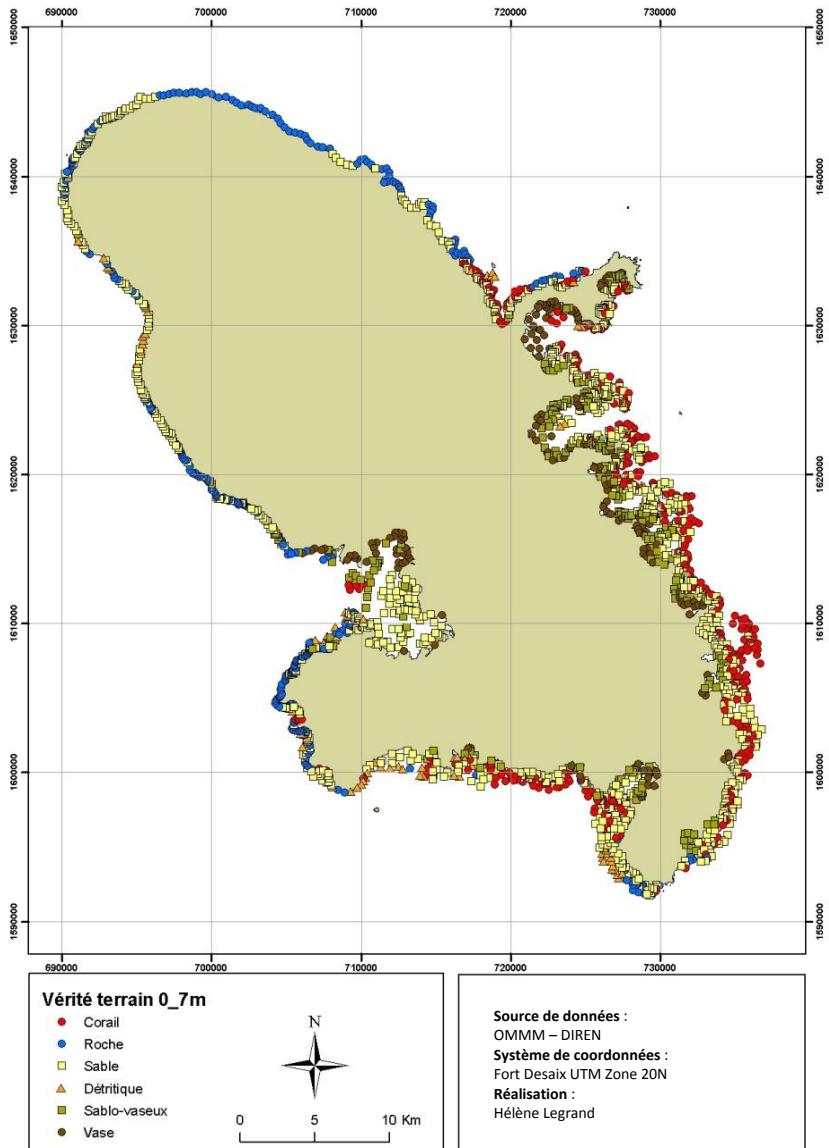


Figure II.20. Localisation des points de vérification terrain effectués pour la zone 0-7 m autour de la Martinique. Chaque point est représenté en fonction du type de substrat identifié.

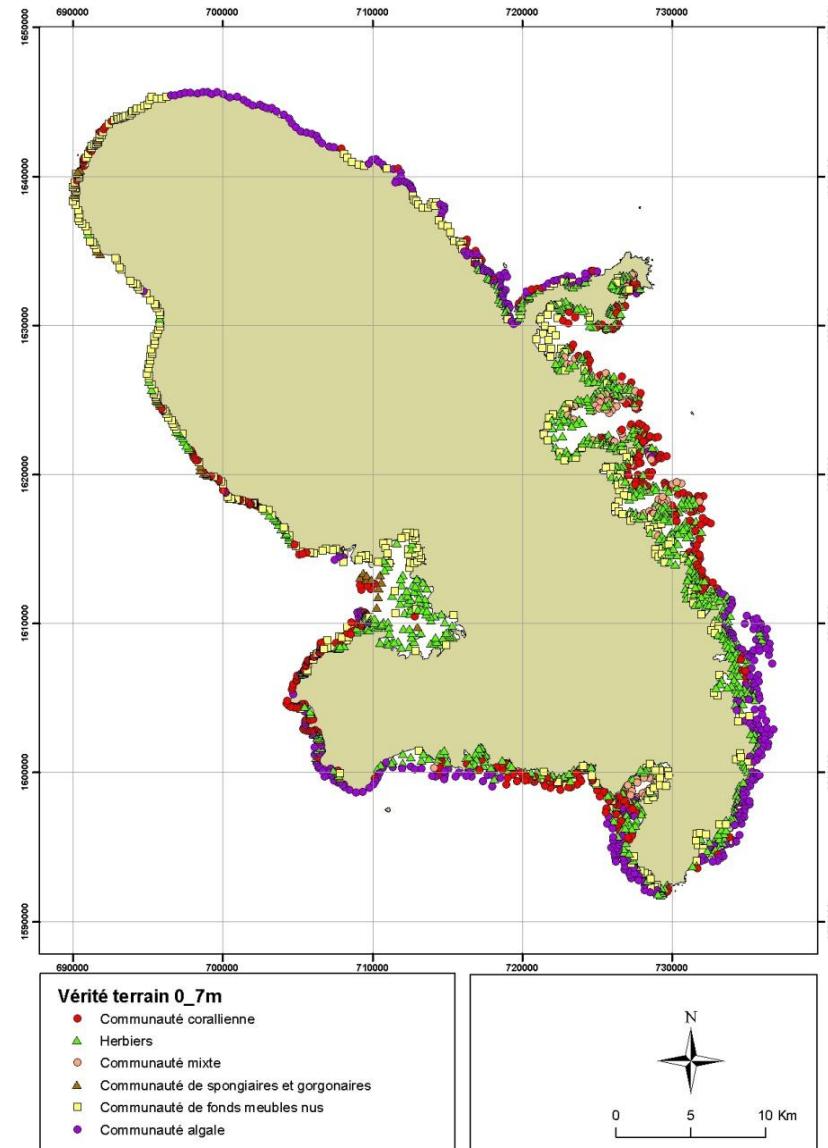


Figure II.21. Localisation des points de vérification terrain effectués pour la zone 0-7 m autour de la Martinique. Chaque point est représenté en fonction du type de biocénose identifié.

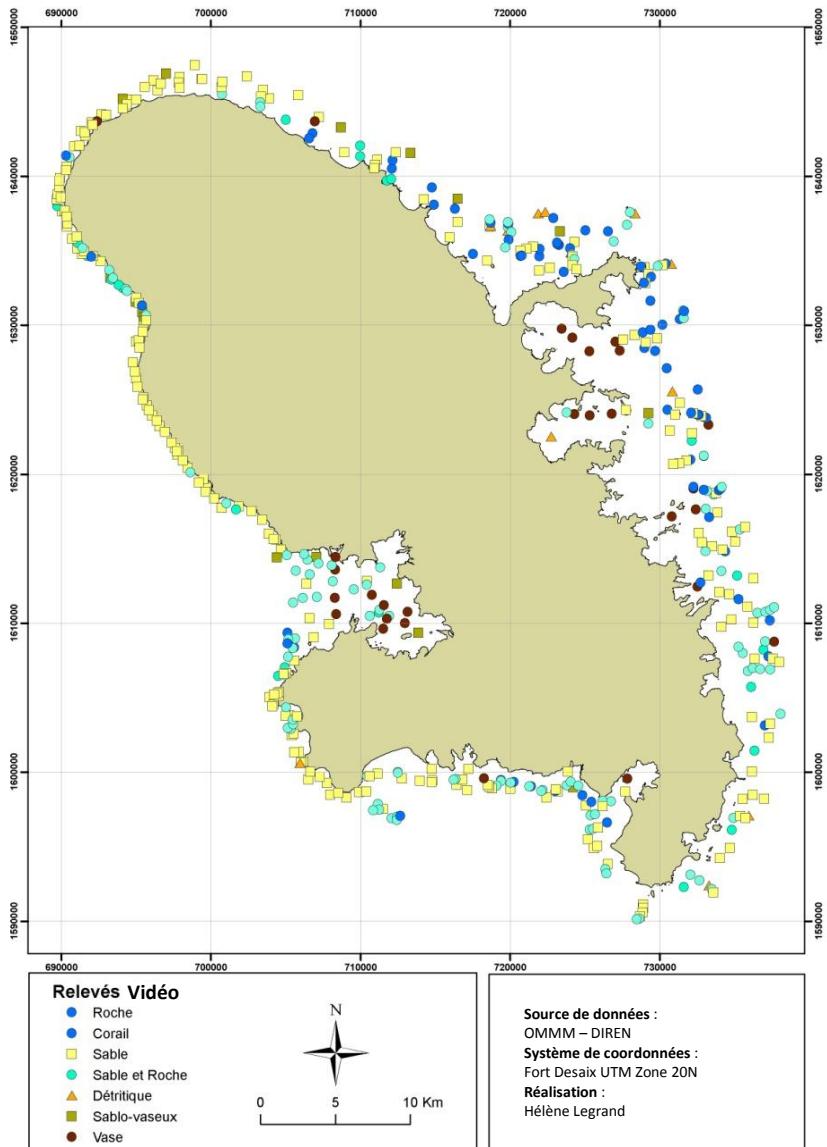


Figure II.22. Localisation des relevés vidéo effectués lors des deux campagnes de vérification terrain autour de la Martinique. Chaque point est représenté en fonction du type de substrat identifié.

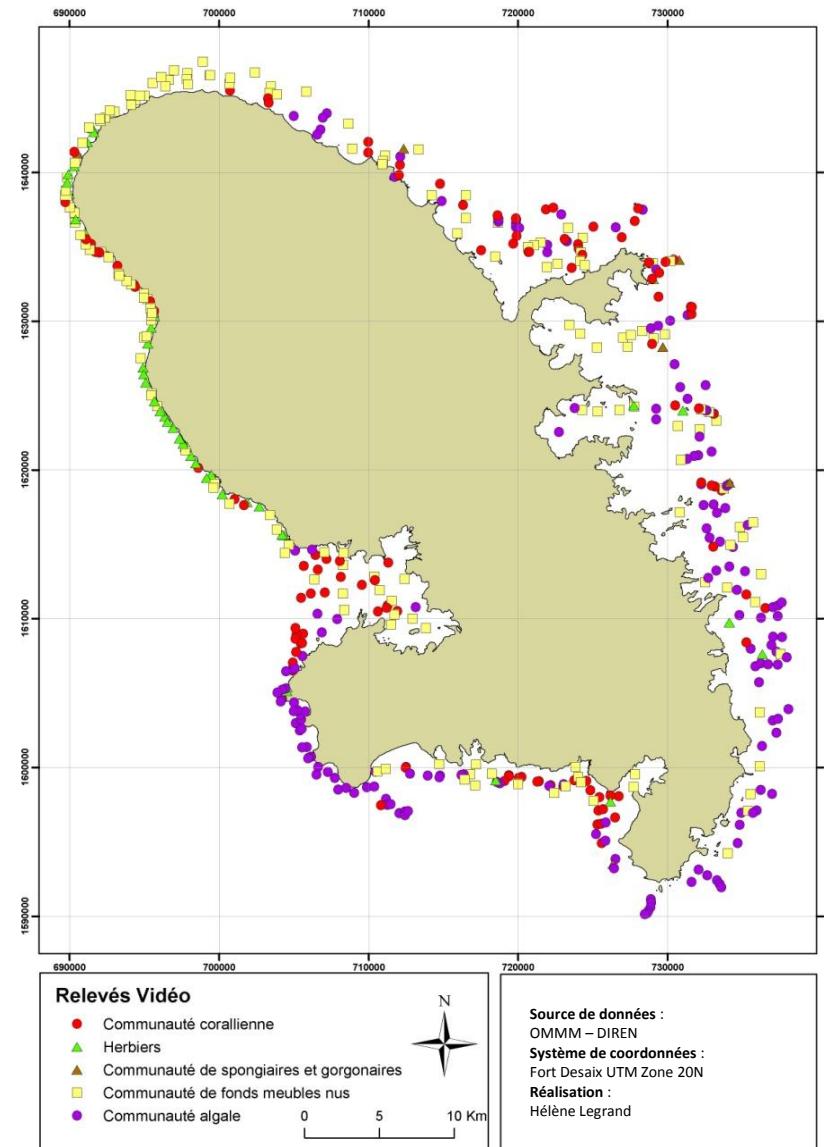


Figure II.23. Localisation des relevés vidéo effectués lors des deux campagnes de vérification terrain autour de la Martinique. Chaque point est représenté en fonction du type de biocénose identifié.

IV.1.2. Combinaison des cartes des zones 0-7 m et 7-50 m

La réalisation des cartes finales des substrats et des biocénoses a nécessité plusieurs étapes. Chaque carte produite est le résultat de la combinaison de la carte réalisée pour la zone 0-7 m (à partir de la photo-interprétation et des vérifications terrain) et de la carte réalisée pour la zone 7-50 m (à partir des données acoustiques et des relevés vidéo).

Les cartes de la zone 0-7 m (substrats et biocénoses) sont obtenues après intégration sous SIG de l'ensemble des données recueillies sur le terrain et correction des contours préliminaires délimités par identification visuelle (Figure II.24).

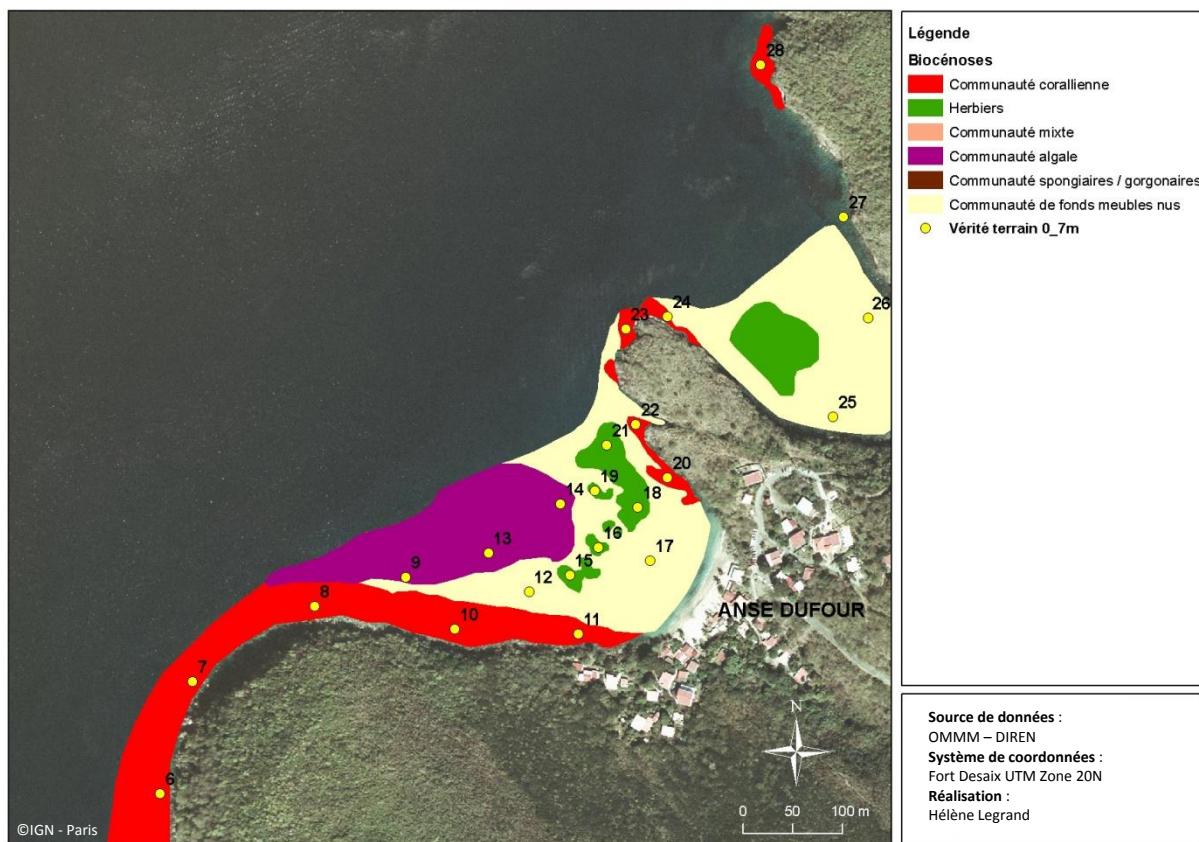


Figure II.24. Cartographie finale des biocénoses de la zone 0-7 m pour le secteur de l'Anse Dufour, en Martinique.

Les cartes de la zone 7-50 m (substrats et biocénoses) ont été produites par Envision après l'analyse des données acoustiques et leur classification grâce aux relevés vidéo effectués lors des campagnes d'échantillonnage.

L'affichage sous SIG de la couche produite par Envision avec celle obtenue pour la zone 0-7 m a fait apparaître des zones de superposition (Figure II.25). D'une part,

l’acquisition des données acoustiques se faisant sur une bande de 100 m de chaque côté des lignes de passage du navire, les données acquises peuvent parfois couvrir des fonds inférieurs à 7 m, notamment dans les zones où les pentes sont très accres. D’autre part, l’interpolation effectuée lors du traitement des données acoustiques amplifie cet élargissement dans les zones de faible profondeur. Enfin l’exceptionnelle transparence de l’eau dans certains secteurs a permis une photo-interprétation des fonds au-delà de 7 m, parfois jusqu’à 12-14 m, empiétant ainsi sur la zone 7-50 m.

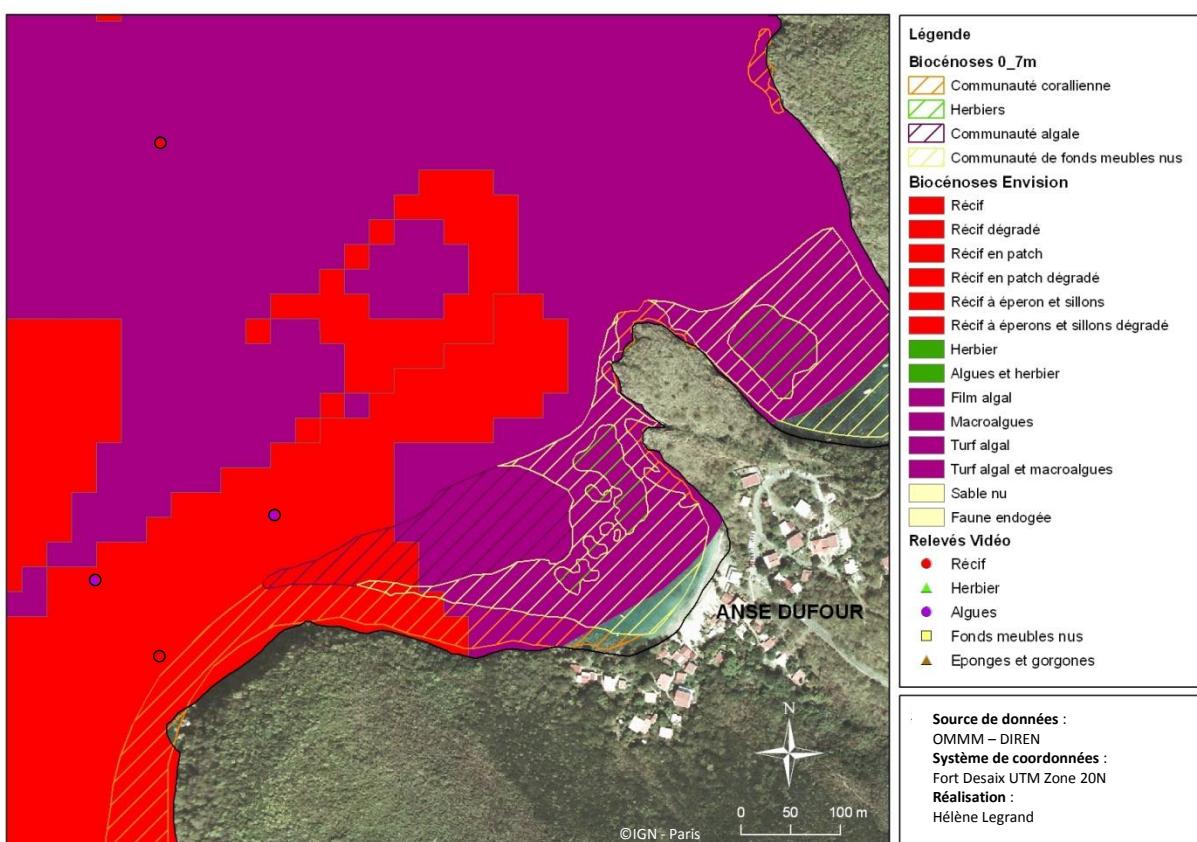


Figure II.25. Exemple de superposition de la cartographie des biocénoses produite par Envision entre 7 et 50 m et de la cartographie finale des biocénoses entre 0 et 7 m pour le secteur de l’Anse Dufour, Martinique.

Pour corriger cette superposition, les cartes produites par Envision pour la zone 7-50 m ont été découpées aux limites des cartes produites pour la zone 0-7 m, ces dernières étant privilégiées du fait de la précision d’acquisition et du nombre de vérités terrain effectuées (2 284 points).

Les cartes produites par Envision ont ensuite été retravaillées. Les catégories de substrats et de biocénoses ont été regroupées (Annexes 6 et 7) afin de correspondre aux classes définies dans les Tableaux II.1 et II.2. La délimitation et/ou la nature des substrats et

des biocénoses ont pu être modifiés si nécessaire, grâce aux relevés vidéo complémentaires effectués (145 relevés) et sur la base des connaissances des fonds marins (Figure II.26).

Au final, deux cartes ont été produites pour l'ensemble du littoral martiniquais entre 0 et 50 m de profondeur couvrant une superficie de 452 km² (159 km² pour la zone 0-7 m et 293 km² pour la zone 7-50 m) : une carte des substrats (Figure II.27) et une carte des biocénoses benthiques (Figure II.28).

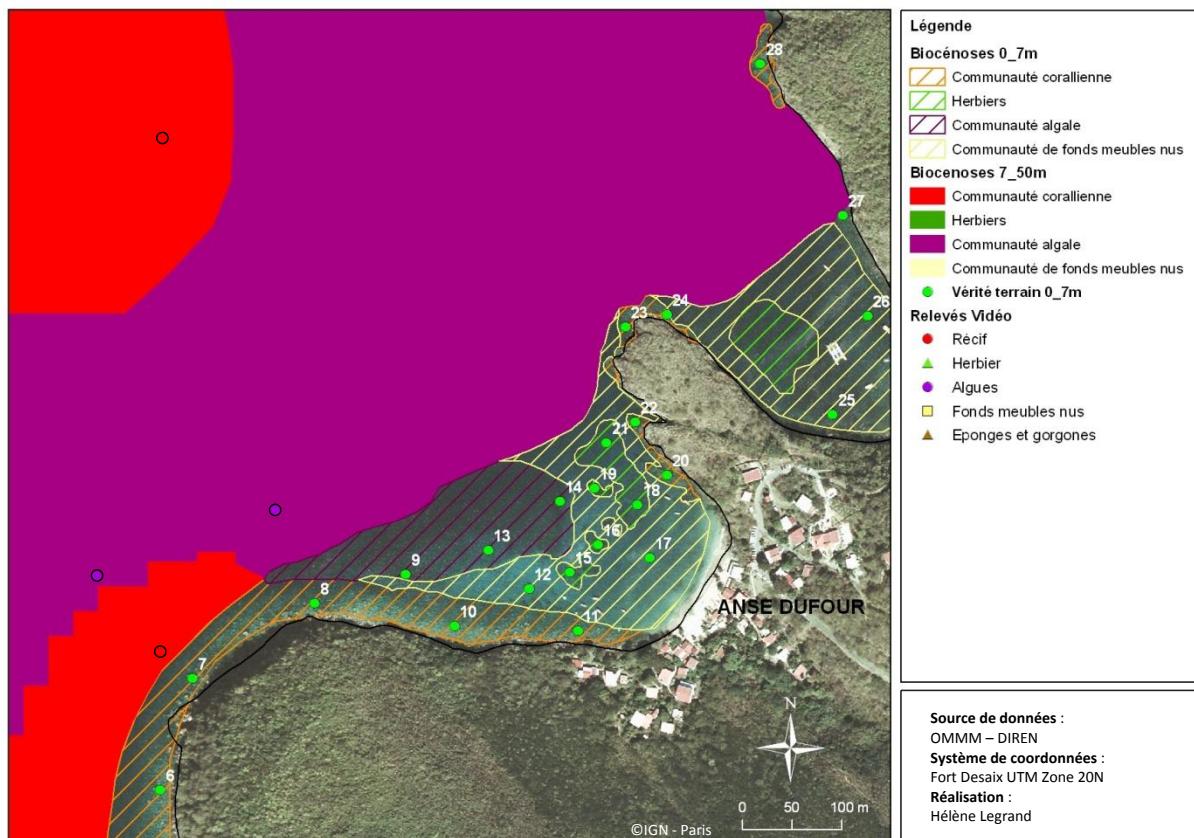


Figure II.26. Cartographie finale des biocénoses pour les zones 0-7 m et 7-50 m après modifications des contours sur la base des vidéos complémentaires et des connaissances disponibles pour le secteur de l'Anse Dufour, Martinique.

IV.1.3. Précision et fiabilité des données cartographiques

Le degré de précision (ou la marge d'incertitude) des cartes produites est différente pour les zones 0-7 m et 7-50 m, en raison des techniques employées pour cartographier les substrats et les biocénoses. Le travail de photo-interprétation de clichés aériens est basé sur une reconnaissance visuelle des entités sous-marines par un observateur. La précision de définition des contours est donc tributaire de l'échelle de saisie sous SIG et de l'observateur.

Dans le cadre de cette étude, la délimitation des communautés a été réalisée à des échelles de l'ordre du 1/1 500^e par un seul observateur. Les vérités terrain effectuées, même si elles ne correspondent pas à un échantillonnage systématique, ont permis de vérifier et d'adapter ces délimitations si nécessaire (ainsi que la nature du substrat et de la biocénose) sur un grand nombre de points. Le degré de précision est estimé à 10-30 m.

Il est plus difficile de déterminer le degré de précision des cartes produites à partir de données acoustiques, dont le traitement est automatisé par des logiciels spécifiques basés sur des calculs de probabilité et des interpolations. Toutefois, des matrices d'erreur ont été produites par Envision pour chaque cartographie (substrats et biocénoses) (Tableau II.3 et II.4) en comparant les cartes produites avec les vérifications terrain réalisées. L'évaluation des erreurs d'omission et de commission (engendrées par le processus de classification des données acoustiques) est obtenue en comparant les catégories cartographiées et la catégorie des points de référence (relevés vidéo). Les erreurs d'omission correspondent aux pixels incorrectement exclu d'une catégorie alors que les erreurs de commission correspondent aux pixels assignés incorrectement à une catégorie et qui appartiennent en fait à une autre catégorie.

Tableau II.3. Matrice d'erreurs de commission et d'omission de la cartographie des substrats entre 7 et 50 m.

Classification	Catégorie de substrat observée sur le relevé vidéo						Précision-utilisateur Erreur de commission
	Roche	Détritique	Sable	Sable et Roche	Sablot-vaseux	Total ligne	
Roche	54		2	2	1	59	91.53%
Détritique		7	1	2		10	70.00%
Sable	2	1	127			130	97.69%
Sable et Roche	2		1	103		106	97.17%
Sablot-vaseux			1		24	25	96.00%
Total colonne	58	8	132	107	25	330	
Précision-Producteur							
Erreur d'omission	93.10%	87.5%	96.21%	96.26%	96.00%		95.45%

Tableau II.4. Matrice d'erreurs de commission et d'omission de la cartographie des biocénoses entre 7 et 50 m.

Classification	Catégorie de biocénose observée sur le relevé vidéo					Précision-utilisateur Erreur de commission
	Algic community	Coral Community	Seagrass	Soft Bottom Community	Total ligne	
Communautés algales	143	1		1	145	98.62%
Communautés corallines	3	84		1	88	95.45%
Herbiers			34	1	35	97.14%
Communautés de fonds meubles nus	1	3		58	62	93.55%
Total colonne	147	88	34	61	330	
Précision-Producteur						
Erreur d'omission	97.28%	95.45%	100.00%	95.08%		96.67%

IV.2. Répartition géographique générale des substrats et des biocénoses sur le littoral de Martinique

IV.2.1. Substrats

Le substrat le plus représenté autour de la Martinique (44% des fonds entre 0 et 50 m) est le *sable* avec 19 909 ha (Tableau II.5). Les fonds sableux sont présents sur l'ensemble du littoral martiniquais (Figure II.27), dont 64% entre 7 et 50 m (pour la zone échantillonnée). Sur les zones très exposées à la houle, comme la côte nord-atlantique, la présence de rides ou de mégarides est souvent visible (Figure II.29). Le substrat sableux peut correspondre à l'habitat de différents types de biocénoses : les communautés de fonds meubles nus, les herbiers ou encore les communautés algales.

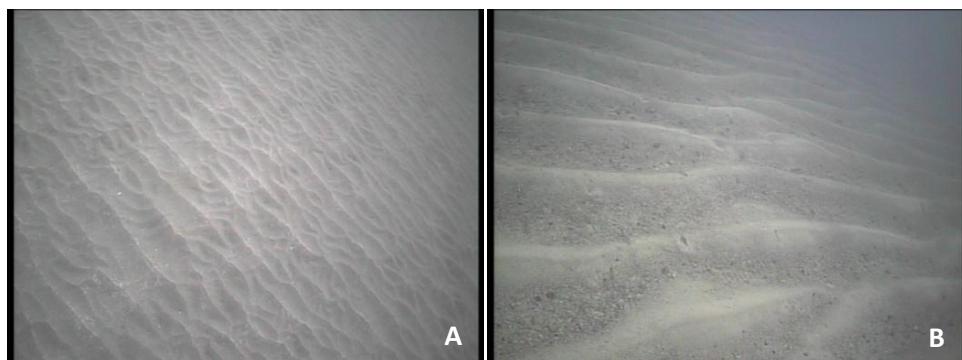


Figure II.29. Photos de rides (A) et de mégarides (B) du substrat sableux au large de Sainte Marie sur la côte atlantique de la Martinique. ©Photos Envision Ltd. – OMMM.

La deuxième catégorie majoritaire (16% de la zone côtière) est le *substrat sablo-vaseux* avec 7 034 ha, réparti essentiellement dans les fonds profonds des baies (78%) de la côte martiniquaise (Tableau II.5).

Tableau II.5. Répartition des types de substrats cartographiés (ha) en fonction de la zone bathymétrique (0-7 m ou 7-50 m) sur le littoral de la Martinique.

Profondeur	Corail	Détritique	Roche	Sable et Roche	Sable	Sablo-vaseux	Vase	Total
0 – 7 m	2 052	830	592	464	7 192	1 559	3 138	15 827
7 – 50 m	-	671	4 949	5 348	12 717	5 475	-	29 263
Total	2 052	1 500	5 540	5 812	19 909	7 034	3 138	45 090

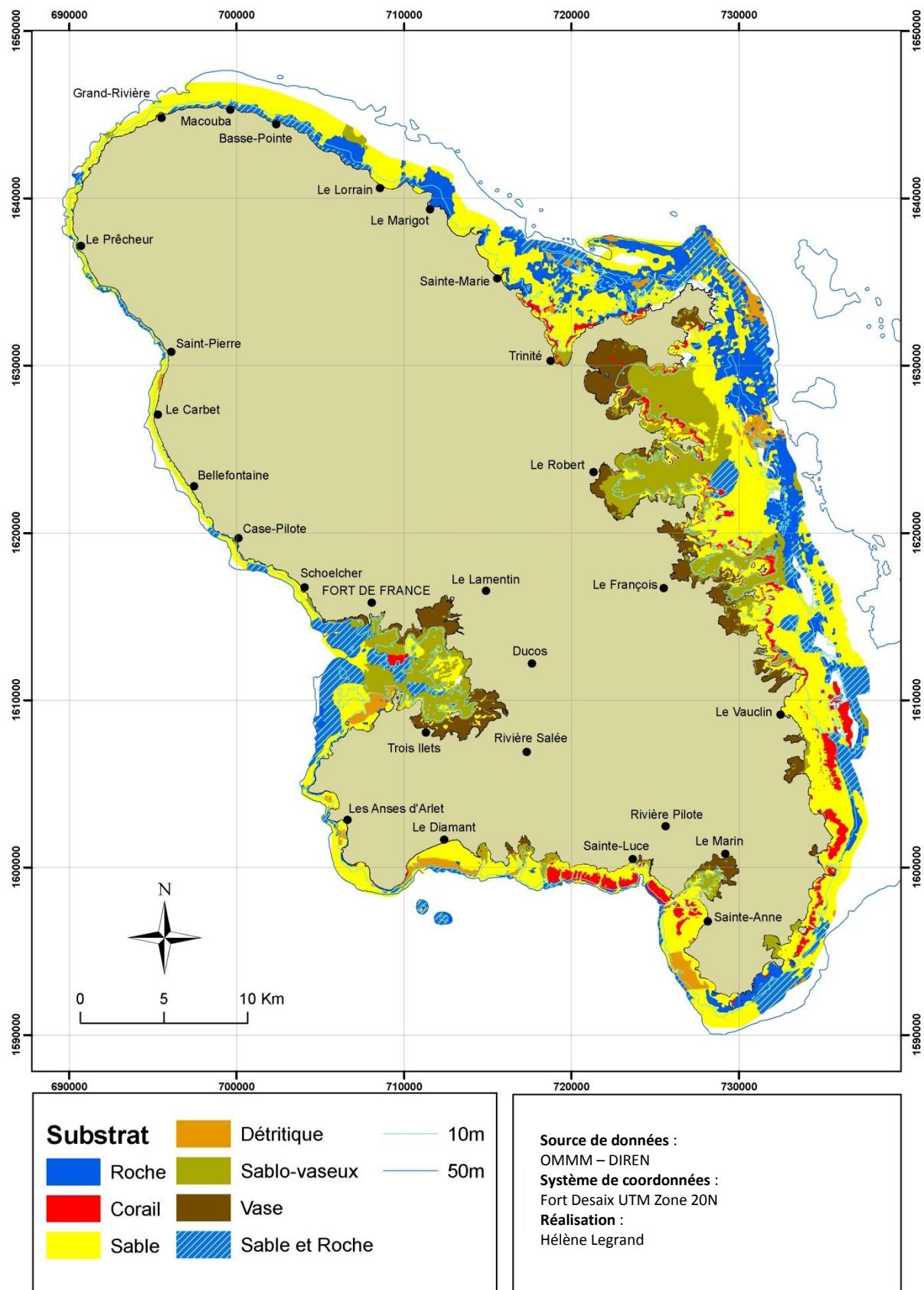


Figure II.27. Cartographie des substrats du littoral de la Martinique pour la zone côtière de 0-50 m.

Deux catégories moins importantes en termes de surface sont présentes dans des proportions équivalentes : le *substrat rocheux* (5 540 ha) et le *substrat mixte sable et roche* (5 812 ha) (Tableau II.5). Le type *roche* cartographié pour la zone profonde (7-50 m) ne distingue pas le substrat de nature rocheuse et le substrat de nature corallienne. Cette catégorie représente plutôt un "*substrat dur*".

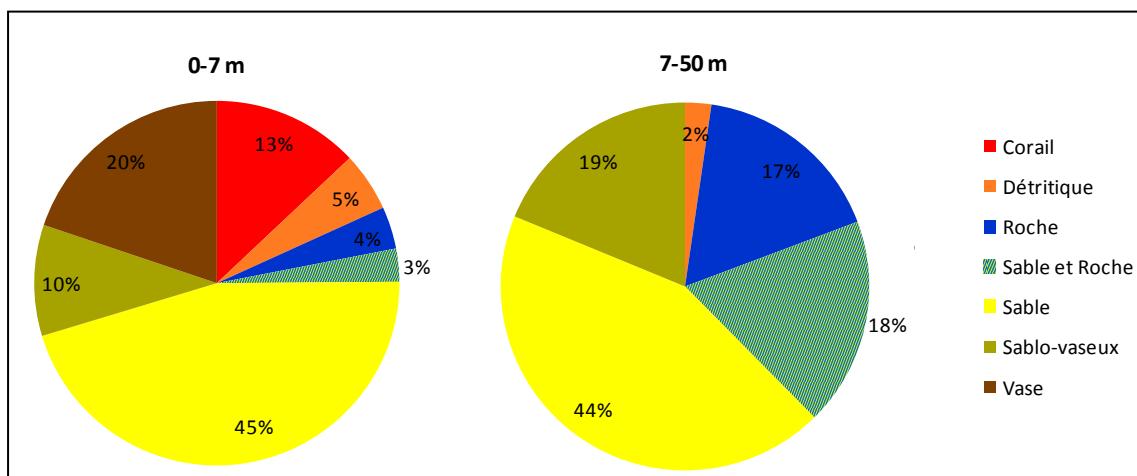
Le *substrat strictement corallien* n'a été réellement cartographié qu'entre 0 et 7 m de profondeur et occupe 2 052 ha, soit 13% des fonds du littoral peu profond de la Martinique.

De même, l'analyse des données par Envision n'a pas permis de séparer le *substrat vaseux* du *substrat sablo-vaseux*. La catégorie "*sablo-vaseux*" pour la zone 7-50 m rassemble les deux types de substrat. Le *substrat vaseux* n'a donc été cartographié que pour la zone 0-7 m, dans les baies (Figure II.27), où il représente 3 138 ha soit 20% des fonds marins côtiers peu profonds.

Enfin, le type de substrat le plus faiblement représenté est le *substrat détritique*, avec 1 500 ha localisés majoritairement sur les fonds peu profonds de la côte sud de l'île (Figure II.27).

Conclusion :

Sept types de substrats ont été identifiés et cartographiés entre 0 et 50 m autour du littoral martiniquais. Les graphiques suivants synthétisent la répartition et la fréquence d'apparition (en pourcentage) de ces substrats suivant les deux zones bathymétriques échantillonnées : 0-7 m et 7-50 m.



IV.2.2. Biocénoses benthiques

La biocénose benthique la plus fréquente du littoral martiniquais (44% des fonds entre 0 et 50 m) est la *communauté de fonds meubles nus*, représentée par 20 226 ha (Tableau II.6). La majeure partie de cette communauté (70%) est présente dans les fonds de baies et dans le nord-atlantique de l'île (Figure II.28), entre 7 et 50 m de profondeur. L'identification des espèces caractérisant cette biocénose n'a pas été réalisée (organismes endogés tels que des mollusques, vers, crustacés, échinodermes et certains poissons vivant dans des cavités (Congridae, Blenniidae, Opistognathidae...). Les terriers de vers ou de poissons sont parfois nettement visibles ainsi que certains animaux comme les holothuries ou les lambis (Figure II.30).

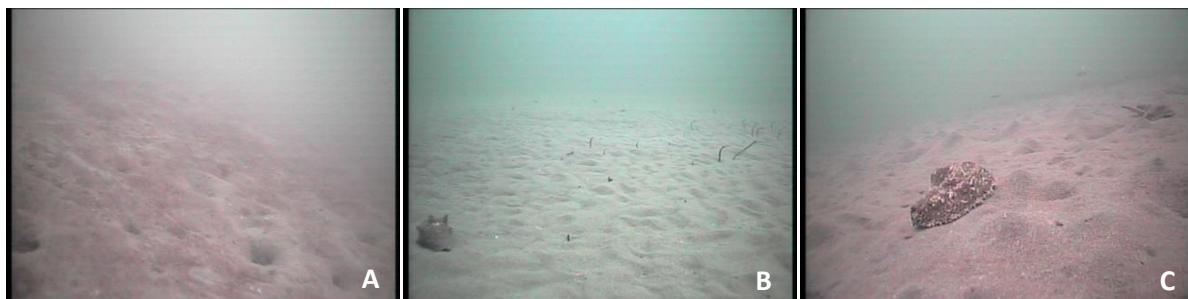


Figure II.30. Photos de communauté de fonds meubles nus extraites des relevés vidéo réalisés pour la zone 7-50 m. Présence de terriers sur fond sablo-vaseux (A), anguilles jardinières et lambi sur fond sableux (B), holothurie sur fond sableux (C). ©Photos Envision Ltd. – OMMM.

La *communauté algale* (31% de la zone côtière) couvre 14 060 ha (Tableau II.6) et prédomine sur la façade atlantique et le sud-ouest de la Martinique (Figure II.28) (74% en zone profonde). L'importance de cette communauté, en termes de surface, est en partie liée à la capacité des algues à coloniser différents substrats : rocheux, corallien, sableux, détritique (Figure II.31) dans des conditions favorables à leur développement. Les principales espèces d'algues sont des macroalgues molles appartenant aux groupes des Sargasses et Dictyotales ou des algues rouges (*Gracilaria sp*, *Hypnea sp*, *Halymenia sp*, *Galaxaura sp...*). Des algues calcaires (*Halimeda sp*, *Porolithon sp*, *Lithothamnium sp...*) sont également très présentes sur la façade atlantique où elles ont activement participé à la construction du récif barrière.

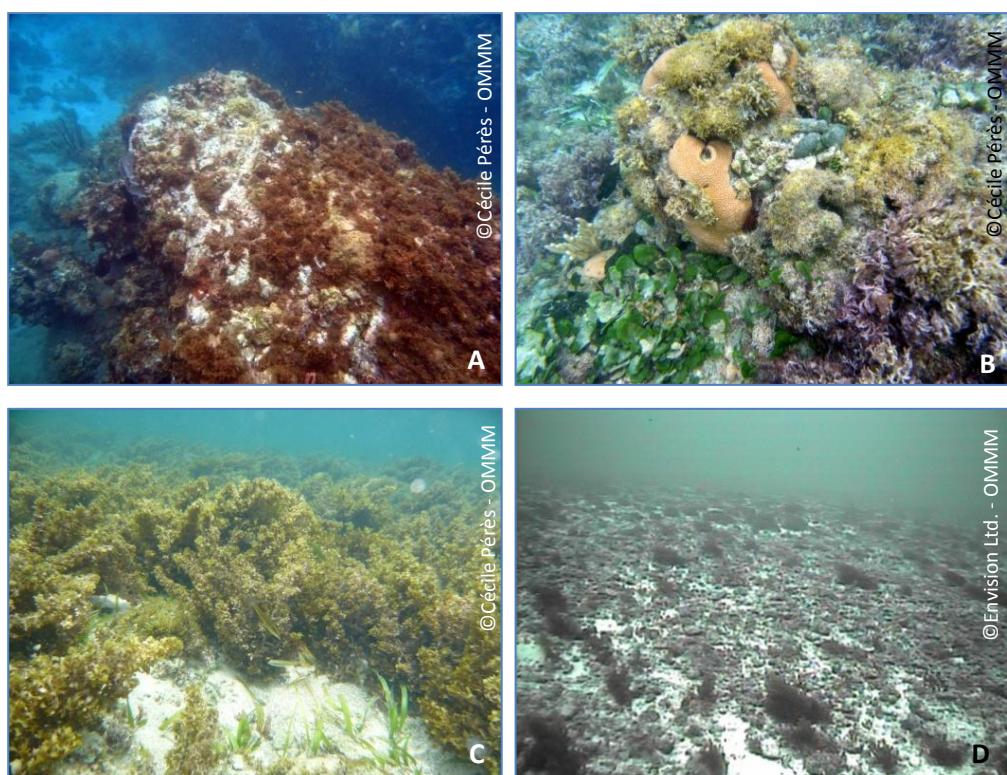


Figure II.31. Photos de communautés algales colonisant différents types de substrats : rocheux (A), corallien (B), sableux (C), détritique (D).

Le pourcentage de couverture du substrat atteint parfois 100%, empêchant la colonisation par d'autres organismes benthiques. Sur la façade atlantique, le remplacement progressif de la *communauté corallienne* par les macroalgues (Figure II.31B) est un phénomène ancien (Adey *et al.*, 1977).

Tableau II.6. Répartition des biocénoses benthiques cartographiées (ha) en fonction de la zone bathymétrique (0-7 m et 7-50 m) pour la région Martinique.

Profondeur	Communautés corallientes	Herbiers	Communautés algales	Communautés de fonds meubles nus	Communautés mixtes	Communautés de spongiaires et gorgonaires	Total
0 – 7 m	1 296	4 676	3 599	6 023	251	114	15 949
7 – 50 m	4 301	298	10 461	14 203	-	-	29 263
Total	5 587	4 974	14 060	20 226	251	114	45 212

Les *communautés corallientes* occupent 5 587 ha le long du littoral martiniquais, soit 12% des fonds marins côtiers, dont 77% entre 7 et 50 m (Tableau II.6). Elles sont principalement localisées dans le sud de l'île, le nord-est de la côte atlantique et à la sortie de la baie de Fort-de-France (Figure II.28).

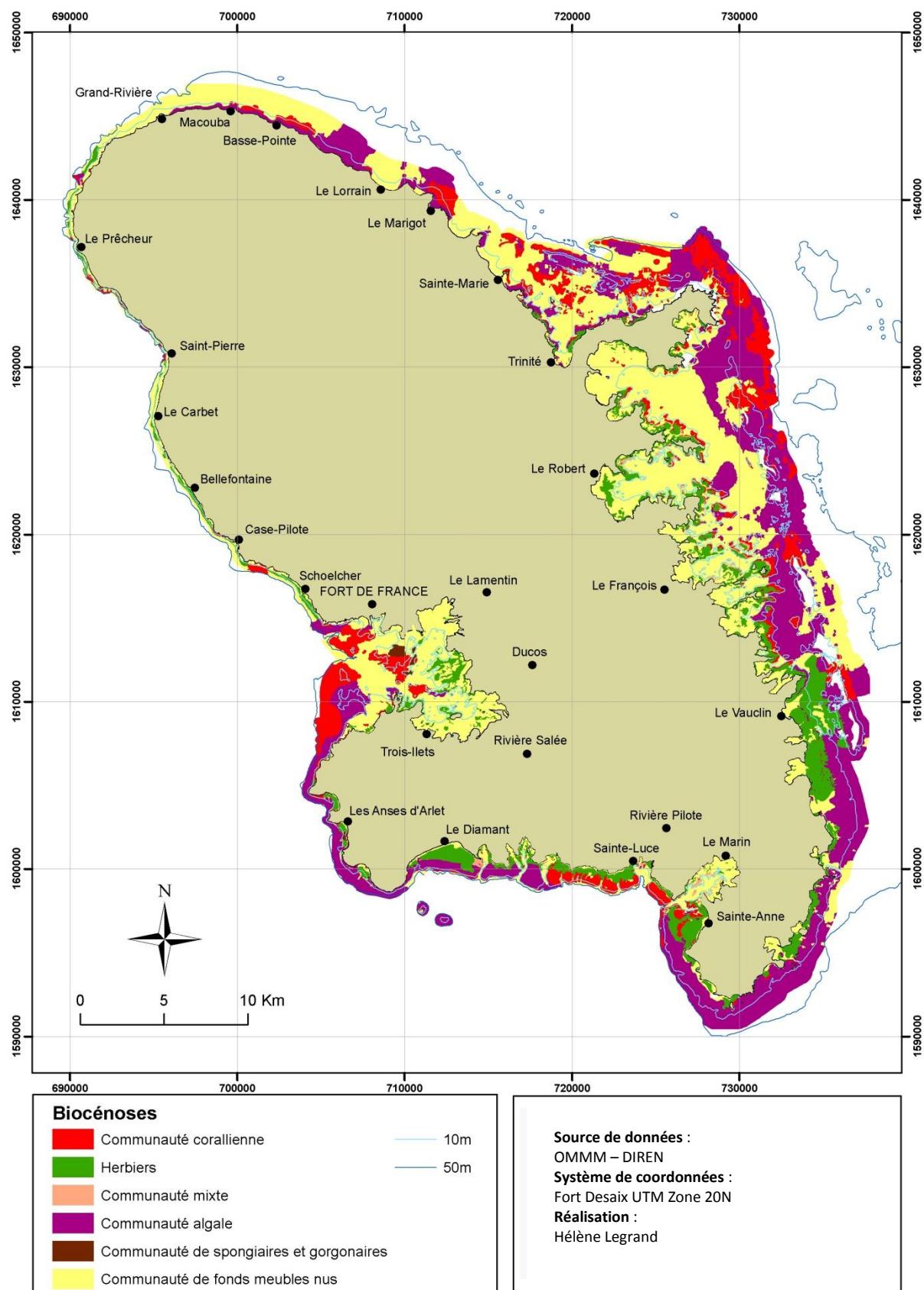


Figure II.28. Cartographie des biocénoses benthiques du littoral de la Martinique pour la zone côtière de 0 à 50 m.

La catégorie "communauté corallienne" définie dans cette étude ne prend pas en compte le facteur "géomorphologie" de la construction corallienne. Deux types de communautés coralliennes sont différenciés en Martinique : la *communauté corallienne sur roche* et la *communauté corallienne bioconstruite*. La première est caractérisée par un peuplement corallien se développant sur un substrat rocheux : les coraux forment des unités dispersées colonisant le substrat (Figure II.32A). La seconde est représentée par un peuplement corallien bioconstructeur, composé d'espèces massives, formant des édifices importants par concrétion au cours du temps (Figure II.32B). Le développement d'une *communauté corallienne bioconstruite* est en réalité lié aux conditions environnementales et géomorphologiques. L'activité volcanique (cendres, lave, température) ou des pentes abruptes limitent la construction corallienne. Les coraux hermatypiques nécessitent un éclairement important (photosynthèse des algues symbiotiques) et se développent dans des secteurs peu profonds (0-50 m). La répartition de ces deux communautés est calquée sur les caractéristiques géologiques de l'île. Au nord, seules des *communautés corallientes sur roche* sont présentes. Sur la côte atlantique est et sud-est, partie la plus ancienne de l'île, le récif originel aujourd'hui érodé, n'est plus composé majoritairement que de coraux encroûtants (*Porites astreoides*, *Millepora sp*). Toutefois, des zones de récifs frangeants, abrités par le récif barrière, sont constituées de *communauté corallienne bioconstruite*. Sur la côte sud caraïbe de l'île et à l'entrée de la baie de Fort-de-France, le plateau insulaire peu profond et les eaux calmes ont permis le développement de *communautés corallientes bioconstruites*. Les plus importantes sont localisées de l'entrée de la baie du Marin jusqu'à l'anse du Diamant, formant une barrière presque continue.

L'ensemble des informations acquises sur la nature du substrat, associé aux observations réalisées lors des vérifications terrain, a permis d'évaluer la répartition de ces deux types de communautés coralliennes. Les récifs coralliens de Martinique sont composés à 52% de *communautés corallientes sur roche*, présentes essentiellement entre 7 et 50 m (Tableau II.7). Les *communautés corallientes bioconstruites* couvrent 2 675 ha répartis équitablement entre les zones peu profonde et profonde.



Figure II.32. Photos de (A) communautés corallines sur roche et de (B) communautés corallines bioconstruites en Martinique. ©Photos Cécile Pérès – OMMM.

Tableau II.7. Répartition des surfaces (Ha) des deux types de communautés corallines en fonction de la zone bathymétrique sur les côtes de Martinique. Années 2006-2008.

Profondeur	Communautés corallines (surface en Ha)	
	Sur roche	Bioconstruites
0 – 7 m	107	1 179
7 – 50 m	2 805	1 496
Total	2 912	2 675

Les *herbiers* couvrent 4 974 ha (Tableau II.6), essentiellement à faible profondeur (94% entre 0-7 m), en raison de leurs exigences écologiques (lumière nécessaire à la photosynthèse). Les plus grandes étendues d'*herbiers* se trouvent dans la moitié sud de l'île, dans la région du Vauclin et entre Sainte-Anne et le Diamant (Figure II.28). Dans ces secteurs, les lagons, largement développés en arrière du récif, constituent un environnement propice au développement de cet écosystème. Six espèces de phanérogames marines ont été identifiées en Martinique (Laborel-Deguen, 1984) mais les *herbiers* sont presque exclusivement composés de deux espèces : *Thalassia testudinum* et *Syringodium filiforme*. Celles-ci peuvent être présentes séparément (Figure II.33A et II.33B) ou combinées (Figure II.33C) dans le cas d'*herbier* mixte. Une troisième espèce est parfois visible, *Halophila decipiens* (Figure II.33D). Elle n'a été observée que sur la côte nord caraïbe. *Thalassia testudinum* est considérée comme l'espèce la plus sensible aux perturbations

naturelles ou anthropiques. Un herbier strictement composé de cette espèce est représentatif de l'état de santé optimal de la communauté.

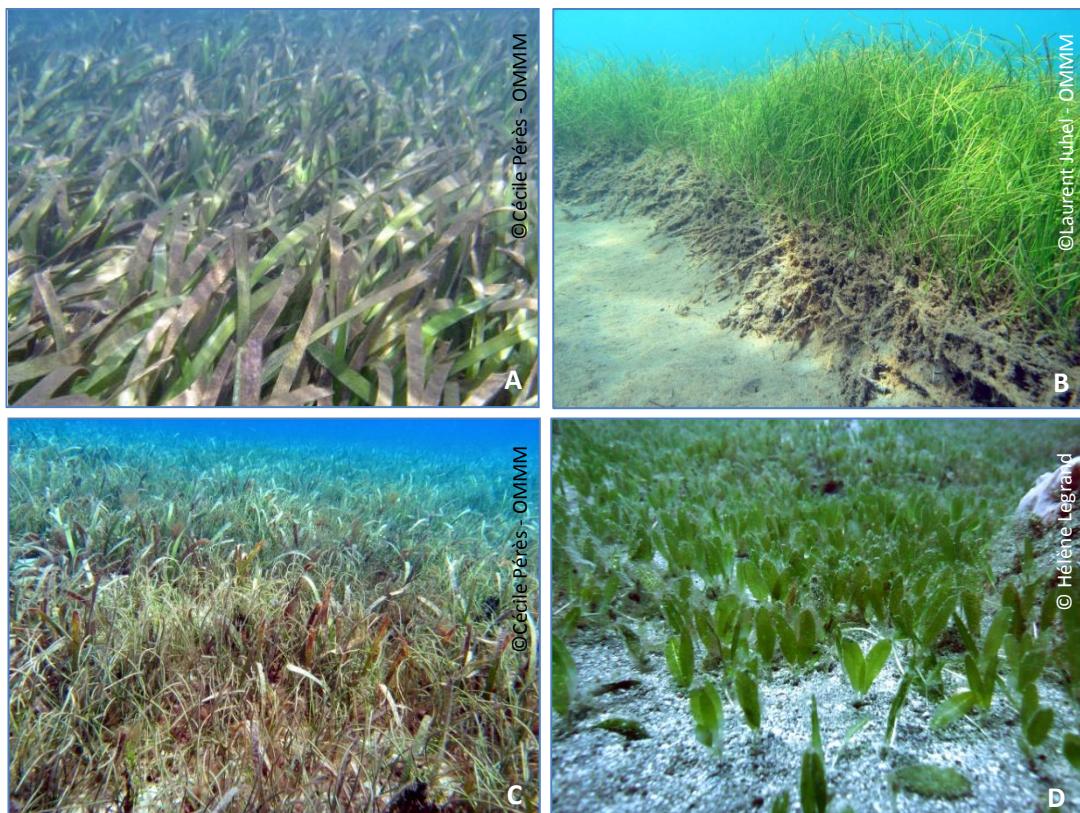


Figure II.33. Photos d'herbier à *Thalassia testudinum* strict (A), d'herbier à *Syringodium filiforme* strict (B), d'herbier mixte (mélange des deux espèces précédentes) (C) et d'herbier à *Halophila decipiens* (D).

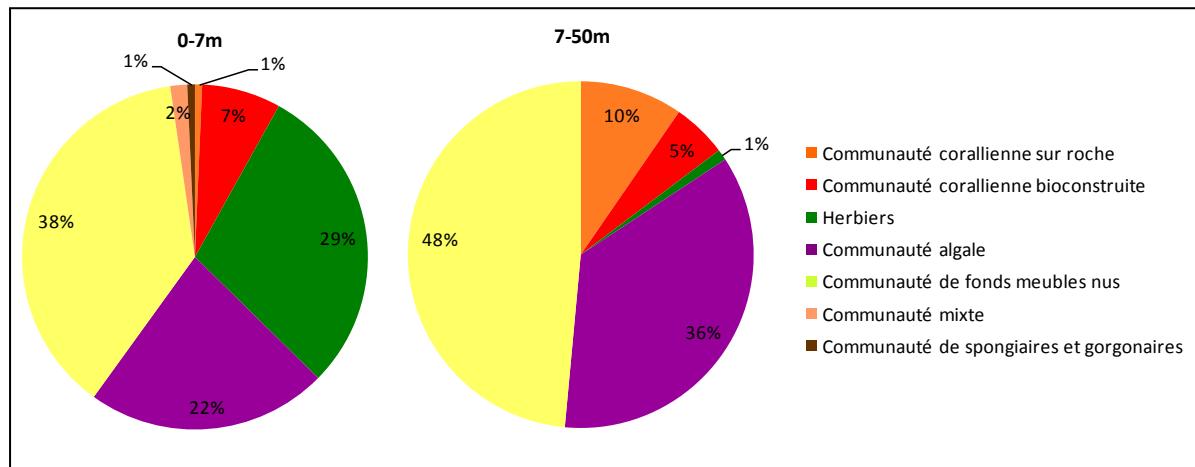
Les communautés mixtes et les communautés de spongiaires et gorgonaires sont strictement présentes entre 0 et 7 m et représentent moins de 1% des biocénoses cartographiées (Tableau II.6).

La communauté mixte, associant herbier et communauté corallienne, serait considérée comme une zone "tampon" entre les deux types de biocénoses et non une biocénose à part entière. Or cette biocénose, bien que faiblement présente, a la particularité de rassembler des peuplements (ichtyofaune, coraux) caractéristiques des deux communautés. Constituée d'herbiers, elle se situe en général à faible profondeur, dans les lagons en arrière des barrières récifales, ou dans les baies.

La communauté de gorgonaires et de spongiaires couvre 114 ha. Comme son nom l'indique, elle est caractérisée par la présence d'éponges et de gorgones qui dominent les peuplements.

Conclusion :

Sept types de biocénoses ont été identifiés et cartographiés entre 0 et 50 m autour du littoral martiniquais, dont deux catégories de communauté corallienne. Les graphiques suivants synthétisent la répartition et la fréquence d'apparition (en pourcentage) de ces biocénoses suivant les deux zones bathymétriques échantillonnées : 0-7 m et 7-50 m.



IV.3. Bathymétrie

Les données acoustiques du sonar interférométrique acquises lors de la campagne d'échantillonnage effectuée par Envision en 2006 ont permis d'élaborer des profils bathymétriques pour la zone 7-50 m. Une vue générale de la bathymétrie produite est présentée dans la Figure II.34, mais des cartes à plus fine échelle sont disponibles dans les annexes 9 à 13. Le logiciel Global Mapper® a été utilisé pour produire des profils bathymétriques en 3D de la zone côtière afin de visualiser dans l'espace les caractéristiques géomorphologiques des fonds (Figure II.35).

L'analyse visuelle de la bathymétrie des eaux côtières de la Martinique fait apparaître des différences marquées autour du littoral (Figure II.34), avec un plateau insulaire très développé sur la façade atlantique contrastant avec les pentes à forte déclivité du plateau occidental.

La façade caraïbe est caractérisée par des pentes abruptes avec un plateau profond (>50 m) débutant très près du rivage (<600 m, Figure II.35A). Les pentes des fonds de la côte sud descendent relativement brusquement mais moins que sur le reste de la côte caraïbe. Un vaste plateau peu profond borde sur 15 km la péninsule sud, du Rocher du Diamant à l'entrée de la Baie du Marin, entaillé par de profondes vallées en face de l'embouchure des rivières (Figure II.35C). Cette unité géomorphologique forme le récif frangeant le plus développé de l'île. Des hauts fonds sont visibles jusqu'à 3 km au large, au niveau du Rocher du Diamant (Figure II.34).

Le système bathymétrique relativement homogène de la côte caraïbe est interrompu en son centre par une zone plus complexe représentée par la vaste baie de Fort-de-France. Cette baie couvre une surface de 520 ha et constitue l'exutoire du plus grand bassin versant de la Martinique, drainant presque un tiers de l'île. La baie est dominée par des fonds peu profonds inférieurs à 20 m, caractérisés par de nombreux récifs en patchs et de micro-lagons (Figure II.35B).

La géomorphologie de la côte atlantique est plus complexe. Le plateau insulaire s'étend entre 5 et 8 km au large des côtes avant d'atteindre des profondeurs de l'ordre de 50 m. La bathymétrie met en évidence un système de double barrière développé parallèlement à la côte sur près de 38 km du Vauclin à la péninsule de la Caravelle

(Figure II.34). La partie récifale externe de ce système est constituée d'un récif à éperons et sillons découpé par d'importants chenaux ouvrant sur un système lagunaire large de plusieurs kilomètres par endroits (Figure II.35D). La partie récifale interne du système, située en arrière du lagon, est principalement composée de récifs en patchs, protégeant les nombreuses baies de cette façade. Le nord atlantique du littoral est caractérisé par une pente sédimentaire douce avec peu de récifs côtiers (Figure II.35E).

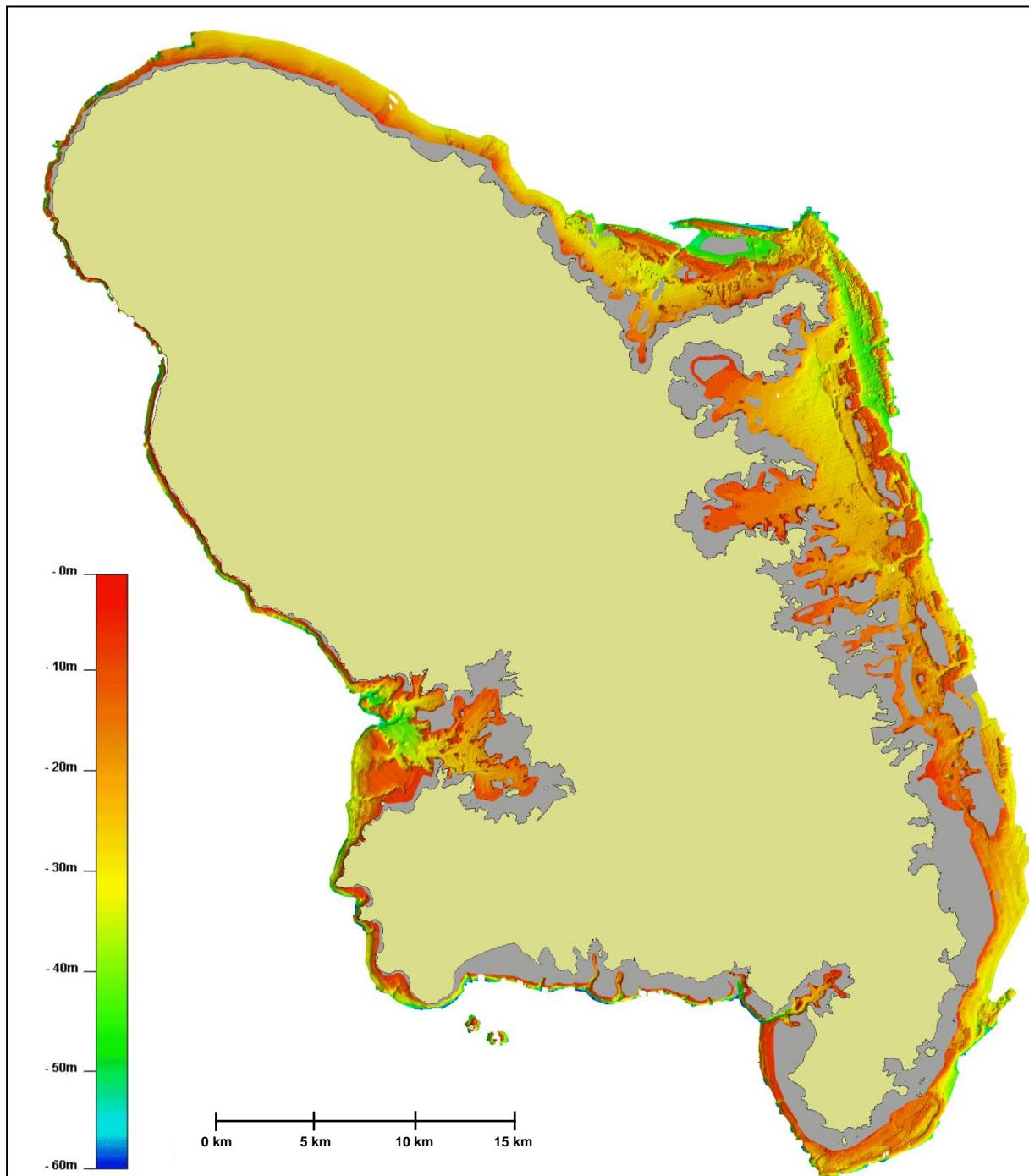


Figure II.34. Vue générale de la bathymétrie 7 – 50 m du littoral de la Martinique.

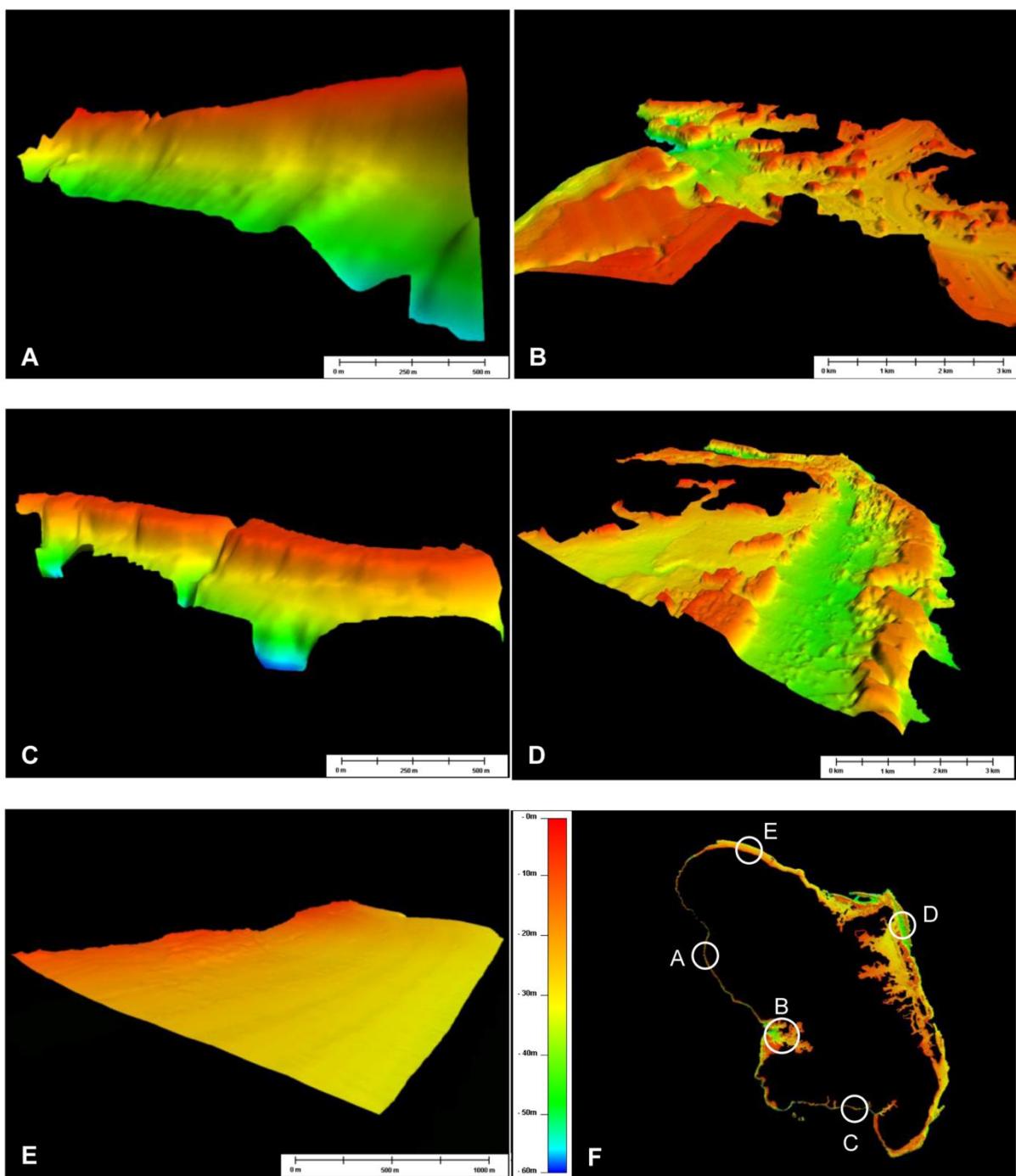


Figure II.35. Profils bathymétriques 3D de secteurs caractéristiques de la zone côtière 7-50 m de la Martinique : (A) pentes abruptes de la côte nord caraïbe, (B) récifs en patch et micro-lagons de la baie de Fort-de-France (caraïbe), (C) récif frangeant de la côte sud-ouest caraïbe, (D) système double barrière de la côte est atlantique, (E) pentes douces de la côte nord atlantique, (F) vue générale de la bathymétrie autour de la Martinique avec localisation des profils 3D.

L'étude de la bathymétrie des fonds côtiers semble donc mettre en évidence la présence de systèmes géomorphologiques très différents autour du littoral martiniquais. Cette observation est confirmée par la réalisation d'une analyse géographique en 2 étapes de la localisation de l'isobathe 50 m (limite bathymétrique de la zone cartographiée) par rapport à la côte.

Une première zone tampon de 2 000 m autour du littoral, correspondant à la distance maximale à la côte atteinte par le récif méridional de la côte Caraïbe, est créée. La superposition de cette zone tampon avec l'isobathe des 50 m fait alors apparaître 4 points de section, identifiant ainsi 3 zones bathymétriques distinctes sur la façade caribéenne (Figure II.36A) : une zone présentant des pentes à forte déclivité dans le nord, le système caractéristique de la baie de Fort-de-France et le secteur sud de l'île englobant la formation récifale frangeante méridionale.

La façade atlantique de l'île étant caractérisée par un plateau insulaire bien plus développé, cette zone tampon ne montre en revanche aucun découpage de cette partie. La distance moyenne séparant la côte de la barrière récifale étant d'environ 3 000 m, une deuxième zone tampon de cette taille est donc créée. Deux nouveaux points de section apparaissent lors du croisement avec l'isobathe 50 m, délimitant ainsi 3 autres secteurs (Figure II.36B) : le plateau nord-atlantique, le système complexe de double barrière et le récif frangeant présent dans sa continuité.

Au final, 6 régions « géomorphologiquement » distinctes sont donc identifiées grâce à cette méthode (Figure II.36C) : nord caraïbe, baie de Fort-de-France, sud caraïbe, sud atlantique, centre atlantique et nord atlantique.

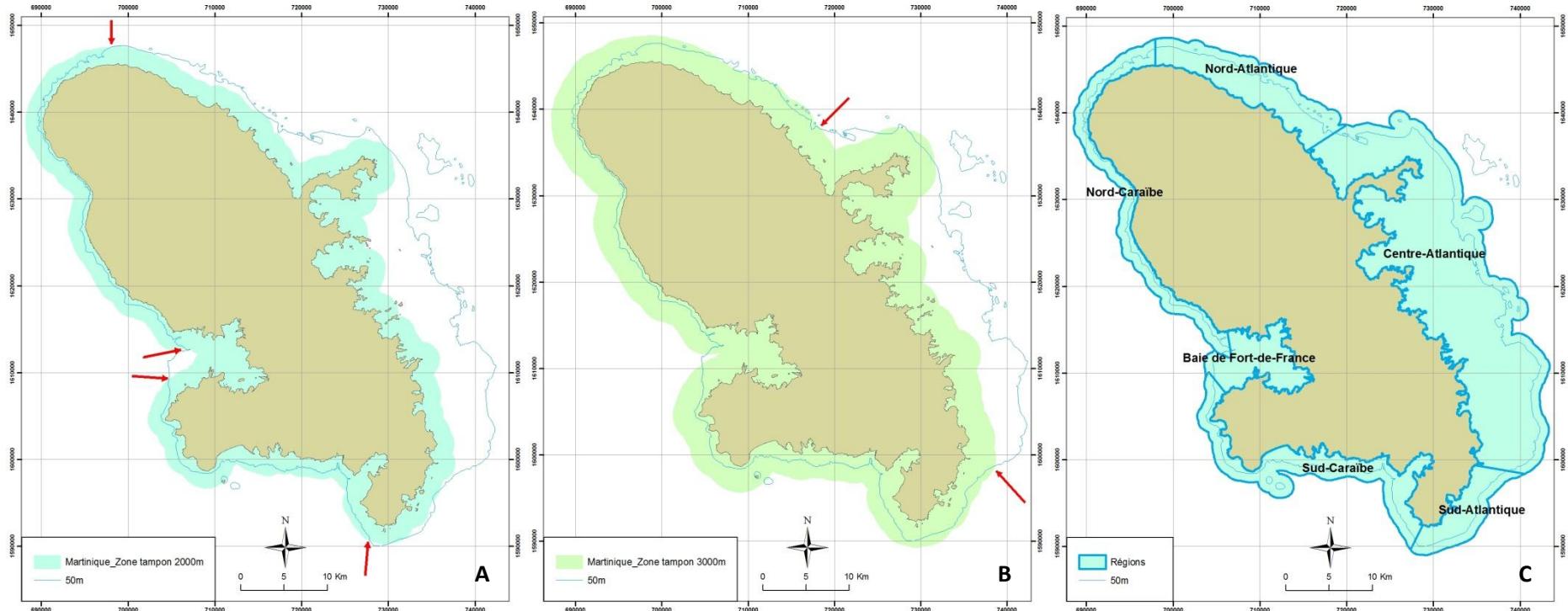


Figure II.36. Procédure cartographique d'identification des 6 régions bathymétriques autour du littoral martiniquais : points de découpe des 3 secteurs caraïbe après croisement de la zone tampon de 2 000 m et l'isobathe 50 m (A), points de découpe des 3 secteurs atlantique après croisement de la zone tampon de 3 000 m et l'isobathe 50 m (B), délimitation finale des 6 régions identifiées (C).

IV.4. Caractérisation des habitats benthiques par région bathymétrique

Les six régions bathymétriques identifiées autour de l'île permettent d'analyser la distribution des habitats benthiques au sein de ces unités géomorphologiques. Les cartes produites pour les substrats et les biocénoses ont donc été découpées et les surfaces de chaque catégorie calculées en fonction de ces régions.

Les régions distinguées ne sont pas de surface identique : le secteur du Centre-Atlantique est le plus étendu avec 267 km² cartographiés, puis le Sud-Caraïbe et la baie de Fort-de-France avec respectivement 53 et 50 km². Le secteur Nord-Atlantique représente 37 km² alors que le Nord-Caraïbe et le Sud-Atlantique sont les plus réduits avec 24 et 22 km² cartographiés. Pour caractériser et comparer la distribution des substrats et des biocénoses entre chaque région, les surfaces calculées ont été rapportées en pourcentage de la surface de chaque secteur (Tableau II.8 et II.9).

La catégorie « corail » n'ayant pu être cartographiée que pour la zone peu profonde (cf. IV.2.1), les catégories « Roche » et « Corail » ont été combinées dans une catégorie représentant un substrat « dur » (Roche/Corail) afin de réduire le biais d'interprétation de répartition de ces catégories (Tableau II.8). La même opération a été réalisée pour les catégories « Sablo-vaseux » et « Vase », regroupées dans une seule catégorie intitulée « Sablo-vaseux ».

Tableau II.8. Répartition des surfaces des substrats entre 0 et 50 m en pourcentage de la surface de la région.

Région	Roche/Corail	Détritique	Sable et Roche	Sable	Sablo-vaseux
Baie de Fort de France	1,9	4,1	22,2	19,4	52,4
Centre-Atlantique	21,4	2,8	10,3	40,3	25,2
Nord-Atlantique	19,2	0,0	13,0	65,3	2,5
Nord-Caraïbe	2,4	1,0	20,3	74,3	2,0
Sud-Atlantique	17,1	0,9	24,4	52,6	5,1
Sud-Caraïbe	13,2	9,6	9,4	55,9	11,8

Tableau II.9. Répartition des surfaces des biocénoses entre 0 et 50 m en pourcentage de la surface de la région.

Région	Communauté corallienne bioconstruite	Placage corallien	Herbiers	Communauté algale	Communauté de fonds meubles nus	Communauté mixte	Communauté de spongiaires et gorgonaires
Baie de Fort de France	19,0	0,4	7,5	9,5	61,8	0,0	1,8
Centre-Atlantique	2,9	9,0	10,9	32,8	43,8	0,7	0,0
Nord-Atlantique	0,0	10,4	0,0	27,4	62,2	0,0	0,0
Nord-Caraïbe	6,9	3,7	14,1	6,5	68,4	0,0	0,4
Sud-Atlantique	0,5	1,6	10,8	73,8	13,3	0,0	0,0
Sud-Caraïbe	14,6	0,0	21,0	39,0	23,7	1,4	0,2

L'étude de la distribution des biocénoses benthiques montre des variations importantes entre les régions identifiées (Tableau II.9). Les surfaces de communauté corallienne cartographiées sont précisées sous la forme de deux catégories : la communauté corallienne bioconstruite et le placage corallien sur roche.

IV.4.1. Le Centre-Atlantique

Le Centre-Atlantique est la région la plus vaste puisqu'elle englobe l'ensemble du système de double barrière, de Sainte-Marie jusqu'au sud du Vauclin (Annexe 14), présentant ainsi la plus grande surface de substrat dur (21,4% ; Tableau II.8). Elle rassemble également le plus grand nombre et surtout les plus grandes baies (excepté la baie de Fort-de-France) du littoral martiniquais : baie de Trinité, baie du Galion, baie du Robert, baie du François. Le substrat sablo-vaseux qui occupe ces baies représente donc une part importante (25,2%) des fonds dans ce secteur (Annexe 14). Mais le substrat majoritaire de la région Centre-Atlantique est le substrat sableux (40,3% ; Tableau II.8), présent au niveau du lagon entre les zones de barrière et les récifs frangeants. Sur certaines portions à l'extérieur de la barrière externe, un substrat mixte sable et roche est cartographié, caractéristique des zones à éperons et sillons (Annexe 14).

Les fonds marins de ce secteur étant constitués à plus de 65% de substrats meubles (Tableau II.8), la biocénose majoritaire est la communauté de fonds meubles nus (43,8% ; Tableau II.9), localisée essentiellement dans les baies et au niveau du lagon (Figure II.37). Plus d'un tiers des biocénoses est représenté par la communauté algale (32,8%), largement développée sur toute la barrière récifale externe et qui remplace la communauté corallienne aujourd'hui réduite à 11,9% des fonds (Tableau II.9). La communauté corallienne est principalement présente sous forme de placage corallien (9%) au niveau de cette ancienne barrière aujourd'hui érodée et en grande partie colonisée par des macroalgues. Le peu de communauté corallienne bioconstruite (2,9%) subsiste au niveau des récifs frangeants internes, en bordure de littoral ou dans les baies abritées (Figure II.37). Les herbiers représentent près de 11% de la surface des fonds (Tableau II.9), répartis en arrière des récifs frangeants internes et sur de vastes étendues au niveau des lagons du sud de la zone (Figure II.37).

IV.4.2. Le Sud-Atlantique

Le Sud-Atlantique est parmi tous les secteurs celui qui possède la plus faible proportion de substrats meubles (57,7%), majoritairement constitués de sable (52,6%) (Tableau II.8) qui occupent les lagons et les zones au-delà du récif frangeant. Le substrat dur représente 17,1% des fonds et forme cette ligne de récifs frangeants bien développés le long du littoral (Annexe 15). A l’extérieur de ce récif, de larges zones de substrat mixte « Sable et Roche » (24,4%) constituent les zones à éperons et sillons (Annexe 15).

Le Sud-Atlantique se démarque des autres régions par sa couverture record en communauté algale qui compose plus de 73% des fonds (Tableau II.9). Les peuplements d’algues colonisent la quasi-totalité du récif frangeant qui borde ce secteur, envahissant le lagon par endroits jusqu’au bord de côte (Figure II.38). Des zones d’herbiers persistent au niveau du lagon, constituant 10,8% des biocénoses. La communauté de fonds meubles nus représente 13,3% des fonds et est localisée principalement au niveau de la baie des Anglais et des fonds profonds du nord de la zone (Figure II.38). La communauté corallienne, qu’elle soit bioconstruite ou sur roche, est au stade de vestiges puisqu’elle constitue à peine 2% des biocénoses de cette région (Tableau II.9).

IV.4.3. Le Sud-Caraïbe

La région Sud-Caraïbe est une des plus hétérogènes : composée à 55,9% de sable (Tableau II.8), elle possède également des surfaces non négligeables de substrat sablo-vaseux (11,8%) présentes dans les baies et les criques (Annexe 16). Le substrat dur constitue 13,2% du secteur, localisé essentiellement au niveau du plus important récif frangeant de l’île, entre la pointe Pimantée et la Pointe Dunkerque (Annexe 16). Cette région présente les plus grandes surfaces de substrat détritique (9,6%), à l’inverse du substrat mixte sable et roche moins développé que dans les autres secteurs (9,4%).

Le Sud-Caraïbe est une des régions présentant les surfaces les plus élevées de communauté corallienne bioconstruite (14,6% ; Tableau II.9), constituant le récif frangeant continu. Le placage corallien est totalement absent de ce secteur. La communauté algale occupe 39% des fonds (Tableau II.9), formant de vastes étendues au-delà de 5 m de profondeur sur l’ensemble de la zone excepté au niveau du récif frangeant (Figure II.39). Par

rapport aux autres secteurs, le Sud-Caraïbe totalise les plus grosses surfaces d'herbiers. Présents en arrière des récifs, ils représentent 21% des biocénoses de cette région. Les baies et chenaux sont caractérisés par de la communauté de fonds meubles nus qui représente 23,7% (Figure II.39).

IV.4.4. La baie de Fort-de-France

Cette région est un secteur unique dans la mesure où elle représente la plus grande baie de l'île. Comme la plupart des systèmes semi-fermés, elle est principalement constituée de substrats meubles, occupant plus des deux-tiers de la baie (71,8%). Ces fonds meubles, majoritairement envasés en fond de baie (52,4% ; Tableau II.8), témoignent d'une forte hypersédimentation. L'extérieur et le centre de la baie sont caractérisés par d'importantes zones de substrat mixte sable et roche (22,2%) qui constituent des récifs en patchs (Annexe 17).

Proportionnellement à sa surface, la baie de Fort-de-France est la région où la communauté corallienne bioconstruite est la plus développée avec 19% (Tableau II.9). En revanche, contrairement à la communauté corallienne bioconstruite de la région Sud-Caraïbe, celle-ci ne constitue pas un récif continu mais colonise les fonds de substrat mixte (Figure II.40) au centre et à la sortie de la baie. Ce secteur présente peu d'herbiers (7,5%), répartis presque exclusivement en fond de baie entre la Pointe Duchaxel et la Pointe Merle, et le long du littoral de la partie méridionale de la baie (Figure II.40). La communauté algale est réduite à 9,5% des fonds, occupant de vastes étendues de substrat sableux à la sortie sud de la baie. Enfin, plus de la moitié de la baie est occupée par de la communauté de fonds meubles nus (61,8% ; Tableau II.9) présente au niveau des vastes zones de substrat sablo-vaseux et vaseux.

IV.4.5. Le Nord-Caraïbe

La région du Nord-Caraïbe, avec ses pentes accres, reflet du relief volcanique, est le secteur présentant la plus forte proportion de fonds meubles (76,3%) presque exclusivement constitués de substrat sableux (74,3% ; Tableau II.8) (Annexe 18). Le reste des fonds est

majoritairement composé par du substrat mixte sable et roche (20,3%), présent au niveau des éboulis rocheux le long des pentes du volcan et des récifs en patchs à l'entrée nord de la baie de Fort-de-France (Annexe 18).

Le Nord-Caraïbe totalise, proportionnellement à sa taille totale, les plus grandes surfaces de communauté de fonds meubles nus avec 68,4% d'occupation des fonds (Tableau II.9). La communauté algale y est en revanche beaucoup plus réduite que sur les autres régions puisqu'elle ne représente que 6,5% (Tableau II.9). La communauté corallienne, occupant plus de 10% des fonds, est présente sous forme de placage corallien sur la majorité du littoral (3,7%) mais aussi sous la forme de communauté bioconstruite (6,9%) au niveau des récifs en patchs situés à proximité de l'entrée de la baie de Fort-de-France (Figure II.41). Les herbiers représentent 14,1% des fonds de ce secteur et sont localisés tout le long du littoral en eau peu profonde, excepté au niveau de la zone d'impact de l'activité volcanique (coulées, nuées) entre Saint-Pierre et Le Prêcheur où ils sont totalement absents (Figure II.41).

IV.4.6. Le Nord-Atlantique

La dernière région, Nord-Atlantique, correspond à la face au vent du massif volcanique de la Pelée. Secteur le plus exposé à la houle océanique dominante, il possède un plateau insulaire plus développé que la région Nord-Caraïbe et est caractérisé par de vastes étendues de substrat sableux (65,3%), entrecoupées par des zones de substrat dur (19,2%) et mixte sable et roche (13,0%) près des côtes (Tableau II.8, Annexe 19).

La région du Nord-Atlantique est la moins diversifiée en termes de biocénoses. La communauté de fonds meubles nus y est prédominante (62,2%), couvrant des étendues importantes dans les eaux profondes (Tableau II.9). La communauté algale occupe 27,4% des fonds, en bordure de littoral sur des éboulis rocheux mais aussi sur de plus vastes zones où elle s'étend plus en profondeur (Figure II.42). La dernière biocénose observée dans ce secteur est la communauté corallienne, exclusivement composée de placage corallien colonisant les avancées ou blocs rocheux (Figure II.42). Aucun herbier n'a été cartographié dans cette région, les eaux très agitées et troubles ne permettant pas leur développement.

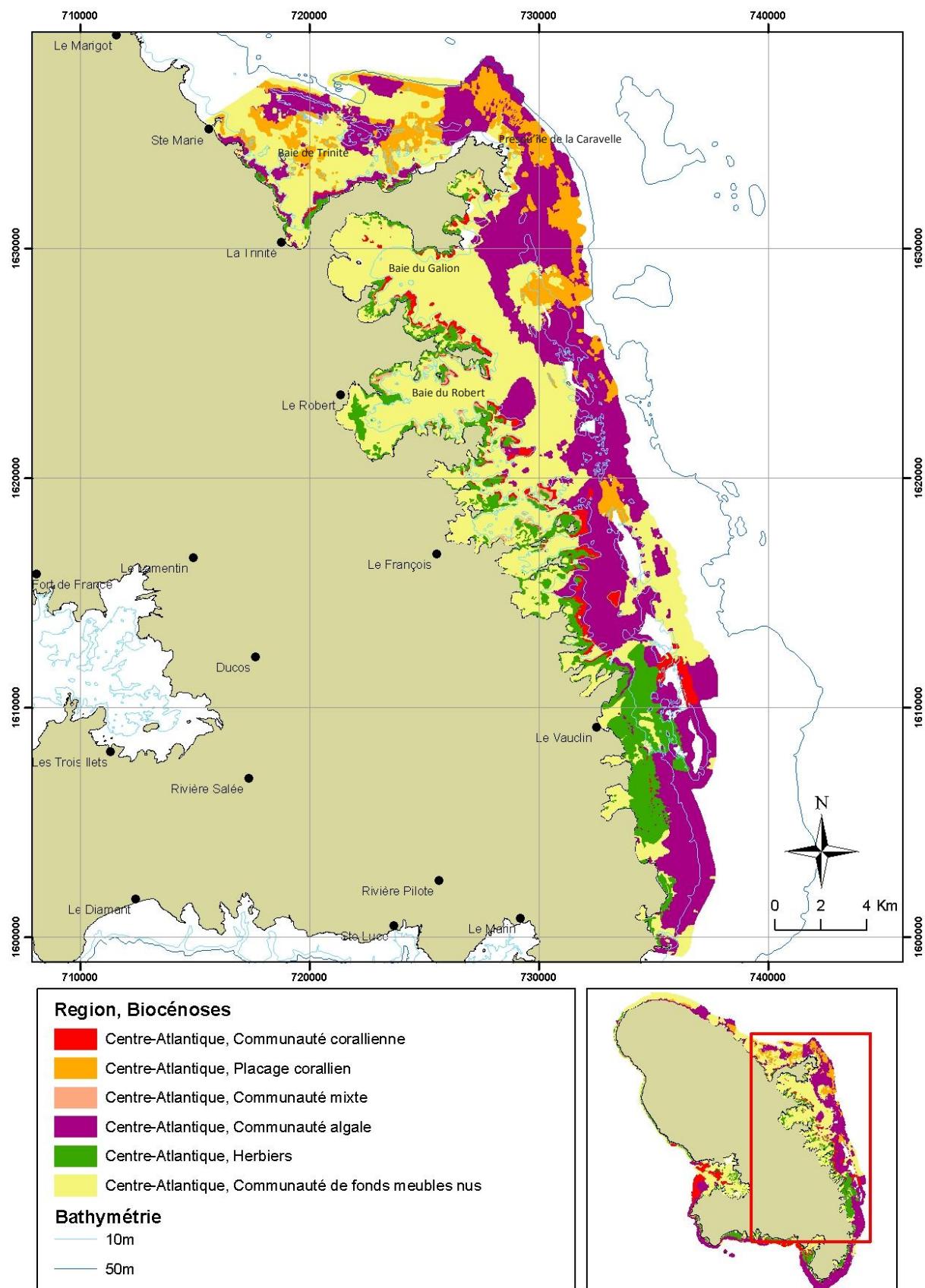


Figure II.37. Cartographie des biocénoses benthiques entre 0 et 50 m de la région Centre-Atlantique.

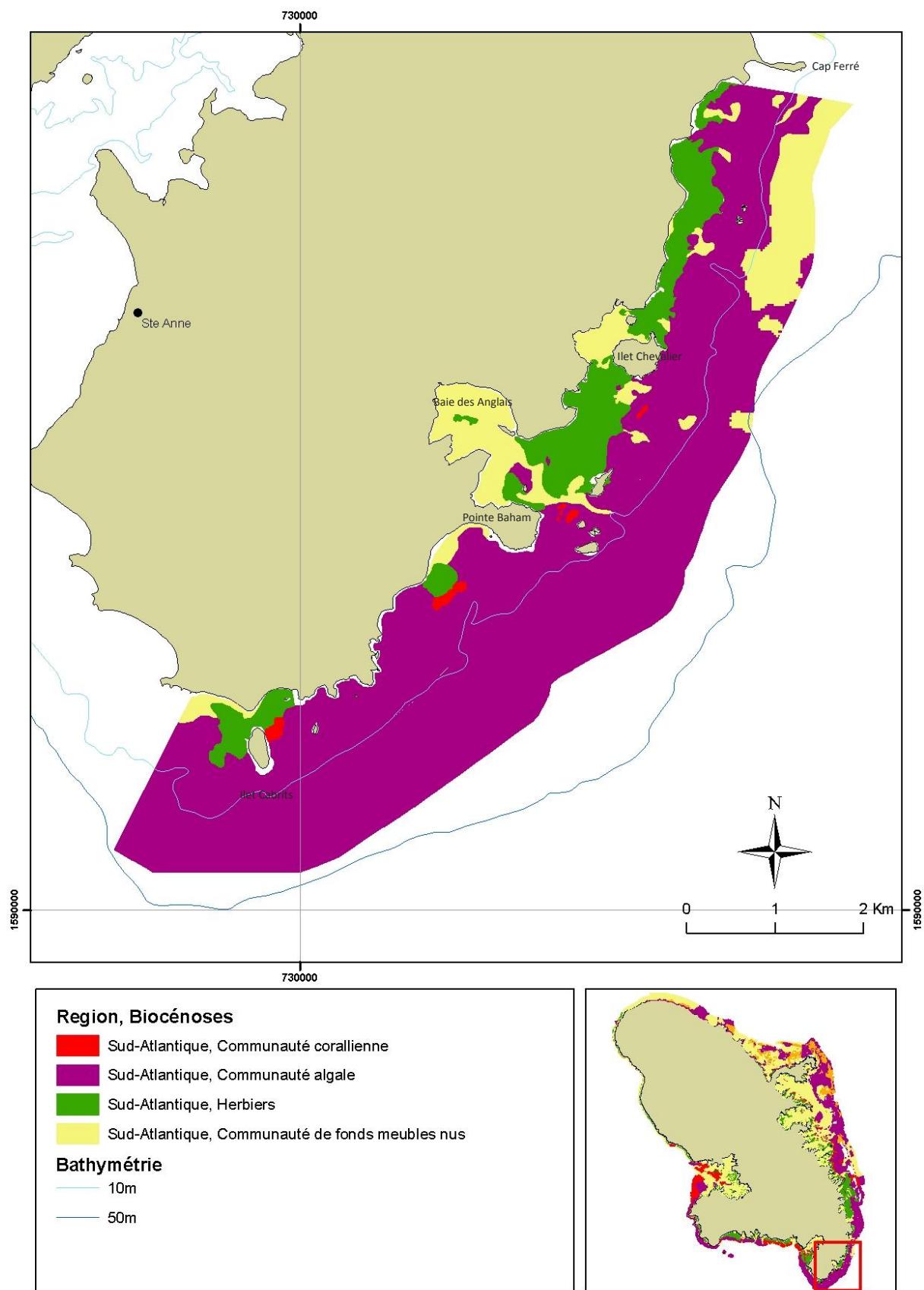


Figure II.38. Cartographie des biocénoses benthiques entre 0 et 50 m de la région Sud-Atlantique.

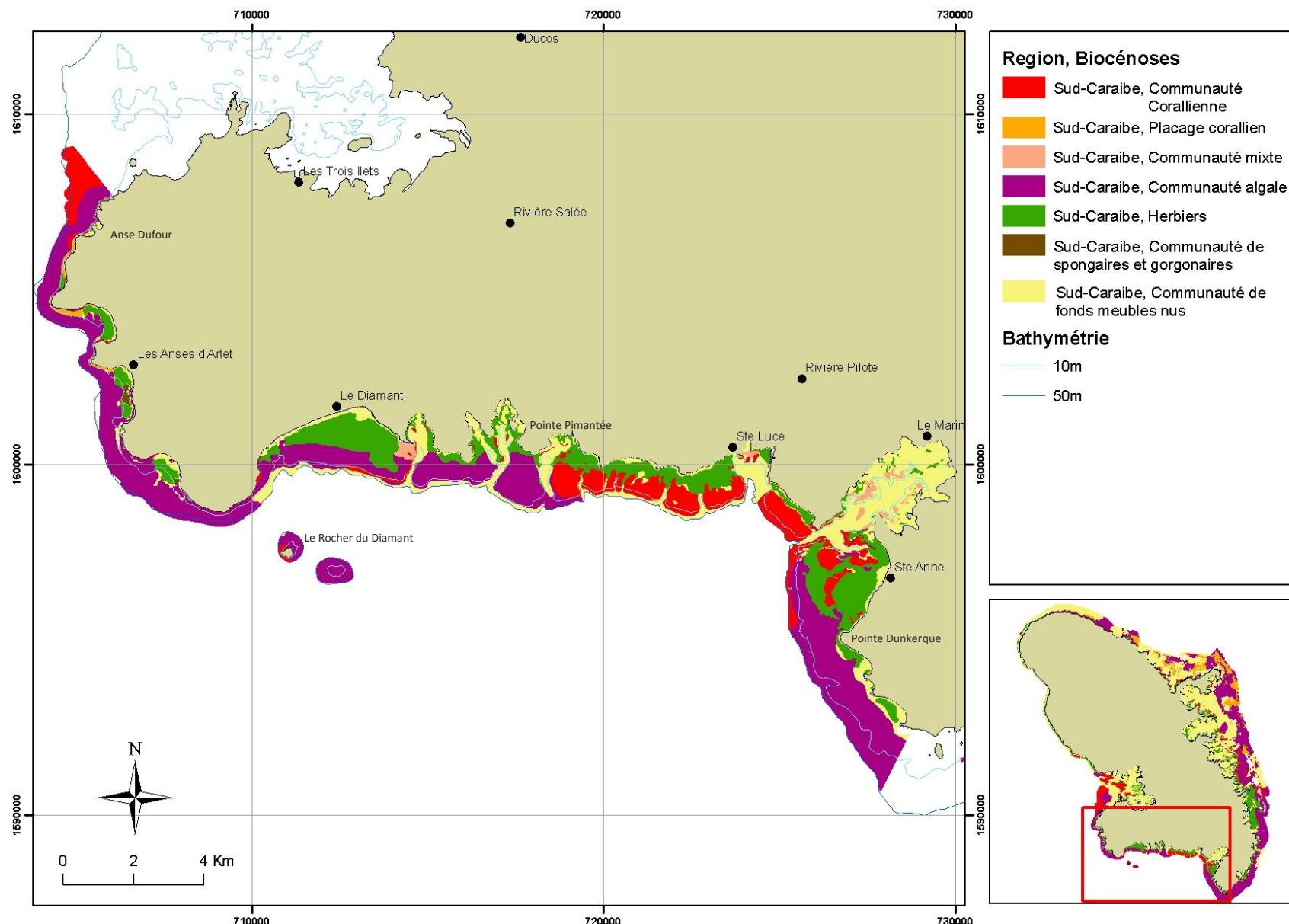


Figure II.39. Cartographie des biocénoses benthiques entre 0 et 50 m de la région Sud-Caraïbe.

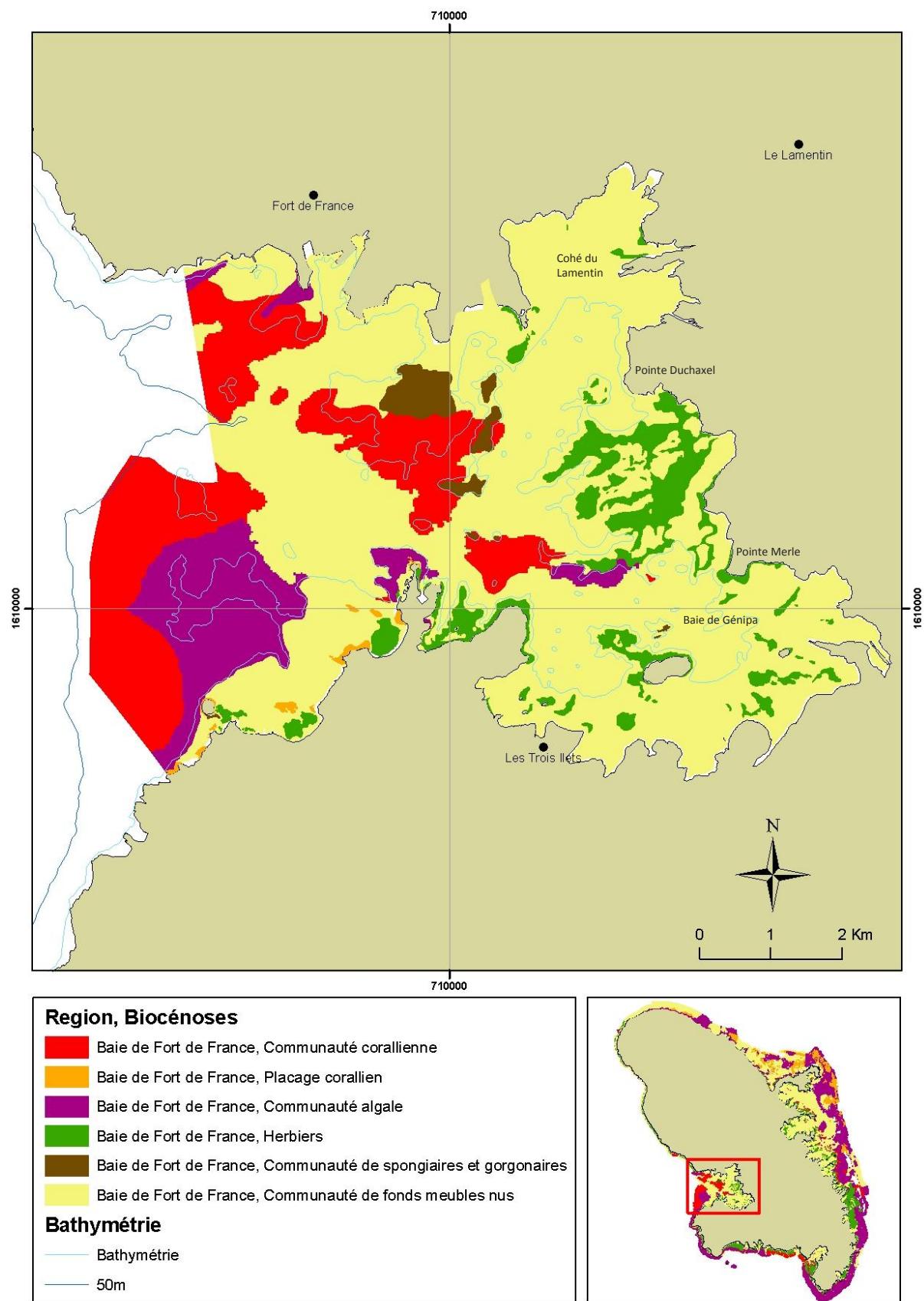
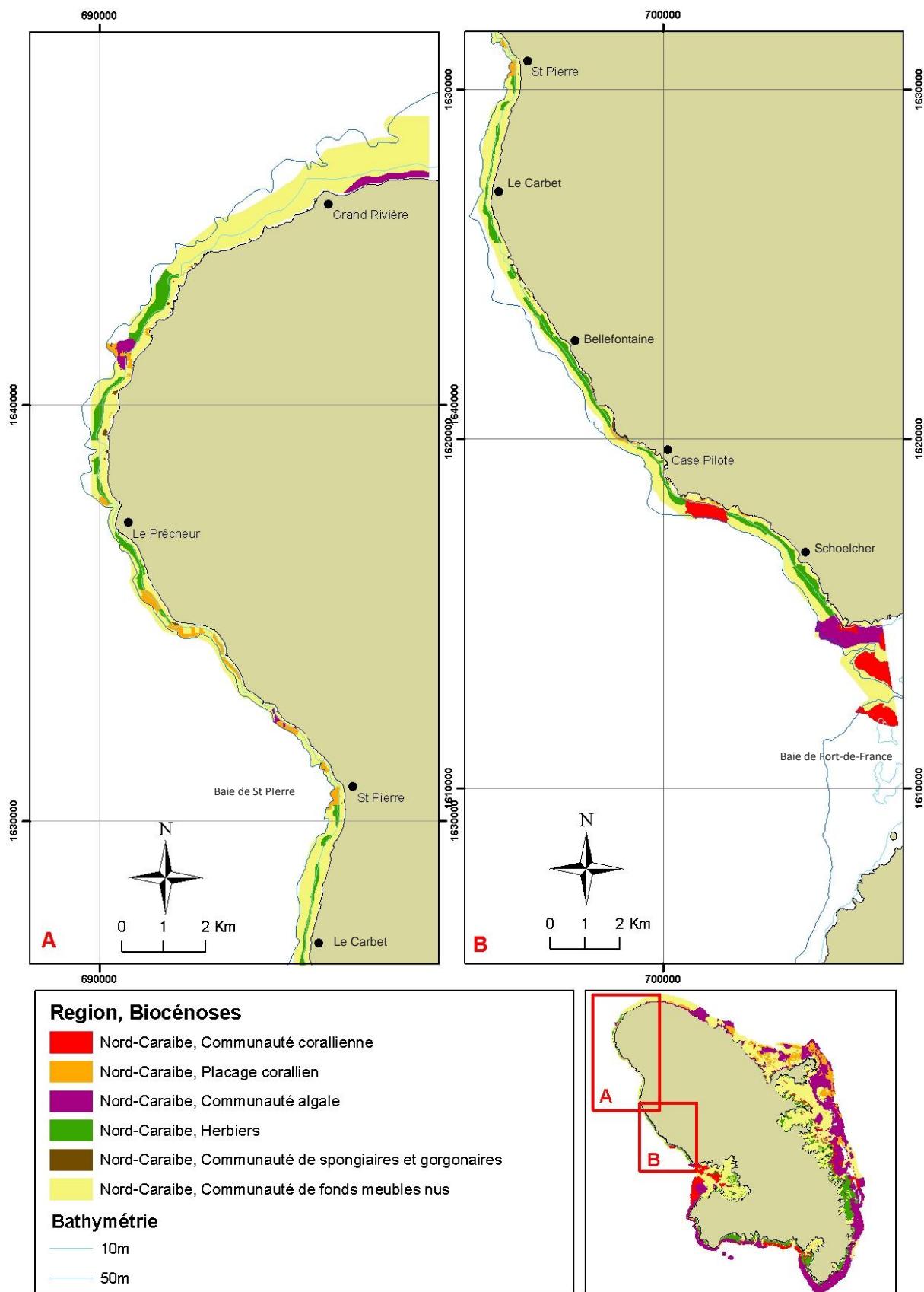
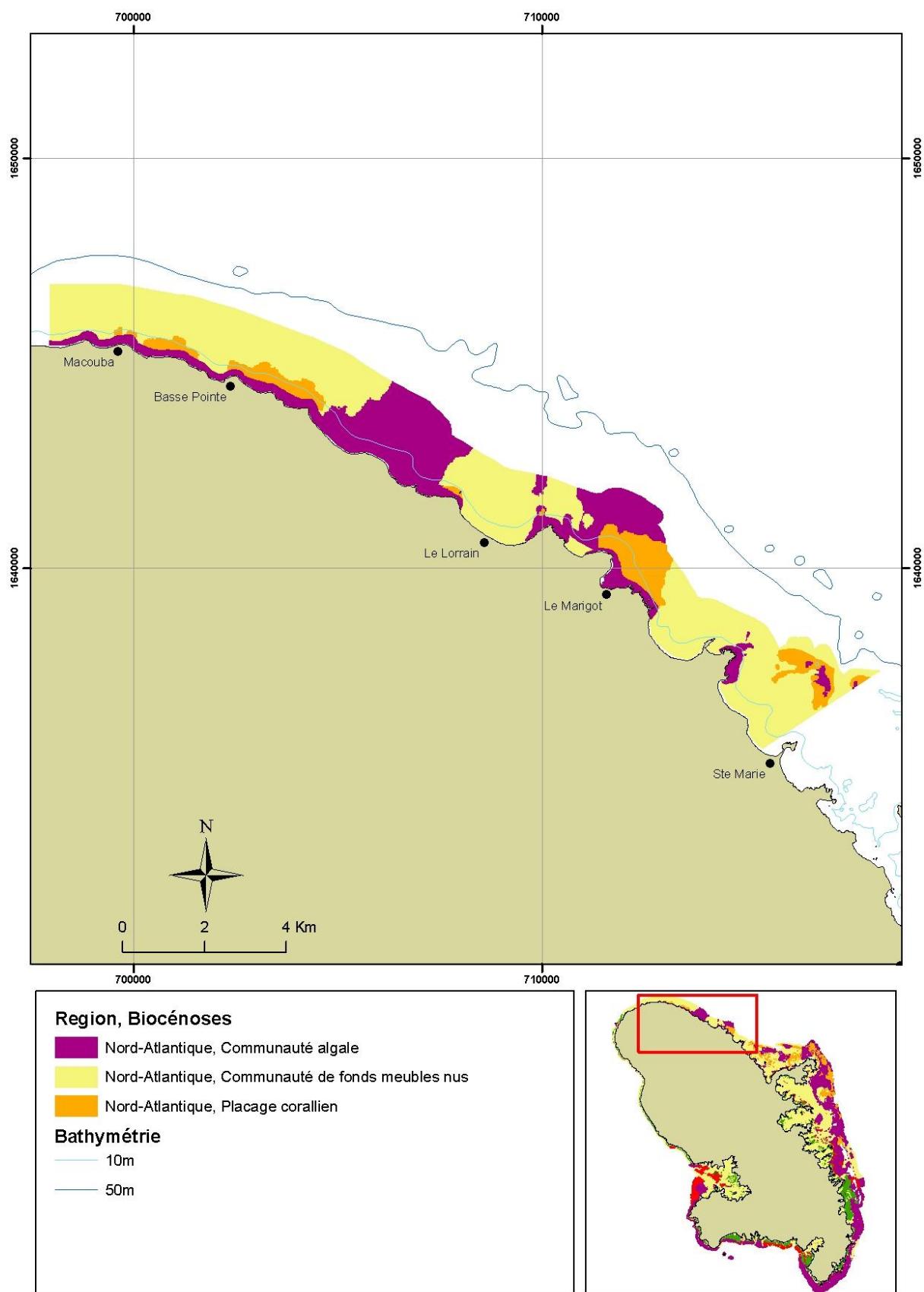


Figure II.40. Cartographie des biocénoses benthiques entre 0 et 50 m de la région baie de Fort-de-France.





V. Discussion

V.1. Les techniques de cartographie

La combinaison des deux méthodes de cartographie, l'analyse de photographies aériennes en zone peu profonde et le traitement de données acoustiques en zone profonde, a permis d'obtenir deux cartes thématiques des substrats et des biocénoses benthiques de l'ensemble du littoral martiniquais entre 0 et 50 m à l'échelle du 1/25 000^e. Une base de données considérable a également été produite grâce à la collecte de données lors des campagnes de vérification terrain (en apnée et avec les profils vidéo). Ces cartes et ces informations constituent un SIG marin unique pour l'île de la Martinique et un outil majeur d'aide à la décision pour mettre en place des plans de gestion et de protection des écosystèmes marins localement.

De nombreuses études ont démontré la pertinence et l'efficacité d'associer différentes techniques pour cartographier des habitats marins complexes (Franklin *et al.*, 2003 ; Riegl & Purkis, 2005 ; Walker *et al.*, 2008). Pasqualini *et al.* (1998) ont établi une cartographie des herbiers de *Posidonia oceanica* du littoral de Corse entre 0 et 50 m en utilisant des photographies aériennes pour les fonds peu profonds et du sonar latéral pour les eaux plus profondes. L'utilisation en conjonction du sonar latéral avec des techniques photographiques et vidéo a également été proposée par Brown *et al.* (2002) pour cartographier les habitats et les communautés benthiques associées d'une portion du nord-est de la Manche ($\approx 330 \text{ km}^2$). Dans les zones tropicales et particulièrement dans la Caraïbe, la combinaison du traitement d'images (photographies aériennes, images satellites) et de techniques acoustiques (sonar latéral, QTC-View) a été largement employée ces dernières années pour cartographier les écosystèmes coralliens des eaux côtières (Franklin *et al.*, 2003 ; Riegl & Purkis, 2005 ; Walker *et al.*, 2008). De nombreuses études ont démontré que les techniques acoustiques étaient les mieux adaptées et les plus rentables pour cartographier les eaux turbides ou profondes (Davies *et al.*, 1997 ; Van De Beuque *et al.*, 1999 ; Cochrane & Lafferty, 2002 ; Foster-Smith & Sotheran, 2003 ; Freitas *et al.*, 2003 ; White *et al.*, 2003). Dans les régions tropicales et en particulier en Martinique, la transparence des eaux côtières est souvent altérée par les apports terrigènes provenant du ruissellement, des pratiques

agricoles intensives et de la mauvaise gestion des eaux usées. Par ailleurs, le caractère volcanique de l'île, à l'origine des pentes accrores le long d'une grande partie du littoral, vient renforcer l'intérêt d'utiliser des techniques acoustiques pour cartographier les assemblages benthiques des eaux côtières turbides ou profondes, inexploitables grâce à des techniques passives.

Le choix des techniques utilisées est adapté à la précision (cartes au 1/25 000^e) et à la taille de la zone cartographiée (452 km²). La surface cartographiée par les photographies aériennes (159 km²), comprise entre 0 et 7 m, représente le tiers de la surface totale étudiée. Le travail de photointerprétation a néanmoins été réalisé à une échelle beaucoup plus fine ; la définition des contours des communautés a été effectuée à des échelles de l'ordre du 1/1 500^e. La fiabilité et la précision des cartes produites pour la zone 0-7 m sont également supérieures à celles des cartes obtenues pour la zone 7-50 m. La création des cartes de la zone peu profonde sont en effet réalisées à partir d'une interprétation visuelle préliminaire, validée par la suite par un très grand nombre de vérifications terrains (2 284 points). La cartographie de la zone 7-50 m repose sur des techniques totalement différentes qui font intervenir des traitements automatisés de logiciels spécifiques à partir de la calibration de nombreux paramètres. Les données acoustiques acquises avec ces techniques (système GeoSwath et RoxAnn) représentent un volume d'informations très important. Leur analyse et leur traitement pour la production de cartes nécessitent souvent un temps de traitement long. Dans le cadre de cette étude, le traitement des données RoxAnn a consisté en une cartographie automatique par interpolation des valeurs des rapports E1/E2. Cette méthode permet de conserver une analyse basée sur l'ensemble des valeurs originales mais elle perd en résolution du fait de la grande hétérogénéité dans la distribution des données : valeurs espacées de quelques mètres le long des profils et de 200 mètres ou plus entre profils. La calibration des paramètres de classification automatisée et d'interpolation des données a été effectuée en fonction de la résolution attendue (1/25 000^e) et de la surface totale échantillonnée (452 km²).

Il est cependant possible grâce à un traitement différent des données acoustiques d'obtenir des cartes des substrats et des biocénoses plus détaillées. Cette méthode consiste à examiner de façon aussi détaillée que possible la distribution des nuages de points caractérisés par le rapport des valeurs E1 et E2 des enregistrements RoxAnn. Cette analyse

visuelle directe permet de déterminer des « boîtes » correspondant à des limites de faciès sédimentaires provisoires. Les observations directes effectuées pendant la phase d'acquisition (vidéos) et situées à proximité des profils RoxAnn sont ensuite analysées, permettant la calibration de chaque « boîte » en un type de faciès. Afin de consolider la définition des boîtes, les données de l'imagerie GeoSwath ont été intégrées aux graphes et repérées dans les nuages de points. La combinaison et l'analyse de ces divers éléments permet donc d'établir une classification des fonds marins avec un certain nombre de faciès.

Guennoc & Duclos (2007) ont appliqué cette méthode sur les données acoustiques brutes acquises par Envision afin de produire une cartographie morphosédimentologique du domaine côtier. La phase d'analyse des données brutes représentant un temps de travail considérable, le retraitement des données n'a été réalisé que sur deux secteurs : la Baie de Fort-de-France et le secteur atlantique nord-est de Sainte-Marie au Robert. Les données ont été traitées par secteur, permettant d'identifier des ensembles de faciès propres à chaque zone étudiée. La comparaison de la cartographie des substrats obtenue dans le cadre de cette étude et de celle réalisée par Guennoc & Duclos (2007) met en évidence des différences de résolution et de précision des informations selon le traitement appliqué aux données (Figure II.43). Par exemple, sur la zone au sud du Marigot, 4 types de substrat ont été identifiés par Envision (A1) alors que Guennoc & Duclos (2007) en identifient 8 pour le même secteur (A2). La méthode de traitement utilisée par ces derniers permet de distinguer davantage de faciès pour les substrats durs, incluant la notion de communauté : fonds durs colonisés, fonds durs peu colonisés, fonds durs envasés. De même les substrats meubles sont discriminés beaucoup plus finement puisque 4 catégories ont été déterminées par Guennoc & Duclos (2007), des sables très fins aux sables grossiers (Figure II.43). La cartographie obtenue est donc plus détaillée et fournit davantage d'informations. Cet aspect est encore plus visible au niveau du secteur au nord de la Presqu'île de la Caravelle. La méthode utilisée par Envision basée sur une classification automatique et des interpolations met en évidence la perte d'information sur l'extérieur des profils d'échantillonnage (Figure II.43) : la barrière récifale située au large est cartographiée par une large bande de substrat rocheux (B1) alors que sur la cartographie réalisée par Guennoc & Duclos (2007), la délimitation du socle rocheux est plus précise, faisant apparaître les pentes détritiques et sédimentaires sur l'extérieur (B2).

Dans la continuité de cette étude et de la cartographie réalisée, il semblerait donc intéressant de poursuivre ce travail de retraitement des données acoustiques à plus haute définition débuté par Guennoc & Duclos, notamment dans le cadre d'études sur des secteurs précis du littoral martiniquais.

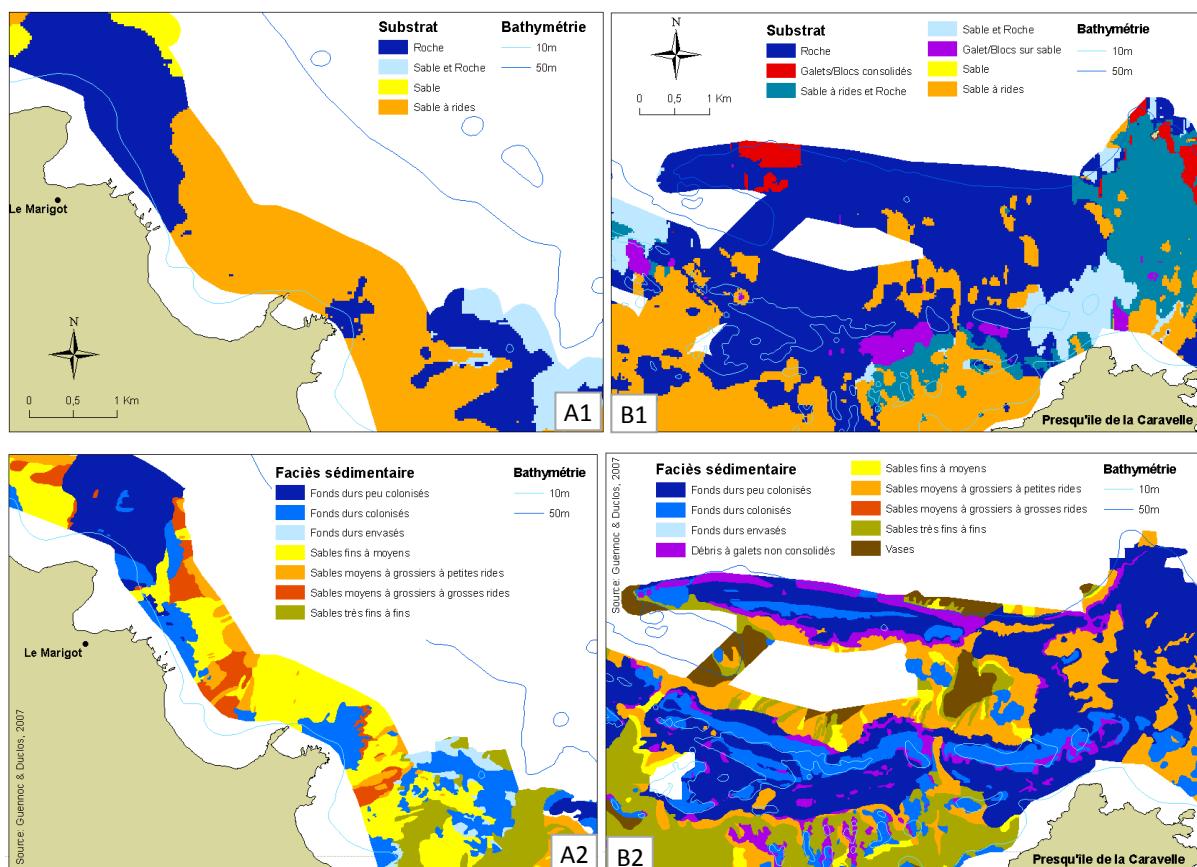


Figure II.43. Comparaison de la cartographie de la zone 7-50 m réalisée par (1) Envision et de celle réalisée par (2) Guennoc & Duclos (2007) sur deux secteurs du littoral nord atlantique (A : au sud du Marigot ; B : au nord de la Presqu'île de la Caravelle à droite).

Les cartes finales obtenues dans cette étude pour les substrats et les biocénoses (Figures II.27 et II.28) montrent des secteurs non cartographiés notamment sur la façade atlantique sud. Ces zones correspondent aux cayes affleurantes de la barrière extérieure du système récifal : cayes Mitan, cayes Pinsonelle, cayes du Sans-souci, cayes du Vauclin, cayes Pariadis. Le navire de la campagne d'échantillonnage n'a pu couvrir cette zone de très faible profondeur et dangereuse d'accès. Par ailleurs, les conditions de mer et de sécurité nécessaires n'ont pu être réunies pour permettre des investigations en apnée lors des phases de vérification terrain pour la zone 0-7 m. L'accès à ces cayes n'est pas impossible mais est fortement dépendant des conditions météorologiques marines. L'échantillonnage

de ces zones et la cartographie de leurs substrats et biocénoses seraient donc envisageables lors de fenêtres météo idéales, et permettrait d'obtenir une couverture à 100% des fonds marins entre 0 et 50 m.

V.2. Caractérisation des habitats benthiques

La distribution des habitats marins autour de la Martinique montre des différences marquées entre la côte sous le vent et la côte au vent. La côte atlantique est caractérisée par un système récifal complexe abritant de vastes lagons et protégeant les nombreuses baies et criques présentes le long du littoral. La côte caraïbe, plus abritée, a un trait de côte moins découpé, bordé par des récifs frangeants bien développés dans la moitié sud. Le plateau insulaire oriental très développé, soumis aux vents dominants de secteur est et à la houle océanique, a permis la mise en place il y a plusieurs milliers d'années d'un récif barrière s'étendant sur près de 40 km du nord de Trinité jusqu'au sud du Vauclin. Au large de la presqu'île de la Caravelle, cette formation récifale se dédouble sur environ 15 km formant l'unique récif double barrière des Petites Antilles (Figure II.44). En arrière de ce récif barrière, dans la partie interne du lagon, de nombreux récifs frangeants se sont développés le long de la côte et des nombreux îlets. Une autre caractéristique du récif barrière de Martinique est son remplacement progressif au cours des 600 dernières années par un plateau carbonaté recouvert d'un peuplement riche et dense de macroalgues molles (Adey *et al.*, 1977 ; Battistini, 1978). Cette évolution, observée également à plusieurs endroits dans la Caraïbe associant des zones à fort hydrodynamisme et des niveaux élevés de nutriments, peut aujourd'hui être observé tout autour de l'île et ne semble pas concerner exclusivement les récifs coralliens. En dehors d'une origine vraisemblablement naturelle, ce développement des communautés algales semble avoir été accéléré ces dernières décennies par une dégradation des conditions environnementales due au développement des activités anthropiques. Le travail de cartographie réalisé ici montre que plus d'un tiers des fonds marins entre 0 et 50 m (31,10%) sont aujourd'hui couverts par des communautés algales. La capacité des macroalgues à coloniser différents types de substrat et leur vitesse de croissance élevée est sans aucun doute un atout majeur dans la compétition pour l'espace (McCook *et al.*, 2001). Même si plus d'une centaine d'espèces d'algues ont été identifiées en

Martinique (Adey *et al.*, 1977), les peuplements sont dominés par des algues brunes, opportunistes, telles que *Sargassum sp.* ou *Dictyota sp.*

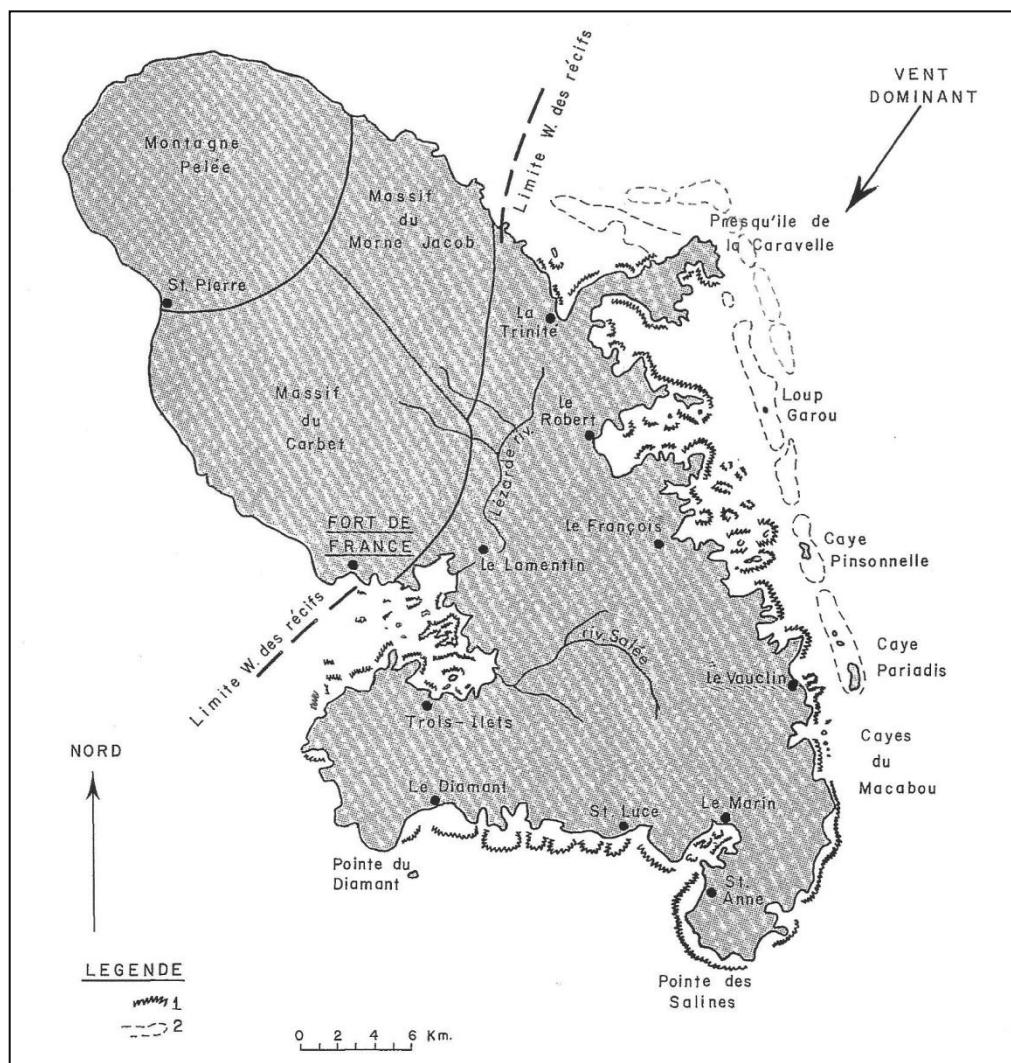


Figure II.44. Localisation des formations récifales de la Martinique : (1) récifs frangeants et cayes, (2) récif barrière. Adapté de Battistini (1978).

La distribution des communautés algales est étendue sur une très grande partie du littoral martiniquais, majoritairement du nord de la presqu'île de la Caravelle au nord de la baie de Fort-de-France. Cette répartition pourrait être liée à la distribution de la population et des activités humaines sur le territoire, concentrées sur le littoral et la moitié sud de l'île en raison du caractère très montagneux du nord de l'île. En dehors de la barrière récifale, de vastes zones de lagon de la côte atlantique sont occupées par des macroalgues, remplaçant les communautés de fonds meubles nus ou les herbiers (Figure II.28). Résistantes à un fort hydrodynamisme, elles couvrent presque la totalité de la côte sud atlantique, du récif frangeant jusqu'au substrat sableux. La côte caraïbe, dont le plateau insulaire est beaucoup

plus étroit, totalise moins de surface mais n'est pas épargnée par la colonisation algale qui occupe les zones sableuses profondes de la côte méridionale (Figure II.28). L'analyse des relevés vidéo effectués au niveau des communautés algales (117 relevés) permet une estimation visuelle de la couverture en macroalgues et met en évidence l'intensité de cette colonisation. En effet, plus de la moitié des sites (69) possèdent une couverture en macroalgues supérieure à 50%. Des recouvrements très importants, occupant la quasi-totalité du fond sont visibles dans de nombreux secteurs. C'est le cas au niveau du sud de la presqu'île des Trois Ilets et sur la côte Sud-Atlantique (Figure II.46). Sur ces zones, le peuplement macroalgal est généralement presque exclusivement constitué de sargasses, formant parfois des tapis d'une épaisseur de près d'un mètre (Figure II.45).

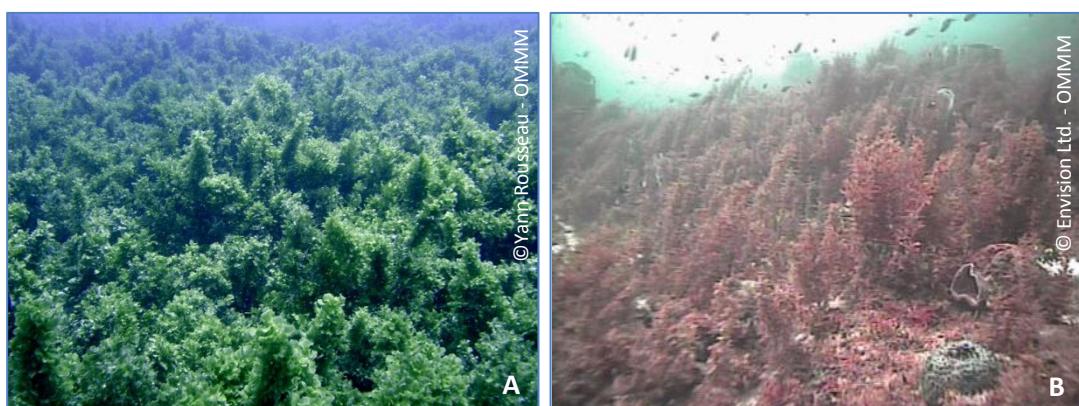


Figure II.45. Colonisation massive de *Sargassum* sp sur la côte caraïbe au niveau du Diamant (A) et de Pointe Burgos (B).

Si ces algues brunes étaient déjà massivement présentes sur les récifs de la côte atlantique depuis des décennies (Adey *et al.*, 1977 ; Battistini, 1978), leur développement brutal sur la côte caraïbe est beaucoup plus récent. A la fin des années 80, Bouchon (1992) met en évidence un phénomène d'invasion des récifs coralliens par des sargasses sur près de 20 km entre la Pointe de la Baleine et Trois Rivières (Figure II.46). L'hypothèse de l'eutrophisation des eaux causée par l'anthropisation croissante de la baie de Fort-de-France avait été avancée notamment en raison de la diminution de la densité (10 à <5 m²) et de la taille (1 m à 20 cm) des plants de sargasses selon un gradient nord-sud. Une autre hypothèse était celle du phénomène naturel, apparaissant ponctuellement et aléatoirement dans le temps. L'observation 20 ans plus tard d'une colonisation totale de ces mêmes zones (>80% de couverture, Figure II.46) et d'une extension spatiale du phénomène réfute cette dernière

hypothèse et semble soutenir celle du rôle de la dégradation de la qualité des eaux côtières dans le développement des macroalgues.

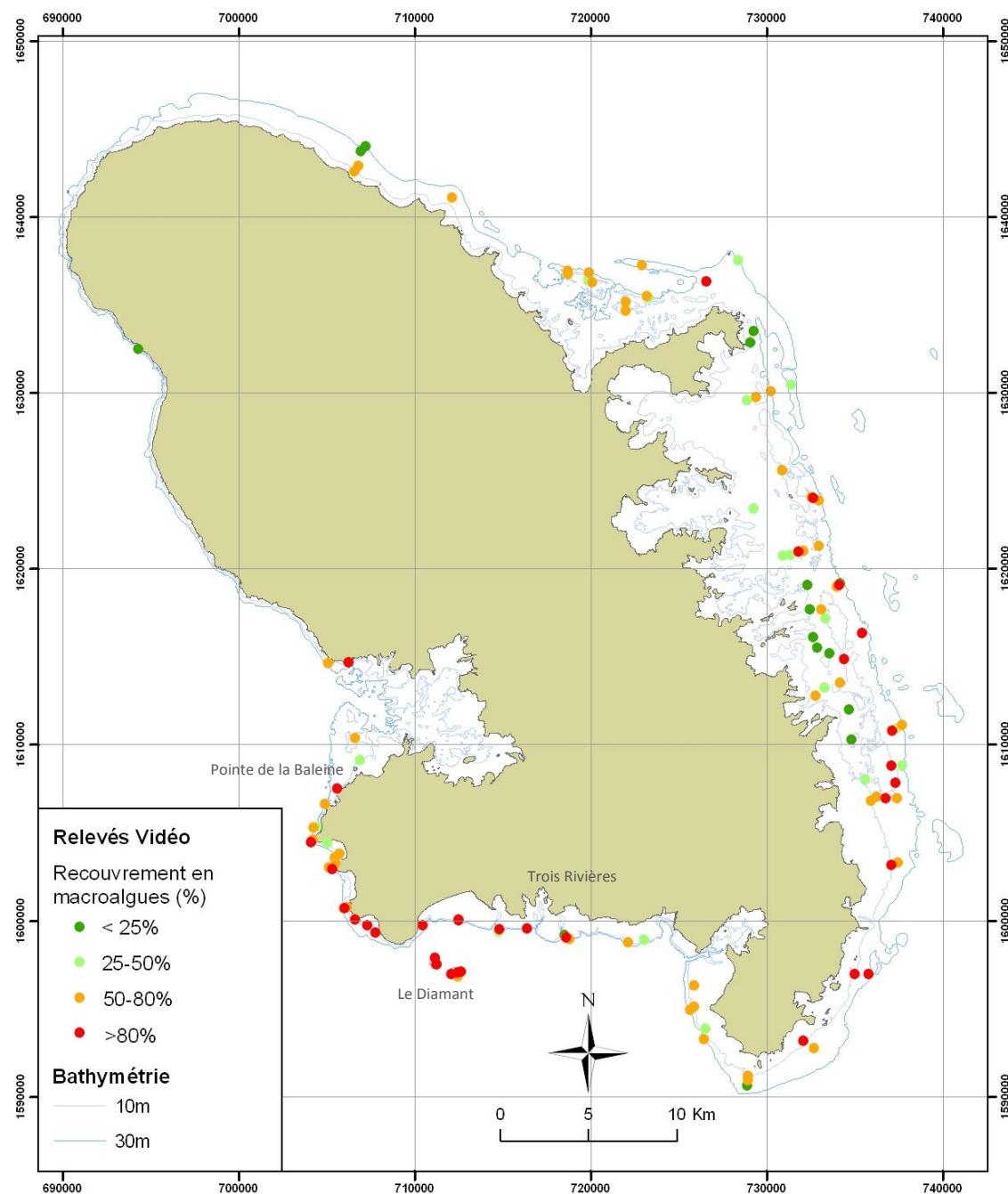


Figure II.46. Cartographie du recouvrement en macroalgues autour de la Martinique pour chaque relevé vidéo réalisé au niveau des communautés algales.

Même si à ce jour aucune étude n'a été réalisée sur les peuplements associés aux communautés algales en Martinique, d'autres travaux ont été menés sur cette problématique ailleurs dans la Caraïbe. Ainsi Nagelkerken *et al.* (2001) ont montré qu'à

Curaçao (Antilles Néerlandaises) la biodiversité et les densités ichtyologiques sont significativement inférieures dans les communautés algales que dans les récifs ou les herbiers. Cette tendance est également observée par McClanahan *et al.* (1999) sur les récifs dominés par des macroalgues molles de la réserve marine du Watamanu au Kenya. La diminution de l'abondance et de la diversité en poissons au sein des communautés algales et leurs conséquences probables sur les peuplements associés semblent donc souligner le faible intérêt écologique de cette biocénose. Leur expansion est donc alarmante pour la conservation de la biodiversité en Martinique.

Les communautés coralliennes, fortement impactées par le développement croissant des macroalgues, sont faiblement représentées dans les eaux côtières martiniquaises (12%) par rapport à ce qu'elles ont pu être il y a plusieurs centaines d'années (Adey *et al.*, 1977). Aucune étude cartographique antérieure ne permet d'évaluer précisément le recul de cette biocénose en Martinique mais Bouchon *et al.* (2008) estiment que près de 80% des récifs coralliens des Petites Antilles Françaises auraient disparu. La distinction réalisée dans cette étude cartographique entre la communauté corallienne bioconstruite et la communauté corallienne sur roche souligne encore plus la faible présence d'un véritable récif bioconstruit (5,9%). Aujourd'hui, les récifs coralliens les plus développés et les plus actifs sont localisés sur la côte sud de l'île. Composés majoritairement d'espèces bioconstructrices massives (*Montastrea sp.*, *Diploria sp.*, *Colpophyllia natans*), ils forment la structure la plus diversifiée et la plus riche de l'île, s'étendant sur plusieurs kilomètres entre 0 et 40 m de fond (Bouchon & Laborel, 1986). Ce récif, large de plusieurs centaines de mètres et séparé de la côte par un lagon bien développé, est aujourd'hui assimilé à un embryon de récif barrière (Gabrié, 1998). La baie de Fort-de-France abrite également des récifs bioconstruits. Ce ne sont pas en revanche des constructions formant des édifices massifs comme sur la côte sud. La déclivité des fonds moins importante dans ce secteur et la nature du fond majoritairement sédimentaire a permis le développement de récifs en patchs au centre et à l'entrée de la baie. La distribution des communautés coralliennes est aussi liée à la géologie de l'île. La présence de la montagne Pelée au nord de l'île, à l'origine des pentes accrores et des fonds meubles issus des éruptions, a limité le développement de récifs bioconstruits au profit de communautés coralliennes sur roche (6,4%). Les fonds qui bordent ce secteur sont majoritairement sédimentaires, avec une alternance de zones mixtes composées de canyons

ou d'éboulis rocheux abrupts entrecoupés de zones sableuses. La communauté corallienne qui s'est développée sur ces avancées et ces blocs rocheux est essentiellement composée de coraux encroutants et d'un peuplement de spongiaires très riche. L'intérêt écologique des récifs coralliens n'est plus à démontrer. La complexité structurelle des récifs de la Martinique favorise le développement de peuplements benthiques d'une grande biodiversité. D'après Bouchon & Laborel (1986), 45 espèces de coraux (Hydrocoralliaires et Scléractinaires) sont présents sur les côtes de l'île. Sur les 300 espèces environ de poissons recensées dans les eaux côtières (Bouchon-Navaro & Louis, 1986 ; Bouchon-Navaro *et al.*, 1992 ; Louis *et al.*, 1995 ; Bouchon-Navaro, 1997), plus de 100 espèces (136 hors espèces cryptiques) sont inféodées aux communautés corallientes (Rousseau, 2010). Le peuplement de spongiaires compte 70 espèces identifiées (Vacelet, 1984) et 35 espèces de gorgones ont été inventoriées entre la surface et -35 m par Philippot (1986). L'association de ces organismes, vivant dans un équilibre complexe, constitue les communautés des récifs coralliens. Les formations récifales édifiées par cette biocénose assurent une protection physique de la côte contre les vagues et la houle océanique (Ogden & Gladfelter, 1983 ; Burke *et al.*, 2004). En arrière de cette barrière physique, le lagon caractérisé par des eaux calmes, peu profondes et claires, abrite une autre biocénose à fort intérêt écologique : les herbiers de phanérogames.

Les herbiers occupent 11% des fonds marins, surface similaire à celle occupée par les communautés corallientes. En revanche leur distribution est beaucoup plus restreinte autour du littoral martiniquais. En effet, les exigences écologiques de développement de ces phanérogames limitent leur développement à des eaux peu profondes, en général inférieures à 10 m, même si certaines espèces telle que *Halophila decipiens* sont visibles jusqu'à 40 m (obs. pers.). Essentiellement présents au niveau des vastes lagons abrités des récifs de la façade atlantique sud et de la côte caraïbe méridionale, les herbiers couvrent parfois des surfaces continues de plusieurs centaines d'hectares. Trois espèces de phanérogames sont rencontrées mais la grande majorité des herbiers de Martinique sont composés de deux espèces, présentes seules ou associées : *Thalassia testudinum* et *Syringodium filiforme*. Les techniques de cartographie utilisées dans cette étude n'ont pas permis de distinguer les différents types d'herbiers. L'analyse de photographies aériennes identifie très clairement leur distribution mais ne distingue par leur nature. D'autres techniques, comme l'imagerie hyperspectrale, utilisée dans la reconnaissance de différentes

espèces d’algues sur les récifs (Andréfouët *et al.*, 2004), pourraient permettre cette distinction grâce aux signatures spectrales de chaque espèce. *T. testudinum* est une espèce climacique, résistante aux stress environnementaux (turbidité, envasement) mais sensible au réchauffement, à l’émersion et aux pollutions principalement d’origine organique (Laborel-Deguen, 1984). La faune et la flore qu’elle abrite comprennent des espèces à haute valeur commerciale (mollusques, échinodermes, poissons), renforçant son intérêt écologique. Même si la cartographie de sa répartition n’a pu être réalisée, les observations effectuées lors des vérifications terrain, semblent montrer que cette espèce climacique est de moins en moins présente à l’état strict (herbier à *T. testudinum* pur). Sur l’ensemble des points échantillonnés dans les herbiers, 58% présentent un peuplement à *T. testudinum* pur. Ces herbiers, dont la limite inférieure de développement est autour de -5 m (Laborel-Deguen, 1984), sont localisés principalement en bordure de littoral dans les baies ou les zones peu agitées (Figure II.47). Les herbiers mixtes (33% des points échantillonnés) présents dans les secteurs plus agités comme dans les lagons situés en arrière des cayes atlantique (Figure II.47), sembleraient plus résistants à l’hydrodynamisme. Les herbiers à *S. filiforme* strict sont peu présents (9% des points échantillonnés) et localisés presque essentiellement sur la côte nord-caraïbe, où leur limite de développement plus élevée (jusqu’à -20 m) permet sans doute de coloniser cette partie du littoral caractérisé par des pentes abruptes. En l’absence de données antérieures sur la répartition des types d’herbiers autour de la Martinique il est difficile de tirer des conclusions, mais il semblerait que cette biocénose évolue vers une dominance de l’espèce *S. filiforme*. Cette espèce, plus résistante aux perturbations naturelles et anthropiques et à croissance plus rapide (Laborel-Deguen, 1984), remplacerait progressivement l’espèce climacique, témoignant d’une dégradation de cette biocénose. D’une manière générale, la répartition des herbiers semble en régression dans les zones les plus affectées par les pressions anthropiques comme les fonds de baies. L’observation régulière au cours de cette étude de vestiges d’herbiers (obs. pers.), notamment en bordure du littoral, témoigne de la disparition progressive de cette biocénose au profit d’une autre biocénose caractéristique des fonds meubles : la communauté de fonds meubles nus. L’absence de travaux cartographiques antérieurs ne permet cependant pas de confirmer scientifiquement cette tendance et souligne la nécessité d’un suivi dans le temps de la distribution de cet écosystème.

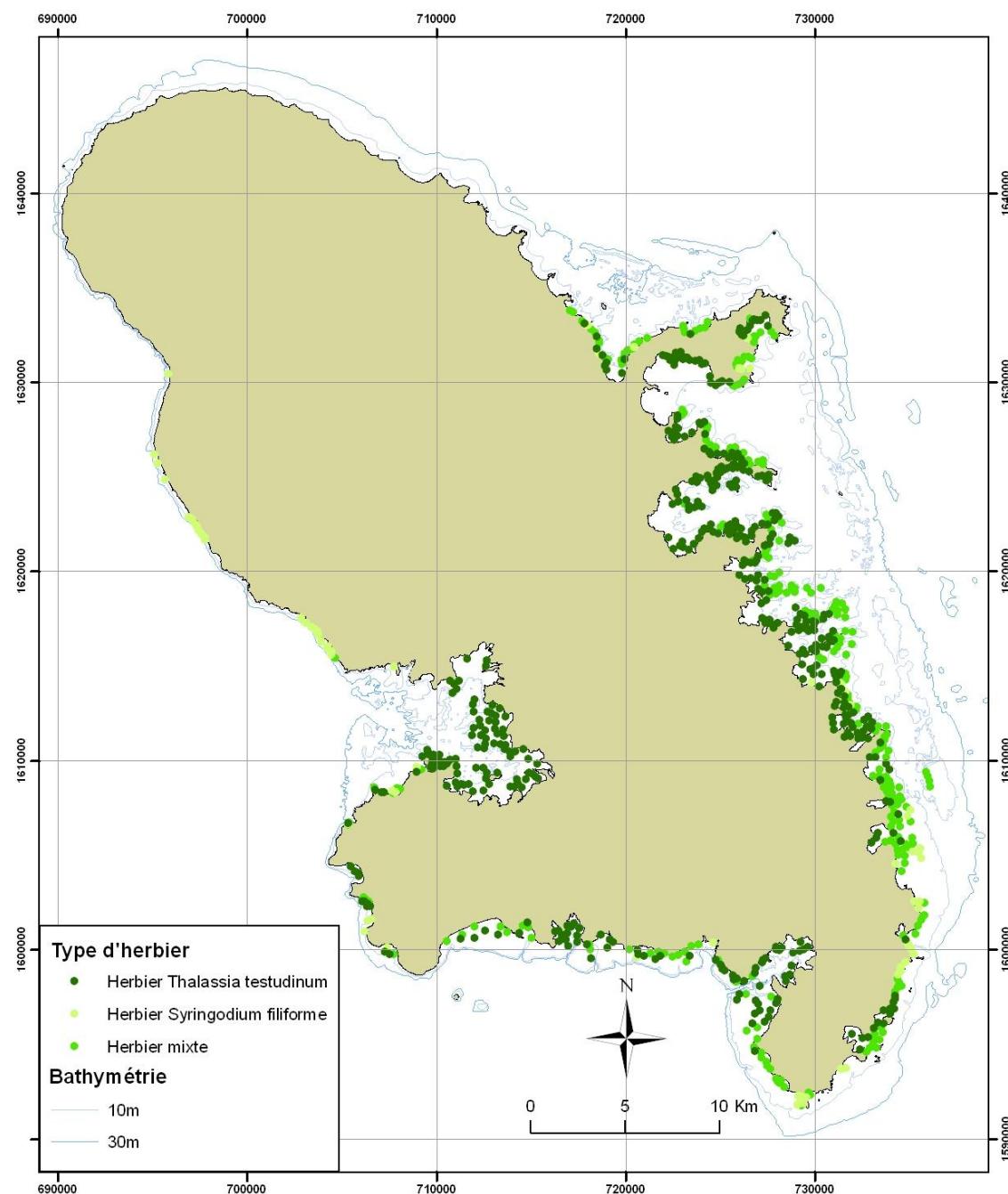


Figure II.47. Répartition des points de vérification terrain réalisés en fonction du type d'herbier identifié en Martinique.

La communauté de fonds meubles nus est la plus importante en termes de surface des fonds le long du littoral (44,74%). Elle est présente au niveau des substrats sableux, sablo-vaseux et vaseux localisés dans les lagons, les baies et les criques abritées. Bien qu'aucun prélèvement n'ait été réalisé dans cette étude, des traces nettes de macrofaune sont souvent visibles en surface (terriers, holothuries, lambi). Au regard de la biodiversité, de la production et de l'importance socio-économique des biocénoses telles que les

communautés corallieennes ou les herbiers, la communauté de fonds meubles nus reste la biocénose de plus faible intérêt écologique des eaux côtières de Martinique.

Le travail de cartographie réalisé ici permet pour la première fois d'avoir une connaissance globale des biocénoses benthiques sur la totalité du littoral martiniquais entre 0 et 50 m. Des travaux de cartographie des communautés benthiques avaient toutefois déjà été menés 20 ans plus tôt par Chauvaud (1997) sur la moitié sud du littoral de Martinique, des Anses d'Arlet jusqu'à la baie du Robert. Le nord de l'île, avec ses fonds accores sur la façade caraïbe et ses côtes non protégées par un récif sur la côte atlantique n'avait en revanche pas été inventorié. Par ailleurs, seules des photographies aériennes (campagne IGN 1988) avaient été utilisées dans cette étude, la zone cartographiée concernait alors les fonds peu profonds inférieurs à 20 m. Les photos en vraies couleurs avaient été numérisées, décomposées en 3 canaux (R, V, B) puis redressées géographiquement sur 6 secteurs (Annexe 20). Des classifications non supervisées et supervisées avaient ensuite été appliquées sur la base des signatures spectrales identifiées et des vérifications terrain, pour définir des classes thématiques de biocénoses.

Les différences de traitement et de cartographie utilisés rendent difficile la comparaison avec le travail de Chauvaud (1997), la pixellisation et le choix des couleurs utilisées pour représenter les biocénoses étant difficilement appréhendable à l'œil nu. Dans l'ensemble, les cartes produites ne montrent pas de différences notables avec celles produites dans cette étude, hormis sur le secteur concernant la région de Sainte-Luce. La répartition des biocénoses cartographiées lors du travail de 1997 montre l'étendue de la communauté algale qui couvre déjà des surfaces importantes sur la côte atlantique sud (2 351 ha cartographiés pour les secteurs 3, 4, 5 et 6 ; Annexe 20). En comparaison, les surfaces de communautés algales cartographiées entre 0 et 7 m ici représentent 2 259 ha pour les mêmes secteurs. Cette surface, même si elle est un peu inférieure semble cohérente étant donné la variabilité de profondeur d'acquisition des travaux de Chauvaud (1997) en fonction de la limite de pénétration de la lumière. Le phénomène d'invasion des fonds marins de Martinique par les macroalgues ne semble donc pas être un évènement récent. Concernant les herbiers, dont le développement (comparé aux algues) est limité aux faibles profondeurs, la surface cartographiée dans cette étude (3 284 ha sur la zone 0-7 m)

est très similaire à celle calculée par Chauvaud (1997) (3 209 ha) sur les secteurs cités précédemment.

Les différences majeures observées lors de la comparaison des deux études concernent les communautés corallieennes. Sur les secteurs de la côte atlantique, les couvertures corallieennes cartographiées en 1997 (199 ha) apparaissent très inférieures à celles cartographiées dans cette étude (701 ha). Il est peu probable que cette différence soit imputable à un développement des communautés corallieennes en 20 ans, compte tenu du taux de croissance très faible de ces organismes. Les cartes réalisées par Chauvaud (1997) montrent en revanche de nombreuses zones non cartographiées au niveau des cayes peu profondes, notamment au niveau des zones de déferlement des vagues. La surface de cette biocénose pourrait donc avoir été fortement sous-estimée lors de l'étude de 1997. Par ailleurs, l'état de dégradation de ces communautés corallieennes, caractérisé par un développement important des macroalgues pourrait avoir induit un biais dans l'identification des signatures spectrales et donc entraîné une classification erronée des communautés corallieennes au profit des communautés algales. Cette explication semble encore plus vraisemblable en observant la région de Sainte-Luce, secteur où les différences de couverture corallienne et algale sont les plus marquées. La Figure II.48 permet de visualiser ces différences de distribution grâce à la superposition des deux cartes.

Sur les cartes de Chauvaud (1997), l'important récif frangeant de cette zone est principalement représenté par des communautés algales, les communautés corallieennes étant restreintes à quelques zones dispersées (Figure II.48). Or la cartographie réalisée au cours de notre étude montre que les communautés corallieennes s'étendent sur l'ensemble de ce récif, du bourg de Sainte-Luce à Trois Rivières. Là encore, l'invasion par des macroalgues des communautés corallieennes de ce secteur pourrait être responsable d'une mauvaise classification des signatures spectrales, plutôt qu'un développement des communautés corallieennes, impossible à cette échelle temporelle et spatiale. En revanche, une zone importante d'herbiers cartographiée en 1997 en face de Grand-Pointe semble avoir été remplacée aujourd'hui par de la communauté algale (Figure II.48). La tendance générale de développement des algues sur ce secteur (Legrand *et al.*, 2008) mais également les conséquences des cyclones et des houles pourraient expliquer cette évolution.

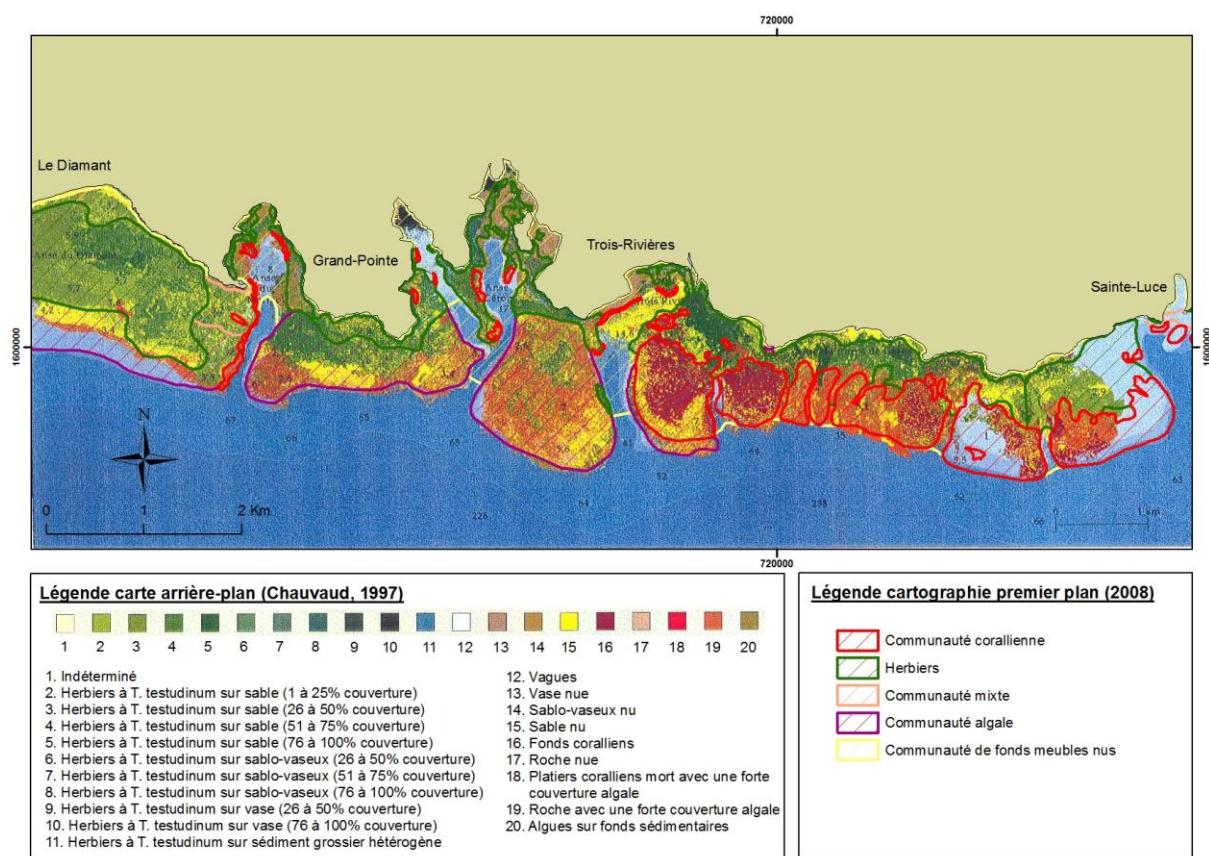


Figure II.48. Superposition des cartes de biocénoses réalisées dans cette étude avec celle réalisées par Chauvaud (1997).

V.3. Intérêt et valorisation

Les cartes produites fournissent des informations détaillées sur les habitats benthiques inconnus auparavant. La localisation précise des communautés marines est cruciale pour les projets de gestion côtière. La base de données cartographique développée représente un travail de référence à l'échelle du territoire martiniquais. En dehors de fournir des informations écologiques essentielles sur les écosystèmes marins, la cartographie des habitats est primordiale pour la mise en place de plans de gestion et de protection. Les aménagements du littoral ont augmenté de manière importante ces deux dernières décennies en Martinique et les écosystèmes côtiers sont soumis à des pressions et des dégradations croissantes. La connaissance de la distribution des habitats marins aidera à développer et contrôler des plans de gestion adaptés.

Un autre aspect de l'importance de la cartographie des habitats est la gestion et la protection des ressources marines, en particulier dans le cadre de la mise en place d'aires marines protégées (AMP). La notion d'habitat essentiel est aujourd'hui prédominante en

écologie marine : de nombreux organismes comme les poissons effectuent des migrations entre différents habitats pendant leur vie pour se reproduire, se nourrir ou se réfugier (Benaka, 1999). La connaissance de la distribution de ces habitats essentiels est donc fondamentale pour l'étude d'une espèce ou d'une population. La cartographie permet d'évaluer les surfaces d'habitat pour chaque étape de cycle de vie et leur taux de fragmentation. Des études récentes tendent à montrer que l'efficacité des réserves marines est dépendante du nombre et de la surface des habitats essentiels qu'elles contiennent et de l'état de fragmentation de l'écosystème (Mumby, 2006 ; Sanchirico *et al.*, 2006). Selon Alcala *et al.* (2002), la taille idéale d'une réserve marine d'un site donné (pays, île...) doit représenter 20% de la surface totale marine du site. Il apparaît donc évident que les études cartographiques à grande échelle sont essentielles pour la prise de décision et la mise en place d'une gestion durable des zones marines côtières.

VI. Conclusion

L'importance des cartes produites va permettre d'amorcer des réflexions beaucoup plus approfondies sur les orientations politiques d'aménagement des littoraux, à partir d'une connaissance détaillée des fonds marins jusqu'alors méconnus. Ces données vont également faciliter les travaux menés dans le cadre des projets de protection des milieux marins de la Martinique. L'outil cartographique global développé constitue un travail de référence à l'échelle du territoire. Une réflexion est menée aujourd'hui sur la combinaison des outils satellitaires et la correspondance avec les données cartographiques acoustiques, notamment pour développer des outils de suivi de l'évolution des communautés biologiques marines beaucoup plus rapides à mettre en œuvre et moins coûteux.

Si la cartographie de la distribution des biocénoses marines est une étape fondamentale dans l'identification de zones d'intérêt écologique, la connaissance de leur état de santé et des perturbations à l'origine de leur dégradation constitue pour les décideurs un élément clé pour déterminer les secteurs les plus vulnérables et les actions à mettre en place afin de protéger les ressources marines. L'acquisition pour la première fois de ces informations sur l'ensemble du territoire martiniquais est l'objectif principal du chapitre suivant.

CHAPITRE 3

Etat de santé des biocénoses et pressions anthropiques



I. Objectif et problématique

La cartographie des habitats marins réalisée permet d'avoir une vision globale de la nature et de la distribution des communautés benthiques autour du littoral de la Martinique. Deux des écosystèmes marins tropicaux parmi les plus riches et les plus productifs au monde ont été identifiés dans les eaux côtières : les récifs coralliens et les herbiers (Spalding *et al.*, 2001 ; Spalding *et al.*, 2003). Répartis de façon hétérogène autour de l'île, ils jouent un rôle fondamental dans l'équilibre et le maintien de la biodiversité marine. Les récifs coralliens et les herbiers sont étroitement connectés au travers d'interactions physiques, biologiques et biochimiques complexes (Ogden, 1988). Les édifices calcaires produits par les récifs assurent la protection des côtes en dissipant l'énergie des vagues et de la houle, favorisant la présence de zones sédimentaires à faible énergie en arrière du front récifal permettant le développement des herbiers. Ces derniers piègent et retiennent les sédiments grâce à leur système racinaire, protégeant ainsi les plages de l'érosion (Ogden & Gladfelter, 1983). Les migrations animales constituent un lien majeur entre les récifs coralliens et les herbiers, notamment en termes de transfert d'énergie. Un grand nombre d'organismes, en particulier des espèces de poissons, effectuent des déplacements journaliers, saisonniers ou à différentes étapes de leur cycle de vie, entre des zones de nutrition, de refuge, de reproduction et de nourricerie (Ogden, 1988 ; Moberg & Folke, 1999). Dans la Caraïbe, les herbiers sont reconnus comme étant le biotope de nurserie principal pour les juvéniles de plusieurs espèces de poissons, notamment à forte valeur commerciale (Nagelkerken *et al.*, 2000 ; Cocheret De La Morinière *et al.*, 2002 ; Nagelkerken *et al.*, 2002).

En dehors de leur valeur écologique, les écosystèmes côtiers tropicaux ont une importance économique capitale. En 2008, près de 500 millions d'êtres humains dépendent des récifs coralliens (Wilkinson, 2008), principalement pour leur alimentation grâce à l'exploitation des ressources vivantes (Done *et al.*, 1996 ; Salvat, 2001). Mais la principale utilisation d'intérêt économique de ces écosystèmes est le tourisme, avec en 2009, 880 millions de touristes dans le monde et 15 millions de plongeurs. En Martinique, comme pour de nombreuses îles de la Caraïbe, le tourisme est le secteur clé de l'économie locale avec 9% du PIB (Comité Martiniquais du Tourisme, 2009), axé essentiellement sur les activités

balnéaires et notamment la plongée sous-marine avec plus de 160 000 plongeurs par an (OMMM, 2004). La pêche côtière, bien que ne représentant que 1% du PIB (Iborra, 2007), a une place importante dans la culture martiniquaise. Concentrée presque exclusivement sur le plateau continental, elle reste aujourd’hui encore, majoritairement basée sur l’utilisation de techniques de pêche traditionnelles (DRAM, 2005).

Les écosystèmes côtiers tropicaux, sources de vie mais à l’équilibre fragile, sont depuis quelques décennies soumis à des pressions naturelles et anthropiques croissantes, menaçant leur existence. De nombreuses études scientifiques ont clairement mis en évidence les conséquences de ces perturbations sur les récifs coralliens (Hughes, 1994a ; Hodgson, 1999 ; Gardner *et al.*, 2003 ; Hughes *et al.*, 2003 ; Chabanet *et al.*, 2005) et estiment que près de 19% des récifs mondiaux ont été irrémédiablement détruits et 35% sont menacés de disparition d’ici 20 à 40 ans (Wilkinson, 2008). La Caraïbe n’échappe pas à cette tendance, d’autant plus qu’elle a été fortement touchée par un évènement massif de réchauffement des eaux marines de surface en 2005 et de nombreux cyclones, causant la perte de près de 50% de la couverture corallienne sur certains récifs (Wilkinson, 2008). En Martinique, l’épisode de blanchissement du second semestre 2005 a entraîné une mortalité des colonies corallines évaluée à 30% en moyenne sur les sites suivis par le programme IFRECOR (Legrand *et al.*, 2008). Le passage du cyclone Dean sur l’île en août 2007 a également fortement impacté le récif bioconstruit de la côte sud caraïbe. Des modifications importantes de la couverture benthique ont été observées aussitôt après l’ouragan avec 38% de perte en corail vivant et des pourcentages de recouvrement en macroalgues multipliés par deux sur le site Jardin Tropical (Rousseau *et al.*, In press). Parallèlement à ces perturbations naturelles ponctuelles, la Martinique connaît depuis une vingtaine d’années une croissance importante de sa démographie et des activités économiques, sources potentielles de pollution du milieu marin et de dégradation des écosystèmes côtiers. Le lien entre les états de santé des communautés benthiques et la présence de sources de pressions anthropiques est inconnu à l’échelle du territoire de la Martinique.

Ce troisième chapitre vise donc à répondre à la question suivante : quelle est la relation entre l’état de santé des biocénoses et la présence de sources de pressions ? L’hypothèse principale étant que les communautés sont davantage dégradées à proximité

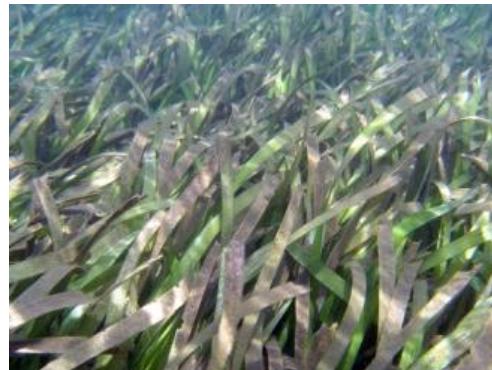
des sources de pollution. La première étape pour répondre à cette question sera d'évaluer et de cartographier l'état de santé des deux biocénoses à fort intérêt écologique et économique : les communautés corallieennes et les herbiers. La deuxième étape sera d'identifier et de localiser les sources de pressions potentielles s'exerçant sur le milieu marin afin de les intégrer dans une base SIG. Enfin il s'agira d'étudier la relation avec l'état de santé des biocénoses.

II. Etat de santé des biocénoses

II.1. Méthodes

L'état de santé des écosystèmes marins tropicaux tels que les récifs coralliens ou les herbiers peut être évalué par de multiples critères. La diminution de la biodiversité et de la densité des espèces, l'apparition de nécroses ou de maladies, la présence d'espèces indicatrices, l'augmentation d'espèces tolérantes, les taux de recrutement sont autant de paramètres considérés pour estimer la dégradation des biocénoses benthiques (Jameson *et al.*, 1998 ; Linton & Warner, 2003 ; Ben-Tzvi *et al.*, 2004). La mesure et le suivi de ces paramètres sont effectués grâce à des protocoles précis de monitoring souvent longs et fastidieux (GCRMN, CARICOMP, ReefCheck) et dont la mise en œuvre à grande échelle est difficile. Pour répondre aux besoins de l'étude, une méthode rapide d'évaluation visuelle mise au point pour la région Caraïbe (Bouchon *et al.*, 2004) a donc été utilisée. L'échelle de dégradation, basée sur des descripteurs simples, est uniquement qualitative, applicable aux communautés coralliennes et aux herbiers. Elle repose sur trois critères : le taux de nécroses corallines (ou l'appréciation de la densité des plants de phanérogames dans les herbiers), la présence de macroalgues et l'hypersédimentation des fonds (Bouchon *et al.*, 2003). Quatre états sont différenciés pour chacune des deux communautés : très bon état, bon état, état dégradé et état très dégradé (Tableau III.1).

Tableau III.1. Critères d'évaluation de l'état de santé des communautés coralliennes et des herbiers en milieu tropical récifal Caraïbe (d'après Bouchon *et al.*, 2004). © Photos Cécile Pérès – OMMM.

Etat de santé	Communautés coralliennes	Herbiers
	Coraux non nécrosés avec gazon algal. Pas de macroalgues	Herbier à <i>Thalassia testudinum</i> strict
1 = très bon état		

<p>Coraux présentant peu de nécroses, avec quelques macroalgues et/ou une légère hypersédimentation</p>	<p>Herbier mixte à <i>T. testudinum</i> et <i>Syringodium filiforme</i> ou <i>S. filiforme</i> seul</p>
<p>2 = bon état</p>	
<p>Coraux avec nécroses et un peuplement algal dominé par des macroalgues et / ou hypersédimentation forte</p>	<p>Herbier envahi par des macroalgues molles et/ou clairsemé</p>
<p>3 = état dégradé</p>	
<p>La majorité des coraux sont morts, les fonds sont envahis par les macroalgues ou entièrement recouverts de sédiments</p>	<p>Herbier très clairsemé quelque soit l'espèce ou envasé</p>
<p>4 = état très dégradé</p>	

La subjectivité associée à l'évaluation des états de santé par plusieurs observateurs peut être à l'origine d'un biais significatif. Pour réduire ce biais au maximum, un seul observateur est intervenu dans la détermination des états de santé des biocénoses benthiques autour de la Martinique.

L'évaluation de l'état de santé des communautés corallieennes et des herbiers a été réalisée selon un échantillonnage stratifié aléatoire et d'après l'échelle décrite dans le Tableau III.1. La détermination des états de santé a été réalisée lors des vérités terrain de validation des informations cartographiques de distribution des substrats et des biocénoses. Le nombre important de points (1 325), couvrant significativement l'ensemble du littoral (Figure III.1), permet une estimation de l'état des communautés benthiques côtières adaptée à l'échelle de travail.

Pour la zone 0-7 m, les états de santé ont été identifiés en apnée (ou avec un seau de Calfat), sur les points de vérification terrain définis pour la validation de la photo-interprétation des photographies aériennes (cf. Chapitre 2 §III.2.1). Pour la zone profonde 7-50 m, les séquences vidéo réalisées lors de la phase d'acquisition des données acoustiques et lors de la campagne de complément vidéo (cf. Chapitre 2 §III.2.2.b) ont été analysées pour dégager des informations relatives aux états de santé.

Les états de santé ont ensuite été intégrés dans la base de données SIG afin d'obtenir une vision globale de l'état des deux écosystèmes côtiers. La comparaison des proportions des différents états de santé évalués pour les deux biocénoses a été réalisée grâce à un test de proportion basé sur le test du Chi² (Test z pour 2 proportions).

II.2. Résultats

II.2.1. *Etat de santé général des biocénoses benthiques*

L'ensemble des points a permis d'évaluer 1 325 états de santé (457 pour les *communautés corallieennes* et 868 pour les *herbiers*). Ils sont cartographiés sur la Figure III.1 et identifiés par un code couleur correspondant à l'état de dégradation des biocénoses : vert, très bon état ; bleu, bon état ; orange, état dégradé ; rouge, état très dégradé.

Globalement, l'état de santé des biocénoses est préoccupant en Martinique, puisque 45% sont dans un état dégradé et 23% dans un état très dégradé (Tableau III.2). Moins d'un tiers des communautés sont en bon état et moins de 1% en très bon état.

Tableau III.2. Répartition des états de santé (en %) des biocénoses benthiques du littoral de la Martinique. La colonne "Biocénoses" donne le pourcentage des états de santé pour les deux communautés confondues (Communautés corallieennes et Herbiers).

Etat de santé	Biocénoses	Communautés corallieennes	Herbiers
1	0,8	0,4	1,0
2	31,2	18,8	37,7
3	45,3	37,2	49,5
4	22,7	43,5	11,8
Total	100	100	100

Plus de 80% des *communautés corallieennes* sont en mauvais état écologique, dont 44% très dégradées (Tableau III.2). Si la proportion de communautés corallieennes dégradées (combinaison des états 3 et 4) est significativement supérieure à la proportion de communautés corallieennes en bon état (combinaison des états 1 et 2) ($z=-18,59$; $P<0,0001$), aucune différence significative n'est observée entre les proportions d'états de santé 3 et 4 ($z=-1,96$; $P=0,051$). Seulement 0,4% de *communauté corallienne* en très bon état de santé a été répertorié.

La répartition des états de santé des *communautés corallieennes* en Martinique est présentée dans la Figure III.2. La côte atlantique au sud de la Caravelle ainsi que la baie de Fort de France sont les zones de récifs coralliens les plus dégradées. Le récif méridional de l'île et la baie de Trinité sont plus hétérogènes mais sont dans un état général dégradé. Certains secteurs sont cependant bien préservés, notamment dans le nord caraïbe au Prêcheur, entre l'îlet à Ramiers et Grande Anse et au large de la presqu'île de la Caravelle (Figure III.2).

La comparaison des proportions des deux biocénoses en bon état (combinaison des états 1 et 2) montre que les herbiers sont significativement en meilleure santé que les communautés corallieennes ($z=7,216$; $P<0,0001$). Seulement 12% des herbiers sont très dégradés et 49% dégradés, essentiellement dans les baies et les zones abritées du récif frangeant de la côte atlantique. La Figure III.3 montre la distribution des états de santé des herbiers de phanérogames autour de l'île. L'état de santé des *herbiers* de la côte atlantique s'améliore avec l'éloignement à la côte, vers la barrière récifale. Les *herbiers* en bon état de

santé sont principalement localisés à la pointe sud de la Martinique, de l'anse Michel au Cap Dunkerque (Figure III.3).

Les états de santé ont également été analysés en fonction de la profondeur, mais l'effort d'échantillonnage étant différent entre les zones peu profondes et profondes, ces résultats doivent par conséquent être pris avec précaution. Bien que trois fois plus d'états de santé aient été évalués entre 0 et 7 m pour les communautés corallieennes, celles-ci sont dégradées (combinaison des états de santé 3 et 4) à hauteur de 81%, quelque soit la profondeur (Tableau III.3). L'état de dégradation de la biocénose est en revanche significativement plus important entre 0-7 m ($z=4,42$; $P<0,0001$), avec près de la moitié (49%) des communautés corallieennes "très dégradé", contre seulement un quart (25%) entre 7-50 m (Tableau III.3).

Tableau III.3. Répartition des états de santé des communautés corallieennes entre les zones 0-7 m et 7-50 m du littoral de la Martinique. Les résultats sont exprimés en nombre d'observations (Nombre) et en pourcentage (%).

Etat de santé	Communautés corallieennes				
	0-7 m		7-50 m		
	Nombre	%	Nombre	%	
1	0	0	2	2	
2	68	19	18	17	
3	111	32	59	56	
4	173	49	26	25	
Total	352	100	105	100	

La comparaison de l'état de santé des herbiers entre les zones peu profondes et profondes est plus difficile, compte tenu de la répartition presque exclusive de cette biocénose entre 0 et 7 m (cf. Chapitre 2 §IV.2.2). Très peu d'observations ont donc été réalisées entre 7 et 50 m (40), plus de 20 fois moins qu'en zone peu profonde (Tableau III.4). Même si les herbiers semblent moins dégradés (combinaison des états 3 et 4) à faible profondeur (61%) qu'en zone plus profonde (71%), cette différence n'est pas significative ($z=-1,16$; $P=0,25$).

Tableau III.4. Répartition des états de santé des herbiers entre les zones 0-7 m et 7-50 m du littoral de la Martinique. Les résultats sont exprimés en nombre d'observations (Nombre) et en pourcentage (%).

Etat de santé	Herbiers		Nombre	%
	0-7 m	7-50 m		
1	9	1	0	0
2	315	38	12	30
3	407	49	23	57
4	97	12	5	13
Total	828	100	40	100

II.2.2. Etat de santé des biocénoses benthiques par région

La distinction de 6 régions pour la répartition des biocénoses autour du littoral martiniquais permet d'analyser les états de santé des communautés corallieennes et des herbiers en fonction de ce découpage.

II.2.2.a. Les communautés corallieennes

La région présentant le taux de dégradation (combinaison des états de santé 3 et 4) le plus élevé des communautés corallieennes (94%) semble être la baie de Fort-de-France avec 62% de la biocénose très dégradée (état de santé 4) (Tableau III.5). Ces résultats ne sont en revanche pas significativement différents de ceux des régions nord-atlantique ($z=1,33$; $P=0,18$). Les communautés corallieennes les moins dégradées se situent en sortie de baie, et plus particulièrement dans la moitié sud, au niveau du Banc du Gros Ilet (Annexe 21). Quelques communautés corallieennes en bon état de santé sont présentes le long de la côte en face de l'Ilet à Ramiers.

Le Centre-Atlantique, bien que totalisant un pourcentage similaire à celui de la baie de Fort-de-France en termes de communautés corallieennes très dégradées (63%), est le seul secteur où un très bon état de santé a pu être observé (1%), au large de la Presqu'île de la Caravelle (Tableau III.5). Ces résultats sont basés sur un nombre d'observations important (182), puisque cette région est la plus étendue et les récifs y sont très découpés. Les communautés corallieennes sont les plus dégradées au niveau des baies et du système récifal interne alors qu'il semble s'améliorer à mesure que la distance à la côte augmente (Annexe 22).

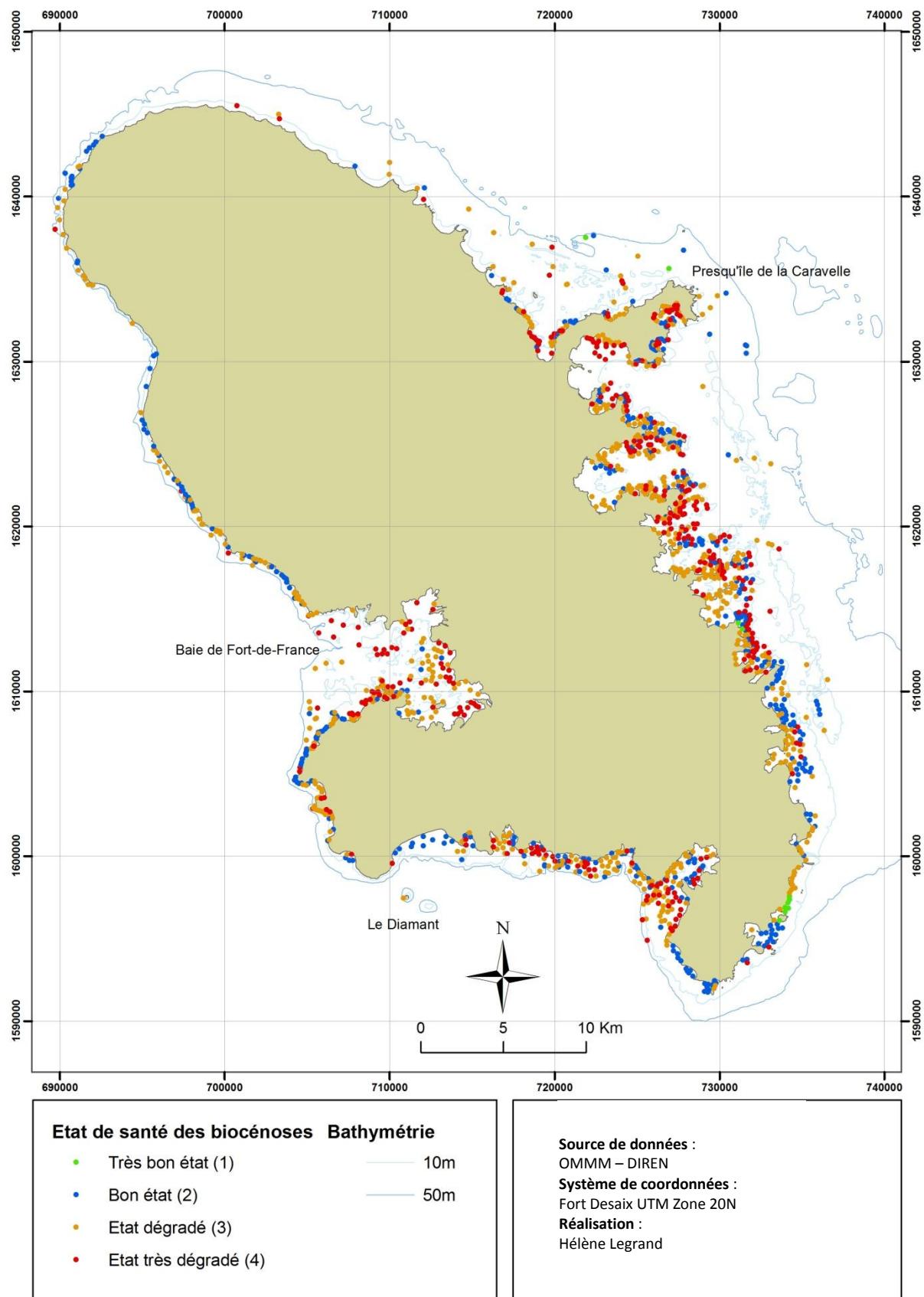


Figure III.1. Etat de santé des biocénoses benthiques du littoral de la Martinique. Chaque classe d'état de santé est représentée par un code couleur différent.

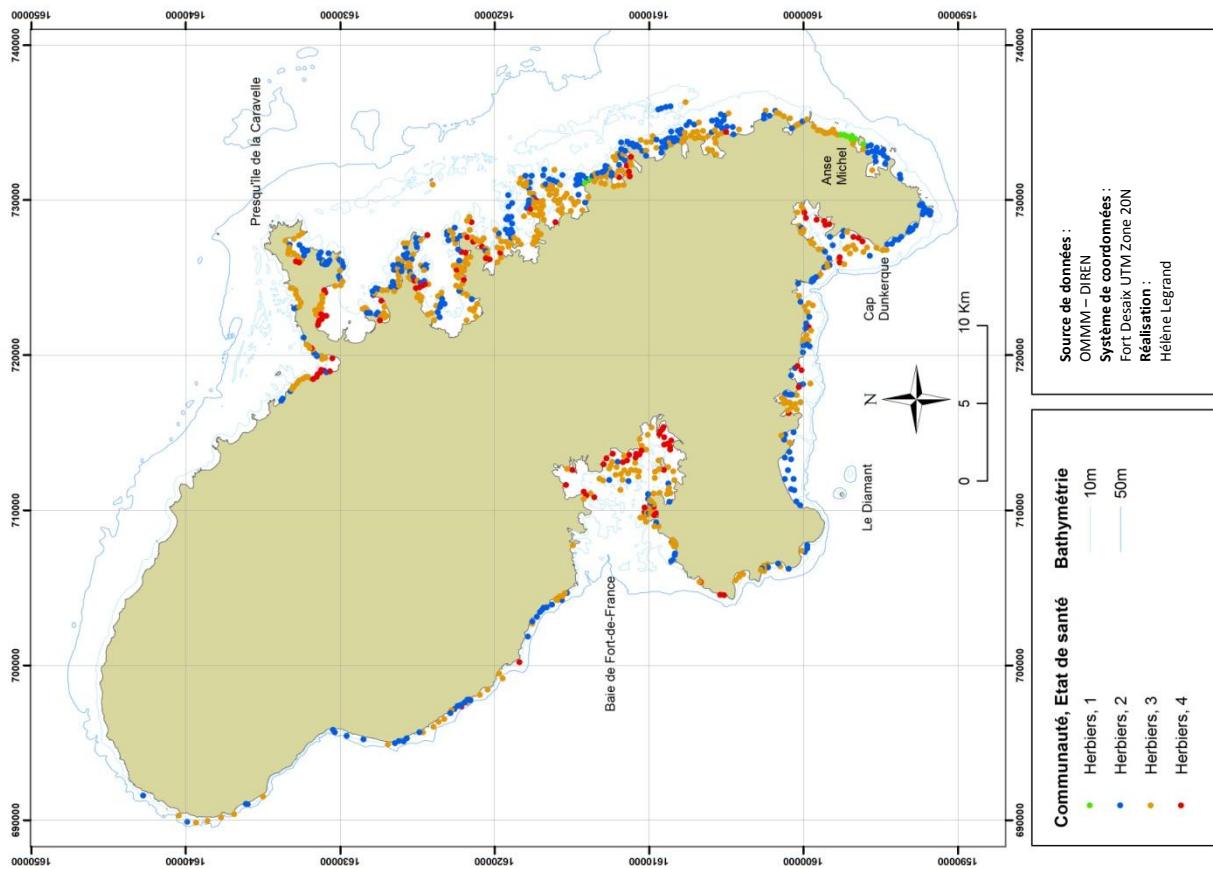


Figure III.3. Etats de santé des herbiers du littoral de la Martinique.

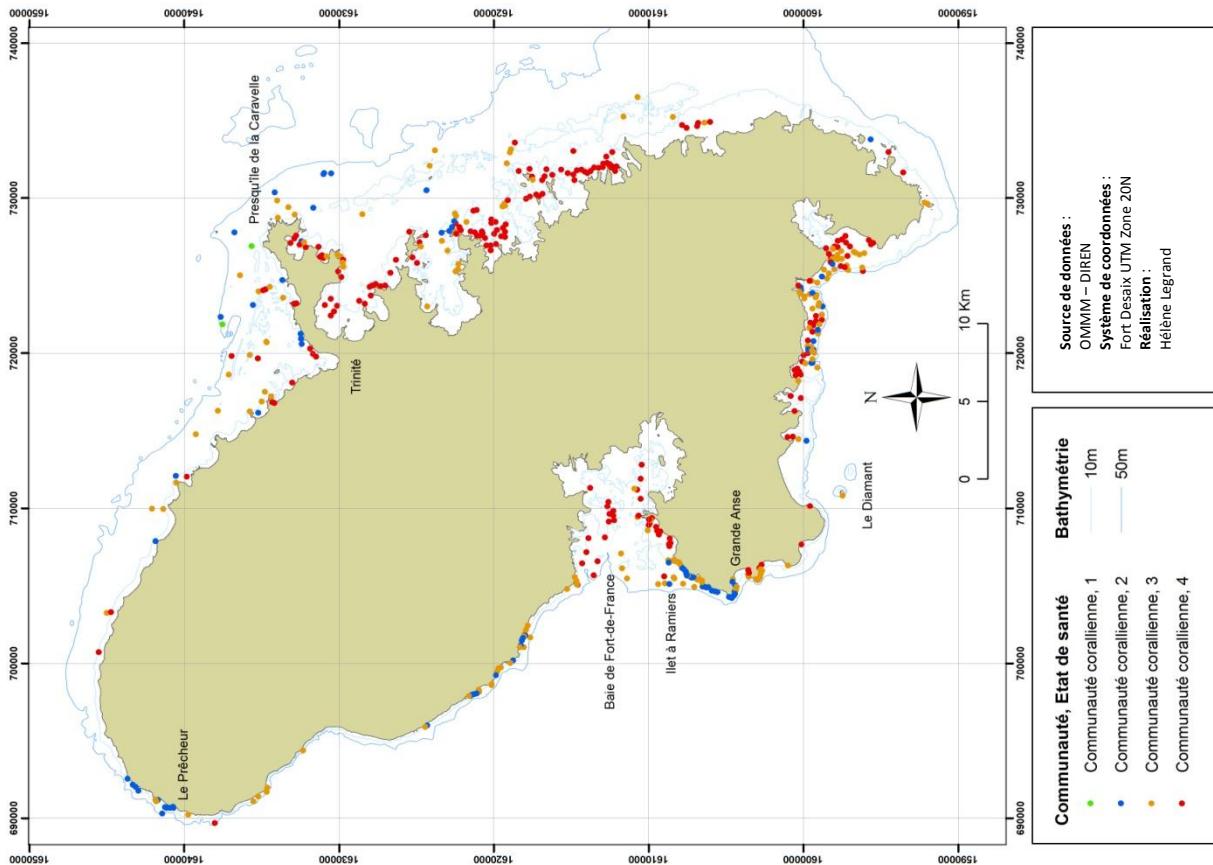


Figure III.2. Etats de santé des communautés coralliennes du littoral de la Martinique.

Les deux autres régions atlantiques sont également caractérisées par un niveau de dégradation important, malgré un nombre d'observations peu élevé (en raison de la faible distribution de la biocénose sur ces secteurs): 82% de dégradé (combinaison des états de santé 3 et 4) pour le Nord-Atlantique et 80% pour le Sud-Atlantique. Les communautés coralliennes du Nord-Atlantique semblent cependant dans un état de dégradation moins avancé que pour le secteur sud puisque seulement 27% de la biocénose sont en état 4 (Tableau III.5). Aucun test statistique n'a pu être réalisé pour confirmer cette observation, le nombre d'états de santé évalués étant trop faible pour chacune des deux régions.

La région Sud-Caraïbe, possédant le récif bioconstruit le plus développé de l'île, est un des secteurs le moins dégradé. Les communautés coralliennes sont dégradées à 75% mais seulement 30% présentent un état 4 (Tableau III.5) L'évaluation de l'état des récifs de cette région, la 2^{ème} plus étendue du littoral, est basée sur 155 observations. Les communautés coralliennes sont très dégradées dans les secteurs protégés comme les anses (Anse des Trois Rivières, Anse du Céron, Anse du Marigot ...) et la sortie de la baie du Marin (Annexe 23). Le récif bioconstruit de la région de Sainte-Luce est en grande partie dégradé avec cependant quelques sites en bon état sur les pentes externes du récif. La partie occidentale de la zone, présente également des communautés coralliennes sur roche en bon état, notamment entre Grande Anse et Anse Noire (Annexe 23).

Tableau III.5. Répartition des états de santé des communautés coralliennes par région autour du littoral de la Martinique. Les résultats sont exprimés en pourcentage du nombre total d'observations réalisées par région. Ce dernier est indiqué dans la dernière colonne.

Région	Etat de santé communautés coralliennes				Nombre d'observations
	1	2	3	4	
Baie de Fort de France	0	6	32	62	50
Centre-Atlantique	1	10	26	63	182
Nord-Atlantique	0	18	55	27	11
Nord-Caraïbe	0	43	53	4	54
Sud-Atlantique	0	20	40	40	5
Sud-Caraïbe	0	25	45	30	155

Enfin, sur la base de 54 observations, le secteur le moins dégradé est le Nord-Caraïbe ($z=4,30$; $P<0,001$) avec 57% des communautés coralliennes en mauvais état de santé (combinaison des états 3 et 4) dont seulement 4% très dégradées (Tableau III.5). L'état de santé de cette biocénose, essentiellement constituée de communautés coralliennes sur

roche, semble s'améliorer selon un gradient sud/nord avec une proportion plus importante de « bon état » au nord du Prêcheur (Annexe 24).

II.2.2.b. Les herbiers

D'une manière générale les herbiers sont moins dégradés que les communautés corallliennes, en particulier en termes de niveau de dégradation (proportion des différents états de santé). La couverture en herbiers dans la baie de Fort-de-France est la plus faible en comparaison des autres régions (cf. Chapitre 2 §IV.4.4) et les herbiers y sont en mauvais état de santé (86%) ($\text{Chi}^2=54$; $P<0,0001$) dont 29% dans un état très dégradé (Tableau III.6). Comme pour les communautés corallliennes, les herbiers sont plus dégradés en fond de baie (baie de Génipa) et plus particulièrement en bordure de côte, au niveau de la Pointe du Bout, de la Pointe Duchaxel et de la Pointe Merle (Annexe 25). De même, les herbiers en bonne santé sont localisés dans la partie sud-ouest de la baie.

Avec le plus grand nombre d'observations effectuées (511), le Centre-Atlantique est la deuxième région caractérisée par le taux de dégradation des herbiers le plus élevé (62%) dont 10% sont dans un état très dégradé. Ces résultats ne sont toutefois pas significativement différents de ceux des régions Nord-Caraïbe et Sud-Caraïbe. Les herbiers les plus dégradés sont situés en bordure de littoral ou dans les baies alors que ceux en bon état de santé sont présents au niveau des pointes, des îlets ou du lagon externe (Annexe 26).

Tableau III.6. Répartition des états de santé des herbiers par région autour du littoral de la Martinique. Les résultats sont exprimés en pourcentage du nombre total d'observations réalisées par région. Ce dernier est indiqué dans la dernière colonne.

Région	Etat de santé des herbiers				Nombre d'observations
	1	2	3	4	
Baie de Fort-de-France	0	14	57	29	106
Centre-Atlantique	0	38	52	10	511
Nord-Atlantique	0	0	0	0	0
Nord-Caraïbe	0	54	42	3	59
Sud-Atlantique	16	56	28	0	43
Sud-Caraïbe	0	42	44	13	149

Les herbiers du Sud-Caraïbe, tenant une place importante parmi les biocénoses présentes sur ce secteur, sont pour plus de la moitié dégradés (58%) mais majoritairement de niveau 3 (Tableau III.6). L'état de santé des herbiers est très hétérogène le long du

littoral : dégradés dans la baie du Marin et dans la plupart des anses ; et en bonne santé sur le reste de la zone, notamment à l’Anse du Diamant (Annexe 27).

Comme pour les communautés corallieennes, les herbiers du secteur Nord-Caraïbe apparaissent moins dégradés : 54% sont en bon état et seulement 3% dans un état très dégradé. En revanche, aucun gradient nord/sud de dégradation de cette biocénose ne semble apparaître, la distribution des états de santé étant hétérogène sur la région (Annexe 28).

Les herbiers en meilleur état de santé ($\text{Chi}^2=54$; $P<0,0001$) sont localisés dans la région Sud-Atlantique. A l’inverse des communautés corallieennes très dégradées sur ce secteur, près des trois quarts des herbiers (72%) sont en bon état de santé, dont 16% en très bon état (Tableau III.6). L’état de dégradation reste également limité pour les herbiers en mauvais état de santé puisqu’aucun état « très dégradé » n’a été évalué sur les 43 observations réalisées dans ce secteur. La répartition des états de santé est homogène sur ce secteur : les herbiers dégradés sont principalement présents entre le Cap Ferré et Anse Esprit alors que les herbiers en bon état sont localisés sur toute la partie sud de la zone (Annexe 29).

Enfin, la région Nord-Atlantique ne présente pas d’herbiers (cf. Chapitre 2 §IV.4.4).

III. Pressions anthropiques : généralités, localisation, impact

L'état et la vitesse de dégradation des milieux marins martiniquais depuis une vingtaine d'années sont inquiétants. Le constat réalisé ici, avec 68% des biocénoses benthiques dégradées, souligne l'importance d'étudier les facteurs à l'origine de ce déclin croissant. Bien que des facteurs naturels ponctuels tels que le réchauffement climatique ou les évènements météorologiques comme les cyclones affectent significativement les communautés benthiques (Rogers *et al.*, 1983 ; Bouchon *et al.*, 1991 ; Legrand *et al.*, 2008 ; Rousseau *et al.*, In press), les pressions anthropiques exercent aujourd'hui une menace constante sur les écosystèmes littoraux (Hughes, 1994a ; Hodgson, 1999 ; Chabanet *et al.*, 2005). De plus, le caractère insulaire de la Martinique et sa topographie montagneuse sont autant de facteurs qui exacerbent ces pressions anthropiques, bien souvent concentrées en bordure du littoral.

La Martinique a une surface de 1 128 km² et compte 403 000 habitants en 2008 avec des densités dépassant 2 000 hab/km² sur certaines communes comme Fort-de-France qui regroupe près d'un quart des martiniquais (INSEE, 2008). La population de l'île a connu une augmentation de 38% au cours des 50 dernières années, et continue à croître de manière constante (0,7% annuel) pour atteindre selon les prévisions de l'INSEE 460 000 habitants en 2030. Répartie sur 34 communes, dont 27 possèdent une façade littorale, la population martiniquaise s'est implantée en grande partie au niveau de zones côtières, notamment en raison du relief accidenté de l'île. Plus d'un tiers des martiniquais résident sur la frange littorale (Saffache *et al.*, 2004). La concentration des habitations sur la côte a entraîné le développement de zones d'activités économiques, dont la majorité est située à moins de 3 km du bord de mer. Les zones privilégiées de réception des rejets sont donc les eaux côtières, le pouvoir épurateur des cours d'eau étant très réduit compte tenu de la faible distance avant l'exutoire en mer. De plus, le littoral martiniquais étant constitué de nombreuses baies et de mangroves, la dilution des rejets au niveau de ces zones fermées ou semi-fermées est limitée, les courants marins ne pouvant assurer une circulation suffisante des masses d'eau vers le large. A l'intérieur des terres, les rejets sont effectués en rivière et en ravine sur un réseau hydrographique complexe. Constitué de très nombreuses rivières et ravines, ce réseau compte 70 cours d'eau principaux dont 40 sont pérennes. La ressource est répartie sur 115 bassins versants de taille très variable, dont un grand nombre est situé au

nord de l'île (Annexe 30). Le relief volcanique de la région nord est à l'origine de multiples bassins versants de petite taille ($<10 \text{ km}^2$) composés de vallées encaissées où les rivières s'écoulent sur de faibles distances et sont caractérisées par un régime torrentiel en saison des pluies. Les ravines, pour la plupart asséchées en période de carême, sont caractérisées par un faible pouvoir auto-épurateur. Dans la moitié sud de l'île, les bassins versants sont plus étendus en raison du relief plus atténué et drainent de grandes surfaces. Les 7 bassins versants les plus importants, couvrant 36% du territoire, concentrent l'essentiel de la ressource en eau (DIREN, 2008). Le bassin versant le plus vaste de l'île est celui de La Lézarde (133 km^2). Il se déverse dans la baie de Fort-de-France et possède le débit le plus élevé ($4,6 \text{ m}^3/\text{s}$). La topologie du territoire martiniquais, mais également les conditions climatiques saisonnières, favorisent un transfert rapide des polluants et des sédiments vers le milieu marin côtier, augmentant par conséquent les risques de modification des écosystèmes littoraux.

Plusieurs programmes de suivi des pressions et des pollutions générées existent en Martinique. En 2004, le gouvernement français lance la mise en œuvre de la Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE). Réalisée dans le cadre des Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE), la DCE a pour objectif final d'atteindre le bon état écologique et chimique des milieux aquatiques en 2015³. D'autres réseaux de surveillance comme le RNO (Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin) ou le REPOM (Réseau national de surveillance de la qualité de l'eau et des sédiments des ports maritimes) assurent le suivi des niveaux et des tendances des paramètres généraux de la qualité du milieu marin (matières en suspension, nitrates, nitrites, ammonium, phosphates) et des contaminants chimiques (hydrocarbures, TBT, PCB, métaux lourds) sur un certain nombre de stations (8 pour le RNO et 6 pour le REPOM). Ces stations restent en revanche très localisées puisqu'elles ne concernent que la baie de Fort-de-France et la baie du Marin. La DSDS (Direction de la Santé et du Développement Social) assure un suivi de la qualité des eaux de baignades deux fois par mois sur 45 sites répartis principalement le long de la côte caraïbe.

³ Un bon état chimique doit respecter les normes de qualité environnementales fixées par les directives européennes pour les 41 substances identifiées comme prioritaires ou dangereuses. L'état écologique se décline en cinq classes d'état (de très bon à mauvais) et intègre des paramètres biologiques, physicochimiques, hydromorphologiques et chimiques. La DCE définit le « bon état » d'une masse d'eau lorsque son état écologique et son état chimique sont « bons ».

Cette évaluation est néanmoins basée uniquement sur des paramètres bactériologiques (coliformes totaux, *Escherichia coli* et streptocoques fécaux).

Le travail réalisé ici n'a pas pour but de décrire et de quantifier précisément les pollutions de manière exhaustive. L'objectif est d'obtenir, à partir des données existantes, une image régionale des pressions potentielles s'exerçant sur le milieu marin.

III.1. Les pollutions d'origine agricole

III.1.1. Les cultures

Le secteur agricole de la Martinique, assurant 6% du PIB en 2009 contre 7,7% en 2005, est en régression depuis plusieurs années (AGRESTE, 2009). Ce recul est particulièrement visible pour la Surface Agricole Utilisée (SAU), qui enregistre une diminution de 37% en dix ans. En 2008, la SAU est estimée à 24 892 ha, soit 22% du territoire de l'île. L'activité agricole en Martinique est résolument tournée vers les monocultures de la banane et de la canne à sucre (Figure III.4) qui occupent 67% des terres arables et 40% de la SAU et concentrent la majorité des emplois du secteur (DAF, 2008). Les principales autres cultures sont les cultures vivrières et maraîchères de fruits et légumes, dont l'ananas qui représente 1% de la SAU (Figure III.5).



Figure III.4. Les deux cultures phares de la Martinique : la banane et la canne à sucre.

Le secteur bananier, avec 6 150 ha plantés en 2007, est le premier secteur agricole de l'île même s'il connaît des difficultés depuis une dizaine d'années, notamment en raison de la diminution des prix à l'export et de la concurrence avec d'autres pays producteurs tels que la Côte d'Ivoire. En 2008, malgré les conséquences dramatiques du passage du cyclone DEAN en août 2007 sur les cultures, le secteur a exporté 147 000 tonnes vers le marché international (DAF, 2008). La culture de la banane est localisée principalement dans la partie nord atlantique de l'île (entre Grand-Rivière et Trinité) et au centre, où elle occupe de vastes zones du territoire (Figure III.6). Cette localisation des exploitations est en grande partie liée aux caractéristiques pluviométriques des sites, le bananier ayant une consommation hydrique considérable. Le déboisement pour la mise en place de ces cultures, associé à plusieurs facteurs (fortes pentes, précipitations élevées, perméabilité du sol) a donc pour conséquence une augmentation importante de l'érosion des sols lié au ruissellement, à l'origine d'apports importants de sédiments dans les eaux côtières (Saffache *et al.*, 1999 ; Saffache, 2000).

Le deuxième problème environnemental majeur lié à la culture de la banane est sa sensibilité aux attaques parasitaires. Pour lutter contre ces dernières et l'appauvrissement des sols lié à la pratique de la monoculture des parcelles, de grandes quantités de pesticides et d'engrais sont utilisées chaque année. Cette utilisation massive, associée à l'érosion des sols, font de la culture de la banane une des sources de pollution en phytosanitaires et en nutriments les plus importantes de la Martinique.

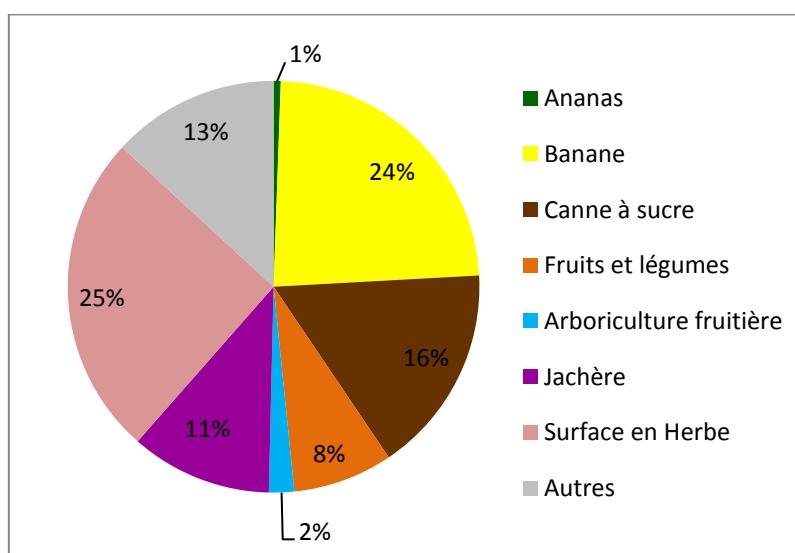


Figure III.5. Répartition de la Surface Agricole Utilisée (SAU) en 2008 par type de culture en Martinique (Source : DAF, 2008).

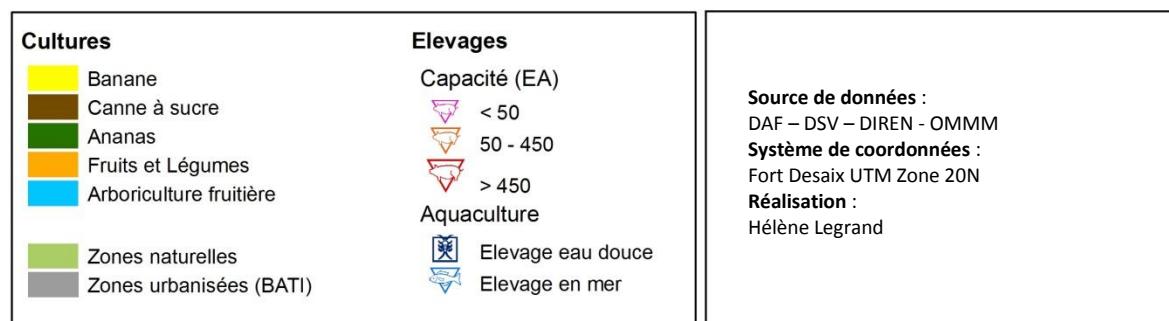
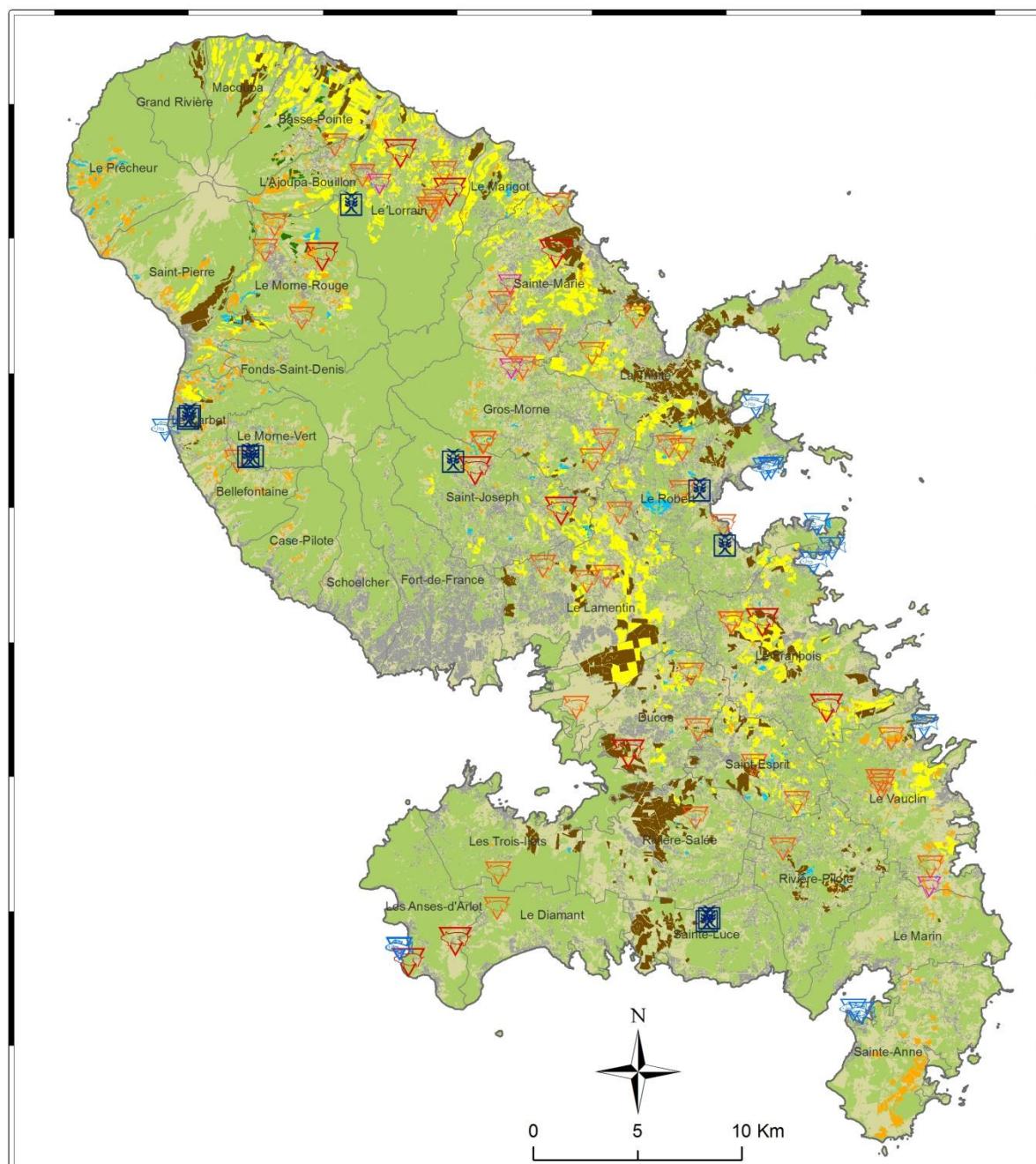


Figure III.6. Localisation des activités agricoles sur le territoire martiniquais : occupation du sol et principaux élevages.

Le deuxième secteur agricole en Martinique est la culture de la canne à sucre qui représente 16% de la SAU avec 4 087 ha plantés (Figure III.5). Cette culture traditionnelle qui rassemble 260 planteurs en 2008, est destinée en grande partie aux distilleries pour la fabrication de rhum. Sur les 203 945 tonnes récoltées en 2008, 63% ont permis la production d'environ 90 000 hectolitres d'alcool pur (HAP) dont la majorité est exportée et bénéficie de l'Appellation d'Origine Contrôlée (DAF, 2008). Le reste de la production de canne à sucre sert à la fabrication du sucre (environ 4 600 tonnes par an) dans l'unique usine sucrière de l'île (le Galion), située dans la baie du Galion sur la côte atlantique. La culture de la canne est plus dispersée que celle de la banane sur le territoire martiniquais, mais les surfaces les plus importantes se situent dans la moitié sud de l'île et au nord-est entre Sainte-Marie et Le Robert (Figure III.6). Cette plante herbacée est également moins gourmande en eau et plus résistante aux parasites et maladies que la banane. Les quantités de pesticides utilisés sont significativement moins importantes pour cette culture.

La Martinique a une longue tradition de la culture de l'ananas mais qui souffre depuis plusieurs années de la hausse des prix des intrants et de la concurrence africaine et asiatique. Concentrée dans le nord-est de l'île sur les flancs de la montagne Pelée (Figure III.6), la culture de l'ananas occupait 172 ha en 2007 pour une production de 1 328 tonnes, essentiellement destinées à la conserverie (DAF, 2007).

La crise subie par l'agriculture martiniquaise a poussé à la diversification des activités. Les cultures maraîchères et vivrières se sont développées, représentant 10% de la SAU en 2008. Ces cultures sont pratiquées au sein de très petites exploitations (moins de 1 ha), localisées principalement dans la partie nord de l'île où les terres sont plus riches et plus arrosées (Figure III.6). La variété des cultures vivrières et maraîchères, la rotation très fréquente entre les types de cultures et le caractère souvent éphémère de ces petites exploitations rendent le suivi de l'utilisation des engrains et des pesticides très difficile. A l'heure actuelle aucune statistique ne permet d'évaluer les charges polluantes exercées par ces cultures sur l'environnement.

La pollution d'origine agricole provient essentiellement de l'utilisation massive d'engrais et de pesticides drainés par les eaux de ruissellement vers le milieu marin et provoquant un enrichissement en nutriments et en molécules toxiques des eaux côtières.

La sensibilisation des agriculteurs à la pollution des sols et à leurs répercussions sur l'environnement a permis d'adapter les pratiques culturales et de diminuer sensiblement

l'utilisation d'engrais et de produits phytosanitaires. En 2008, la Martinique importait 21 657 tonnes d'engrais et 1 080 tonnes de produits phytosanitaires (Figure III.7) contre respectivement 34 731 tonnes et 2 380 tonnes en 2002, soit une baisse de 46% en moyenne.

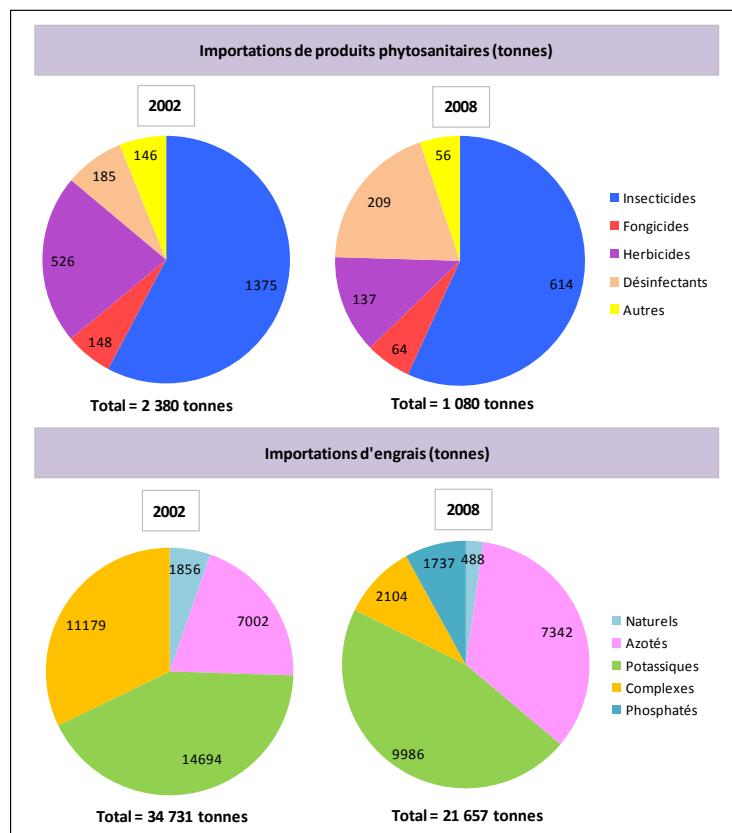


Figure III.7. Comparaison des quantités d'engrais et de pesticides importées en Martinique en 2002 et 2008 (Source : OMMM, Brugneaux et al., 2004 ; Douanes, AGRESTE 2009).

Les quantités effectives arrivant dans les eaux côtières sont difficiles à estimer compte tenu des nombreux facteurs intervenant dans leur transport, mais sont très certainement non négligeables. La faible distance séparant les surfaces cultivées du littoral (limitant l'auto-épuration des rivières), mais également la déclivité des pentes, la pédologie ou encore la pluviométrie sont autant d'éléments pouvant favoriser le transport de ces produits et leur déversement dans le milieu marin. Par ailleurs, même si les pratiques culturales sont soumises à des consignes en termes de traitements phytosanitaires et fertilisants, les quantités utilisées dans la pratique peuvent souvent varier de manière importante d'un agriculteur à l'autre (M. Jannoyer, com. pers.). Une étude réalisée sur le bassin versant de la baie du Robert pour la conception d'indicateurs agro-environnementaux a permis d'évaluer la charge annuelle en intrants (produit phytosanitaire, azote ou

phosphore) pour les deux types de cultures principales du secteur, la banane et la canne à sucre (Tableau III.7).

Tableau III.7. Quantité moyenne d'intrants appliqués par type de culture et type de produits (source : Bray, 2008).

Type de produit	Quantité de matière active (Kg/ha)	
	Banane	Canne à sucre
Herbicide	0,98	1,56
Nématicide	3,1	-
Fongicide	0,15	-
Azote	145	173
Phosphore	72,6	84

Si les apports en fertilisants sont similaires entre les deux cultures, la quantité et le nombre de traitements phytosanitaires est largement supérieur pour la culture de la banane qui nécessite l'emploi de trois grandes familles de pesticides : les herbicides, les nématicides et les fongicides. Ces traitements, réalisés plusieurs fois par an, sont de plus en plus souvent effectués par épandage aérien à partir d'un hélicoptère ou d'un avion. Cette technique, moins précise qu'un traitement manuel, engendre une dispersion importante des produits dans l'environnement puisque 40% des herbicides épandus par voie aérienne se retrouvent sous forme d'aérosols transportés par les vents (Bouchon & Lemoine, 2003). La proximité des terres agricoles avec le littoral peut favoriser une retombée de ces aérosols directement dans le milieu marin.

Depuis 1999, la DIREN dispose d'un réseau de 29 stations pour le suivi de la qualité des cours d'eau, où des mesures des paramètres physico-chimiques généraux (matières organiques et oxydables, matières azotées, matières phosphorées, matières en suspension) et des concentrations en pesticides sont effectuées deux fois par an. Ces stations sont principalement implantées à l'exutoire des bassins versants dont l'occupation des sols est caractéristique d'un point de vue agricole, industriel, urbain et domestique. Le réseau DCE a également mis en place fin 2007 un suivi de la qualité des masses d'eau côtières au niveau de 10 stations afin de mesurer les concentrations en nutriments et en chlorophylle *a* présents.

Peu d'études ont été réalisées sur l'impact des apports en nutriments et pesticides sur les écosystèmes marins côtiers de la Martinique, les connaissances dans ce domaine sont

donc toujours très limitées. En 1991, Pellerin-Massicote relève des concentrations importantes en pesticides (DDT et dérivés, chlordécone) dans les huîtres de palétuviers et plusieurs espèces de poissons et de crustacés de la baie de Fort-de-France. En 2002, une étude réalisée sur le panache de 7 rivières martiniquaises a mis en évidence la présence de divers pesticides dont notamment le chlordécone, présent à des taux importants dans la phase particulaire de l'eau (22-57 µg/kg) sur la majorité des sites (Bocquené & Franco, 2005). Cet organochloré, caractérisé par son fort pouvoir rémanant et bio-accumulateur, est toujours régulièrement détecté dans les cours d'eau (100% de fréquence de détection sur 10 stations avec des concentrations observées jusqu'à 2 µg/l en 2005-2006 ; DIREN, 2007) et plus ponctuellement dans les eaux côtières et les organismes marins, malgré son interdiction en Martinique depuis 1993. Dernièrement Coat *et al.* (2006) a mesuré dans plusieurs espèces de poissons et de crustacés (d'eau douce et marins) des concentrations en chlordécone élevées (1,2-31 µg/kg selon les espèces⁴), avec des taux particulièrement important pour le Tilapia (*Oreochromis sp*) présent au niveau des rivières proches des plantations de bananes (132-386 µg/kg selon le site). En dehors de leur bioaccumulation dans les réseaux trophiques et des risques liés à la consommation des organismes contaminés, les pesticides ont des effets reconnus sur les coraux. Plusieurs études décrites par Ramade & Roche (2006) font notamment l'état d'une inhibition du recrutement des larves des coraux, du blanchissement des colonies par expulsion des zooxanthelles ou encore de la diminution de l'activité photosynthétique des algues symbiotiques provoqués par certains herbicides tels que le diuron ou des triazines. Les herbiers sont également sensibles à la présence d'herbicides dans les eaux côtières, ceux-ci pouvant être responsables à partir de certaines concentrations de l'inhibition de la photosynthèse et donc d'une baisse de la productivité des phanérogames (Ramade & Roche, 2006). Cette diminution de la productivité est donc susceptible d'affecter indirectement les peuplements associés et dépendants des écosystèmes coralliens ou des herbiers. Malgré les concentrations de plus en plus élevées de pesticides détectées dans les eaux côtières tropicales, quasiment aucune donnée n'existe concernant les effets écotoxicologiques directs sur les organismes consommateurs propres aux écosystèmes récifaux (coraux, poissons, échinodermes...).

⁴ La norme pour la consommation humaine est de 20 µg/kg.

III.1.2. L'élevage

La filière animale est le 3^e contributeur du secteur agricole après la culture de la banane et les cultures légumières. Assurant 11% de la valeur totale de la production agricole martiniquaise, les élevages occupaient 25% des terres agricoles en 2008. Le secteur est dominé par les élevages bovins, porcins et avicoles qui représentent 96% de la production animale déclarée martiniquaise (AGRESTE, 2009). La majorité des élevages est pratiquée au sein d'exploitations familiales, ne dépassant pas quelques têtes de bétail. Ces structures modestes sont rarement reliées aux circuits organisés par les coopératives d'éleveurs et ont souvent recours à l'abattage clandestin, estimé encore à 25% de la production totale bovine et porcine et 65% de la production d'ovins et de caprins (Institut de l'élevage, 2008⁵). De la même manière que la filière végétale, la filière animale est en recul depuis plusieurs années. L'autosuffisance en viande de l'île est très loin d'être atteinte puisque 86% de la viande consommée (tout type d'élevage confondu) est importée (AGRESTE, 2009).

Les élevages bovins comptaient 20 996 têtes de bétail en 2008 pour une production nette de 1 258 tonnes (AGRESTE, 2009). Ils sont le plus souvent de type extensif et assurent le désherbage naturel des parcelles non cultivées. Excepté pour une charge animale particulièrement élevée, ce type d'élevage présente un risque de pollution réduit. En termes de répartition géographique, plus des deux tiers du cheptel bovin et la majorité des grands troupeaux se situent dans la moitié sud de l'île, où le climat plus sec et le relief moins accentué sont plus adaptés au pâturage.

La production porcine est la deuxième plus importante de la filière animale avec 1 080 tonnes produites en 2008 pour 14 797 têtes dont 1 350 truies (AGRESTE, 2009). Ce type d'élevage est potentiellement le plus polluant pour l'environnement en raison de sa production élevée en lisier, source importante de matières en suspension (MES) et de matières azotées et phosphorées. Ces éléments peuvent être à l'origine d'une pollution des sols et du réseau hydrographique dans le cas de mauvaises pratiques de stockage (fuites de lisier issus des bâtiments d'élevage, débordements) ou d'épandages (surdosage, répartition irrégulière sur la parcelle, ruissellements, lessivage par les pluies). Chaque année, environ 35 000 m³ de lisier sont collectés et utilisés en épandage sur les cultures de banane ou de canne. En 2009, 65 élevages porcins sont recensés sur le territoire dont 62 sont des

⁵ Panorama des filières animales et typologie des systèmes d'exploitation avec élevage de Martinique : Programme réseaux de références POSEI France. Janvier 2008. Institut de l'Elevage.

Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) soumises soit à déclaration (>50 équivalents animaux (EA) ou <450 EA), soit à autorisation (>450 EA). La capacité moyenne des exploitations se situe autour de 260 EA, le plus grand nombre d'élevages (24) se trouvant dans la tranche 200-450 EA (Figure III.8). Les plus gros élevages, soumis à autorisation, sont au nombre de 11 et leur capacité en équivalents animaux varie entre 450 et 750 (Figure III.8). Les exploitations de moins de 50 EA, au nombre de 3, relèvent du Règlement Sanitaire Départemental (RSD).

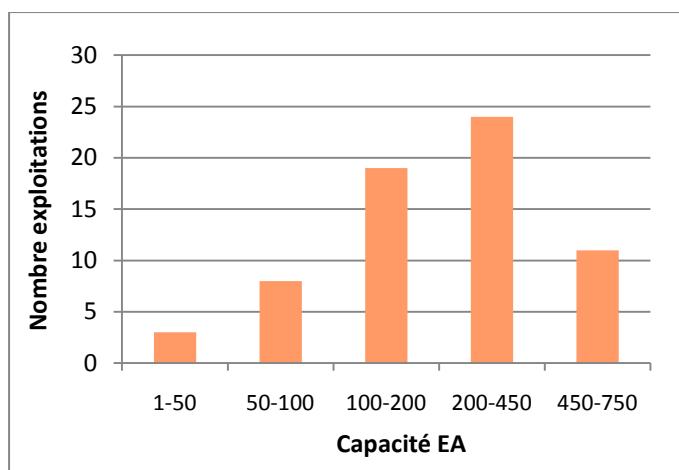


Figure III.8. Répartition du nombre d'élevages de porcs en fonction de leur capacité en équivalents animaux (EA).

La pratique de l'élevage familial étant encore très répandu en Martinique, de nombreux élevages sauvages subsistent et leur estimation est toujours inconnue (C. Palin, com. pers.). L'absence d'installations réglementaires pour la collecte des déchets et la localisation souvent proche du littoral ou d'un cours d'eau de ces petites exploitations sont à l'origine de rejets directs dans le milieu pouvant entraîner des pollutions ponctuelles importantes. En effet, si les élevages professionnels sont réglementés en matière de stockage et d'épandage du lisier pour limiter les pollutions organiques, la plupart des exploitations familiales appliquent difficilement la législation. Des travaux réalisés par un bureau d'étude montrent que malgré le statut d'ICPE, une grande majorité des éleveurs, soit par manque de conscience des risques pour l'environnement, soit par manque de moyens, continuent de perpétuer les anciennes habitudes qui consistent à laisser déborder les fosses

à lisier lors de fortes pluies (SA2D, 2008⁶). Les élevages de porcs sont presque exclusivement localisés dans le nord atlantique et le centre de l'île, mais sont en revanche bien disséminés sur la zone (Figure III. 6). Cette distribution limite les risques de surcharges locales d'épandage mais est peu favorable aux solutions de regroupement de traitement du lisier.

L'élevage avicole avec 983 tonnes produites en 2008 couvre moins de 10% de la consommation locale (AGRESTE, 2009), le reste étant importé majoritairement sous forme de viande congelée. La nature non aqueuse des déjections produites par les volailles et le mode d'élevage extensif pratiqué par la plupart des exploitants réduisent considérablement les risques de pollution directe des milieux aquatiques. L'épandage des fumiers sur les terres agricoles, notamment pour les cultures maraîchères (OMMM, 2004), peuvent en revanche être à l'origine de pollutions indirectes des eaux *via* le ruissellement et le lessivage des sols. Une quarantaine d'élevages dont 5 établissements de ponte sont présents sur le territoire, principalement concentrés dans la partie centre, côté atlantique.

L'abattage des animaux est également une source de pollution organique importante pour le milieu naturel. Quatre abattoirs sont recensés en Martinique mais très peu d'informations sont disponibles quant à la charge polluante de ces établissements. En 1998, les flux de matières organiques et de matières en suspension avant traitement étaient estimés respectivement à 37 et 41 tonnes par an, soit une charge équivalente à 1 800 EH (SIEE, 1998⁷).

Dans les années 70, l'aquaculture est introduite en Martinique et concerne principalement la filière en eau douce avec l'élevage d'une espèce de crevette (*Macrobrachium rosenbergii*) appelée aussi « chevrette ». Malgré une politique de soutien volontariste, l'aquaculture dulcicole connaît de grandes difficultés depuis 1996 avec une production qui a été considérablement réduite. Sur les 54 exploitations recensées en 1987, seules 10 exploitations subsistent en 2009 (B. Doppia, com. pers.), localisées principalement dans la moitié nord de l'île (Figure III.6) et assurant une production globale estimée à 19 tonnes (ADEPAM⁸, 2008). Un nouveau problème menace dangereusement les élevages dulçaquicoles en eau douce : la pollution au chlordécone des sols et des cours d'eau. Depuis

⁶ Sécurité alimentaire et développement durable : Etude sur les méthodes alternatives à l'épandage de traitement du lisier – Etat des lieux. Mars 2008. Rapport SA2D.

⁷ Synthèse de la qualité des eaux et des milieux aquatiques de la Martinique. Mars 1998. Rapport SIEE.

⁸ Association pour la Défense des Producteurs Aquacoles Martiniquais

2003, plusieurs exploitations ont vu leur production interdite à la vente, en raison de taux en chlordécone dépassant les seuils autorisés, et ont dû cesser leur activité. La faible productivité des élevages d'eau douce, et donc la faible charge des bassins (estimée inférieure à 1 kg/m³ pour la grande majorité des installations), limite considérablement les rejets dans le milieu et par conséquent l'impact sur l'environnement.

Secteur émergent, l'aquaculture marine en cage (Figure III.9) est en expansion en Martinique depuis plusieurs années et bénéficie d'un fort potentiel de développement, grâce à la maîtrise du cycle biologique de l'ombrine tropicale (*Sciaenops ocellata*, aussi appelée Loup des Caraïbes) et des conditions géographiques favorables que présente le littoral martiniquais (baies abritées). Deux éclosseries, une sur la côte Caraïbe (Le Carbet) et une sur la côte atlantique (Le Vauclin), ont été mises en place grâce au concept d'« écloserie artisanale » développé par l'Ifremer en 2001. Plus récemment, l'élevage du Cobia (*Rachycentron canadum*) a été introduit mais ne concerne que 2 exploitants et reste encore à l'essai en 2009.

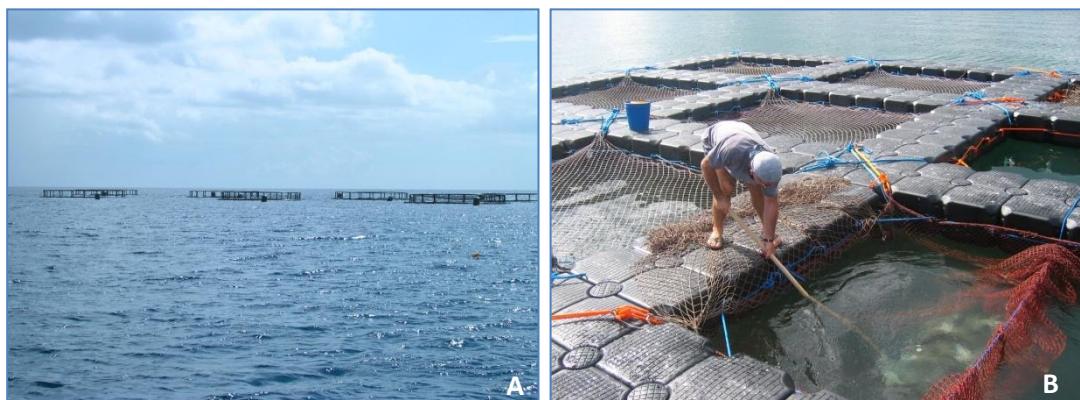


Figure III.9. Exploitation de cages en mer pour l'élevage de Loup des Caraïbes aux Anses d'Arlet (A) et dispositif des bassins (B). © Photos IFREMER.

En 2009, douze fermes aquacoles marines étaient recensées sur le littoral martiniquais, dont 7 situées dans les baies abritées de la façade au vent (Figure III.6). La production de la filière aquacole marine est évaluée à 112 tonnes en moyenne par an même si ces données peuvent fluctuer d'une année à l'autre en fonction notamment des aléas climatiques (J-C. Falguière, com. pers.). L'aquaculture en cage est une source potentielle de pollution pour le milieu marin, de par les déjections produites par les animaux mais également par l'excédent d'aliment non consommé. Ces apports en matières organiques

peuvent être significatifs pour les élevages de grande capacité où la concentration en animaux est élevée. L'implantation de la plupart des fermes aquacoles martiniquaises semble avoir été faite sur des fonds sableux et en dehors des zones récifales et d'herbiers, de manière à limiter leur impact.

Conclusion :

Le climat tropical humide de la Martinique, le relief et la nature des sols sont autant de facteurs favorisant le ruissellement des effluents agricoles issus des cultures ou des élevages. L'appauvrissement des sols provoqué par la pratique de la monoculture de la banane et de la canne à sucre encourage les exploitants à utiliser des doses importantes d'engrais, susceptibles d'enrichir les milieux aquatiques en nutriments *via* le ruissellement. La fraction atteignant le milieu marin reste cependant difficile à estimer compte tenu de l'absence de traçage des quantités réelles utilisées sur les parcelles. Les nombreux parasites qui affectent les cultures tropicales requièrent l'utilisation de pesticides puissants dont la présence est régulièrement détectée dans les cours d'eau et les eaux côtières par les réseaux de suivi locaux. Là encore, le manque de données et de normes d'écotoxicité adaptées au milieu marin tropical rend difficile l'évaluation du niveau de contamination du littoral par les pesticides. Le secteur de l'élevage est peu développé sur l'île et caractérisé par une majorité d'exploitations de faible taille. Leur impact sur l'environnement est donc limité, mais peut être exacerbé, notamment dans le cas des élevages de porcs et de l'aquaculture marine, par le rejet direct des effluents dans les cours d'eau ou le milieu marin.

III.2. Les pollutions d'origine domestique

Avec 403 000 habitants recensés en 2008 pour une densité de 357 hab/km², la Martinique est l'un des départements les plus peuplés de France. La répartition de la population est très hétérogène sur le territoire : 44% des martiniquais résident sur quatre communes littorales localisées au centre de l'île (Schoelcher, Fort-de-France, Le Lamentin et Le Robert ; Figure III.10). Les eaux usées issues des rejets domestiques, mais également les macrodéchets produits par l'homme peuvent être une source de pollution organique et bactérienne très importante pour les eaux littorales en cas de traitement incorrect. Malgré la prise de conscience des enjeux pour l'environnement, la question de l'assainissement est un problème majeur en Martinique, notamment en termes de nombre de structures et de qualité des rejets.

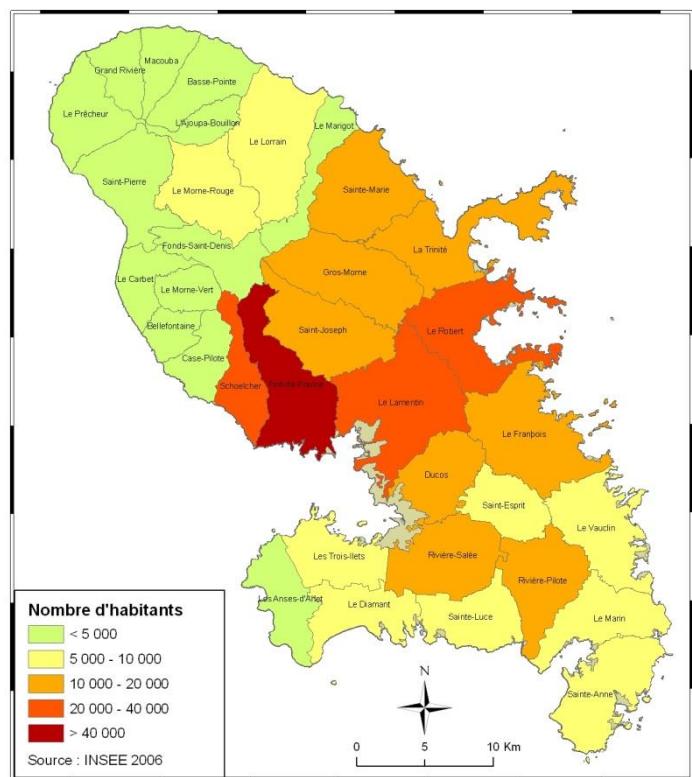


Figure III.10. Représentation du nombre d'habitants par commune en Martinique. Source INSEE 2006.

III.2.1. *L'assainissement en Martinique*

L'assainissement collectif est assuré en Martinique par 103 stations d'épuration publiques représentant une capacité épuratoire de 353 320 équivalents habitants (EH), soit 88% de la population totale. Le taux de raccordement effectif à ces installations ne concerne que la moitié des martiniquais (Conseil général, 2007⁹), principalement en raison de difficultés de raccordement dues à la topographie et à la dispersion de l'habitat. Ces

⁹ Synthèse des audits du parc des stations d'épuration de la Martinique. Octobre 2007. Conseil général de la Martinique – DIREN de la Martinique.

contraintes ont par ailleurs entraîné la multiplication de stations de petite taille dont la capacité de traitement est inférieure à 1 000 EH et qui constituent 55% des exploitations (Figure III.11). Ainsi, les 10 plus grosses stations (>10 000 EH) représentent 66% de la capacité nominale de traitement du parc (Figure III.11). Parmi ces 10 stations, 6 sont localisées autour de la baie de Fort-de-France, dont la plus importante de l'île (Dillon 1 et 2) a une capacité nominale de 85 000 EH (Figure III.13). Cette répartition est logique puisque les 6 communes encadrant la baie totalisent près de la moitié de la population martiniquaise. Les autres structures conséquentes sont situées sur les autres communes densément peuplées (ex : Sainte-Marie, La Trinité), ou encore sur les communes dont le nombre de résidents augmente fortement en saison touristique (ex : Les Trois-Îlets, Sainte-Luce) (Figure III.13).

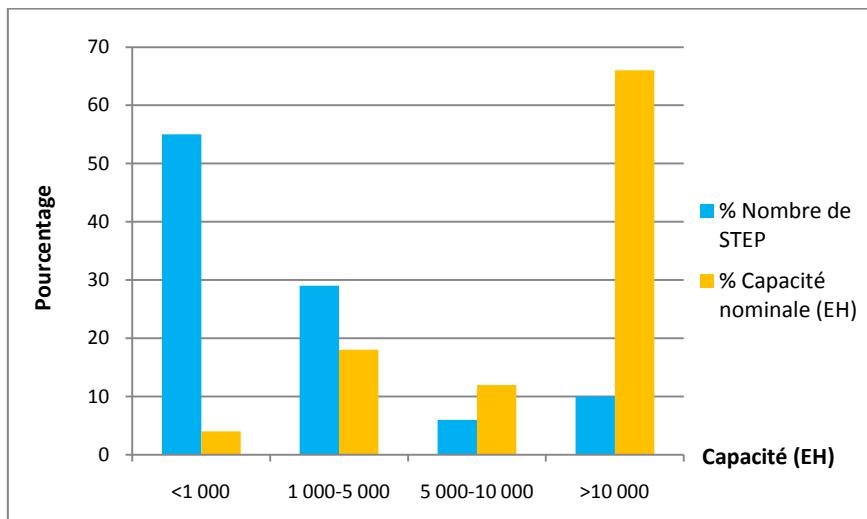


Figure III.11. Représentativité en pourcentage du nombre de stations par classe de capacité de traitement et de leur capacité nominale correspondante.

Selon la réglementation, les ouvrages de traitement des eaux usées supérieurs à 2 000 EH doivent mettre en œuvre un programme d'auto-surveillance de chacun des principaux rejets de l'exploitation et des sous-produits générés par le processus d'épuration. Les mesures effectuées portent sur plusieurs paramètres dont les principaux sont : le débit de l'eau rejetée, les matières en suspension (MES), la DBO5 (Demande Biologique en Oxygène sur 5 jours) et la DCO (Demande Chimique en Oxygène). Le nombre de mesures annuelles pour chacun des paramètres est défini suivant la capacité de la station. La conformité ou la non-conformité de la station est définie en fonction des performances de

traitement des eaux usées. Ces performances sont évaluées en fonction de la concentration mesurée de chaque paramètre par rapport aux valeurs maximales autorisées et du pourcentage de rendement de traitement (Tableau III.8). La présence d'équipements pour les mesures et le nombre d'analyses réalisées dans l'année sont également des critères influençant sur la conformité de l'ouvrage. Deux organismes sont chargés du contrôle de l'auto-surveillance des stations d'épuration en Martinique : la DDE (Direction Départementale de l'Equipement) et la DAF (Direction de l'Agriculture et de la Forêt). Des audits du parc sont également réalisés régulièrement par le Conseil Général de la Martinique et la DIREN (Direction Régionale de l'Environnement).

Tableau III.8. Concentrations maximales et rendements minimaux à observer lors de la mesure des paramètres pour répondre aux conditions de conformité (Préfecture, 2008¹⁰).

Concentration maximale		Rendement
DBO5 ≤ 25 mg/l DCO ≤ 125 mg/l MES ≤ 35 mg/l	OU	DBO5 ≥ 70% si capacité entre 2 000 et 10 000 EH DBO5 ≥ 80% si capacité supérieure à 10 000 EH DCO ≥ 75% MES ≥ 90%

En 2007, la campagne de contrôle de l'auto-surveillance des 32 stations d'épuration supérieures à 2 000 EH et de 54 stations inférieures à 2 000 EH met en évidence l'état peu satisfaisant de l'assainissement collectif martiniquais, tant sur le plan des équipements que des performances (Préfecture, 2008). Sur les 32 stations supérieures à 2 000 EH, représentant 92% de la capacité nominale totale du parc, 22 ne sont pas conformes, soit 69%. Le plus alarmant dans ce constat est le recul de ces résultats par rapport à 2004 où seulement 62% des stations supérieures à 2 000 EH étaient non conformes (Préfecture, 2006¹¹). Concernant les stations inférieures à 2 000 EH, 44% d'entre elles sont non conformes en 2007 mais ne représentent que 8% de la capacité nominale totale du parc. Les stations déclarées non conformes sont réparties sur l'ensemble du territoire (Figure III.14) et représentent plus de la moitié de la capacité épuratoire du parc. Par ailleurs, et en l'absence d'information de conformité pour 17 installations, une grande majorité des

¹⁰ Contrôle au titre de l'année 2007 de l'auto-surveillance des stations d'épuration de la Martinique. Rapport 2008. Préfecture de la Région Martinique – Services de police de l'eau.

¹¹ Bilan du traitement des stations d'épuration en 2004. MISE du 31 janvier 2006. Préfecture de la région Martinique

stations situées sur le littoral semblent être non conformes et présentent dès lors une menace pour l'environnement, en particulier pour les eaux côtières (Figure III.14). De plus, la localisation des stations d'épuration est souvent très proche du bord de mer comme le montrent les photographies aériennes de la Figure III.12. L'impact sur le milieu marin peut donc être exacerbé par la faible distance entre l'exutoire et la mer, limitant considérablement le pouvoir auto-épurateur des cours d'eau.



Figure III.12. Exemple de la localisation proche du littoral de 4 stations d'épuration en Martinique : Fort-de-France, 85 000 EH (A) ; Le Robert, 2 000 EH (B) ; Sainte-Marie, 4 000 EH (C) et Saint-Pierre, 1 500 EH (D). © Photos Conseil Général de la Martinique.

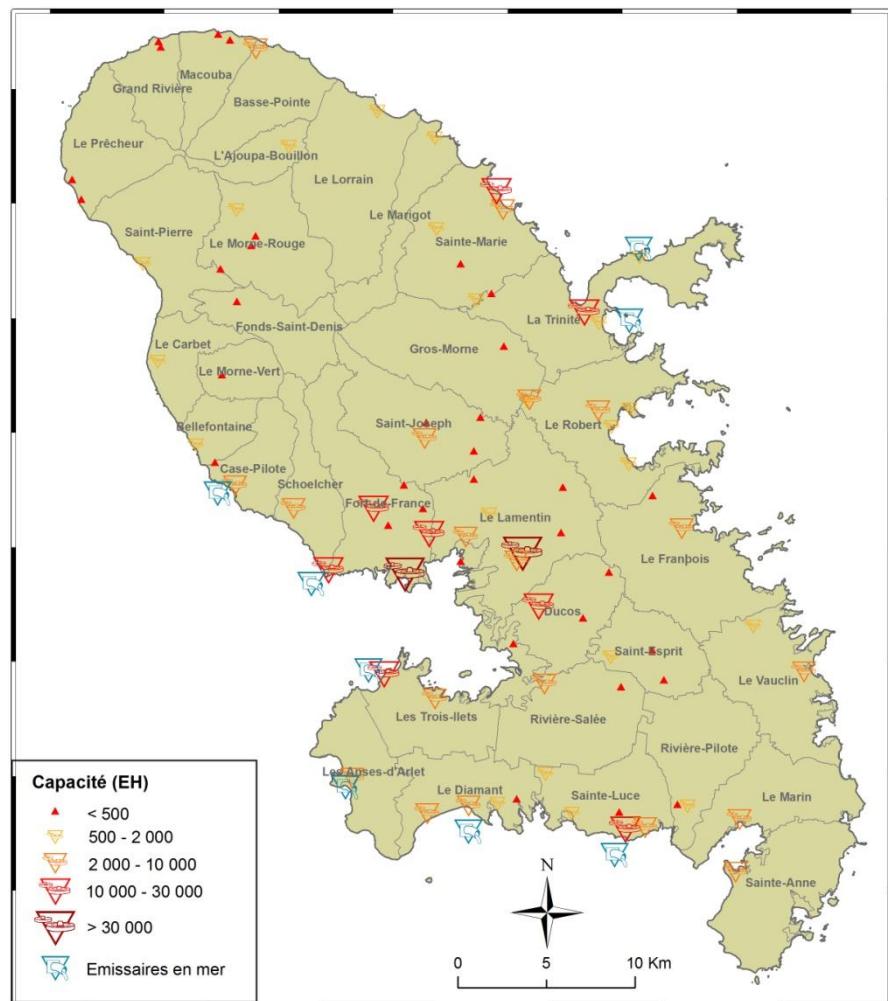


Figure III.13. Localisation des stations d'épuration de Martinique en fonction de leur capacité nominale (EH). Source des données : DIREN Martinique.

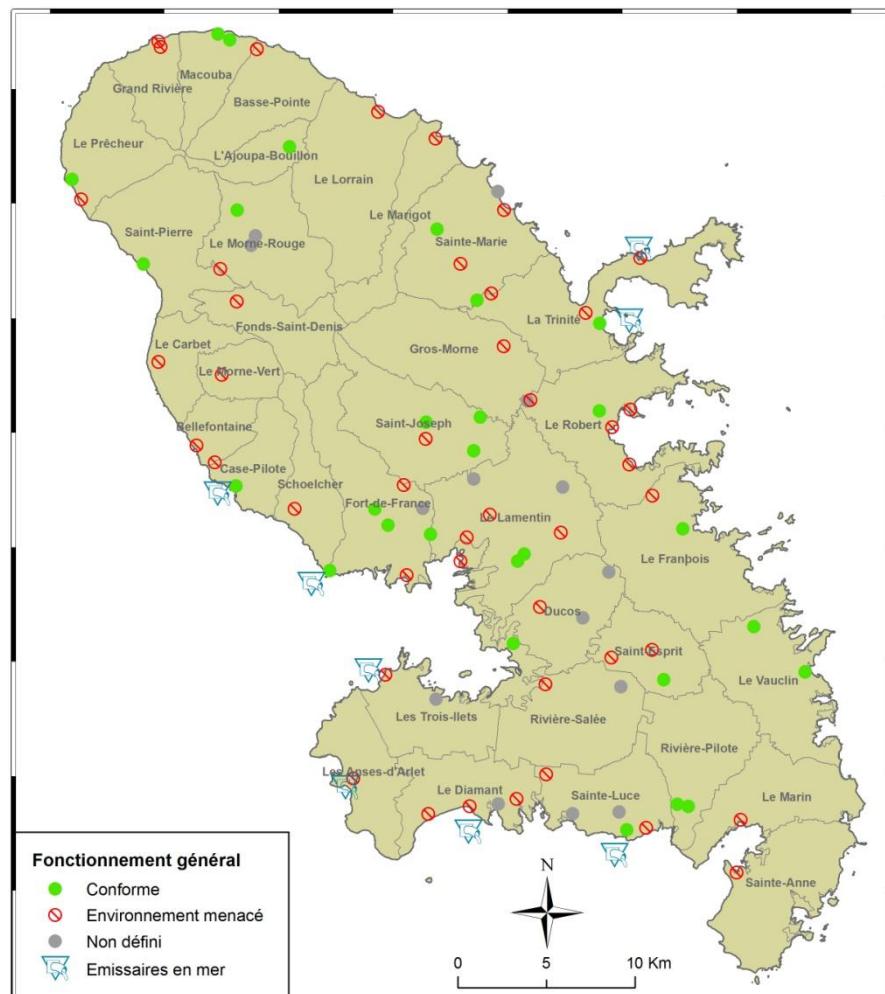
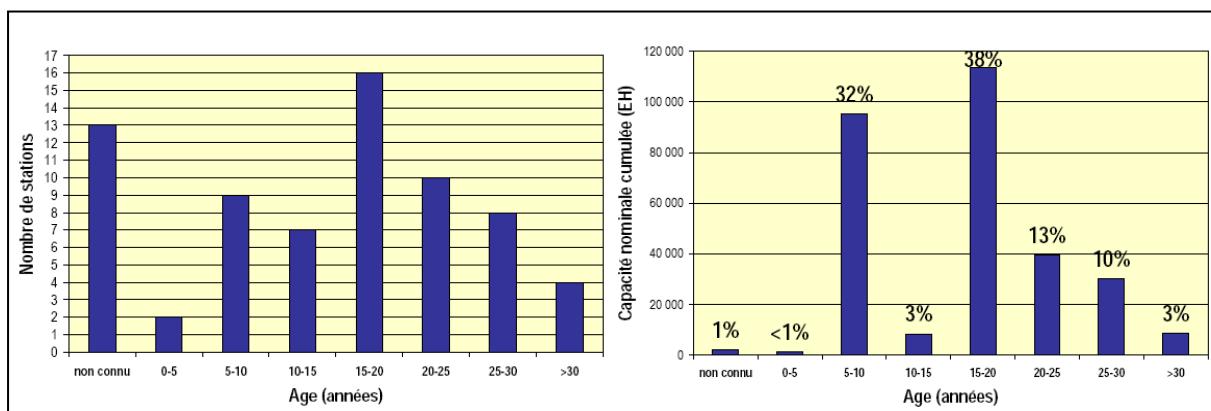


Figure III.14. Localisation des stations d'épuration de Martinique en fonction de leur niveau de conformité de traitement des eaux usées en 2007. Source des données : DIREN Martinique.

Les défauts de conformité évalués lors des contrôles sont dus à des dépassements élevés des seuils de concentration pour les MES, la DBO5 et la DCO. Pour certains paramètres comme l'azote ou le phosphore, plus de la moitié des analyses réalisées n'atteignent pas le pourcentage de rendement préconisé par la législation (Préfecture, 2008). Par ailleurs, plus de 11% des mesures réalisées sur les exploitations ($> 2\ 000$ EH) concluent à une surcharge hydraulique. Les causes de ces dépassements sont multiples. Une des premières causes est l'insuffisance d'équipements ou leur fonctionnement limité : absence fréquente de systèmes de prétraitement des eaux usées, faiblesse des extractions dans les clarificateurs, filière de boues mal organisée... La surcharge hydraulique est un autre facteur influençant fortement les capacités de traitement des eaux usées. Cette surcharge hydraulique peut être causée par des apports supérieurs à la capacité nominale de la station en raison d'une augmentation du nombre de raccordements. Mais elle est également souvent liée à des branchements parasites d'eaux pluviales qui viennent saturer les installations par temps de pluie. Lors d'évènements pluvieux intenses, la surcharge est telle qu'une grande partie des eaux sont évacuées par un by-pass entraînant ainsi des rejets directs d'effluents non traités dans le milieu. Enfin, une des dernières causes de dépassement des seuils de conformité est le dysfonctionnement de certaines stations dû au vieillissement des installations. En effet, une campagne d'audits réalisée par le Conseil Général en 2007¹² sur 69 stations d'épuration a permis d'évaluer l'âge approximatif du parc.



¹² Synthèse des audits du parc des stations d'épuration de la Martinique. Octobre 2007. Conseil général de la Martinique – DIREN de la Martinique.

La date de mise en service de 13 stations n'a pu être déterminée, mais le procédé mis en œuvre a permis d'estimer leur âge entre 15 et 25 ans (Conseil Général, 2007). Sur cette base, 51 stations ont plus de 15 ans, soit près de 74% du parc audité (Figure III.15). Ces exploitations représentent 64% de la capacité nominale de traitement du réseau concerné. Le parc des stations d'épuration est donc assez ancien mais une politique de renouvellement et de modernisation semble amorcée. En effet, depuis 2002, cinq nouvelles stations ont été construites dont 2 de plus de 10 000 EH.

Cinq types de milieu récepteur sont concernés par le rejet des effluents traités en Martinique : les rivières, les ravines, le réseau pluvial, la mer et la mangrove. Quarante huit pourcents des stations rejettent en ravine mais ne représentent que 12% de la capacité nominale de traitement du parc (Figure III.16) car ces installations sont essentiellement de faible capacité (inférieure à 1 000 EH). Le pouvoir épurateur et la capacité de dilution des ravines étant nuls lors de leur assèchement en période de carême, des rejets non conformes peuvent être très impactants pour l'environnement, notamment sur le milieu marin situé souvent à proximité en aval.

Les rejets en rivière ne concernent que 16 stations, soit 18% du parc mais représentent 29% de la capacité nominale de traitement (Figure III.16). Parmi ces stations, 5 sont supérieures à 5 000 EH mais rejettent dans des rivières parmi les plus importantes de l'île, présentant par conséquent une forte capacité de dilution (rivière La Lézarde, rivière Jambette, rivière Madame et rivière Salée).

Le milieu récepteur qui recueille la plus grande partie des effluents traités reste la mer avec 55% de la capacité nominale du parc pour seulement 20 stations concernées (Figure III.16). Parmi ces 20 stations, seulement 8 sont équipées d'émissaires en mer (Figure III.13). Ces dispositifs sont présents principalement dans les plus grosses stations, même si l'installation la plus conséquente (85 000 EH) à Fort-de-France n'en dispose pas. Aucun contrôle de l'état et du bon fonctionnement des émissaires ne semble être réalisé par les maîtres d'ouvrage des installations.

Les rejets en mangrove, totalisant 4% de la capacité nominale (Figure III.16), concernent six stations dont les deux principales (3 000 et 8 000 EH) sont localisées dans la baie du Marin.

Les rejets urbains, en dehors des apports de matière organique, sont souvent chargés de bactéries d'origine fécale pouvant être à l'origine de pollutions bactériologiques. La seule évaluation de ce type de contamination est assurée par la DSDS par le biais du suivi de la qualité des eaux de baignade. Les mesures sont réalisées sur 45 sites et classées selon quatre catégories : bonne qualité (A), qualité moyenne (B), momentanément polluée (C) et mauvaise qualité (D). En 2008, aucun site de baignade n'a été classé en D, et seulement un site a été considéré momentanément pollué (DSDS, 2008). La majorité des sites sont de bonne qualité et 9 sont de qualité moyenne. Bien qu'aucun lien de causalité n'ait été étudié, l'essentiel des sites de catégorie B ou C semble se trouver à proximité d'émissaires en mer ou de stations d'épuration localisées en bordure du littoral.

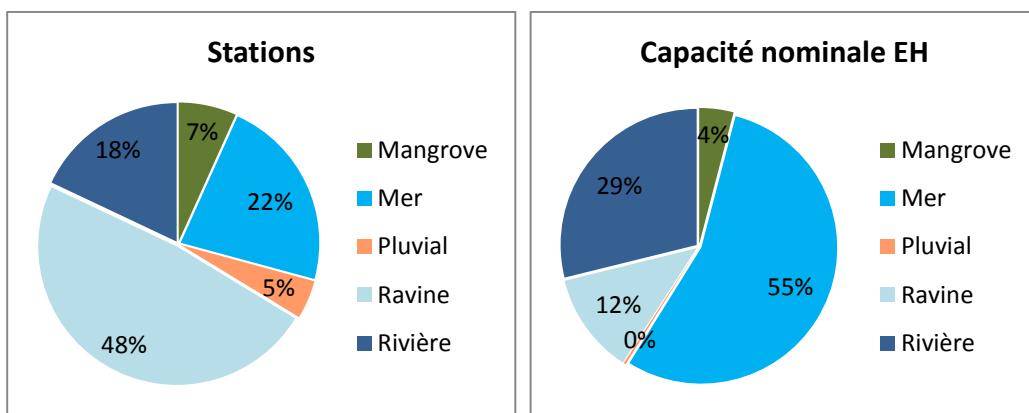


Figure III.16. Répartition en pourcentage du nombre de stations d'épuration (à gauche) et de la capacité nominale (EH) du parc (à droite) en fonction du type de milieu récepteur.

Malgré une capacité nominale susceptible d'assurer le traitement des eaux usées de 88% de la population de l'île, le réseau d'assainissement collectif de la Martinique ne concerne en réalité que la moitié des habitants comme précisé précédemment. Pour exemple, la 3^{ème} commune la plus peuplée de l'île (Le Robert, 23 856 habitants en 2006) ne dispose que de 5 stations d'épurations d'une capacité nominale totale de 11 000 EH ; plus de la moitié des résidents ne sont donc pas raccordés au réseau collectif.

Deux cas de figure sont alors observés pour cette part importante de la population non raccordée : le rejet direct des eaux usées, sans traitement préalable, dans le milieu naturel ; ou l'utilisation d'un système d'assainissement autonome. Parmi ces systèmes individuels, de nombreuses micro-stations d'épuration privées se sont développées afin d'assurer l'assainissement d'immeubles ou de lotissements, mais le réseau de collecte

interne qui les alimente est très réduit et leur entretien souvent insuffisant (Brugneaux *et al.*, 2004). Les habitats épars de particuliers possèdent en général des fosses septiques mais ces installations sont souvent défaillantes en raison d'un entretien insuffisant, ou de dispositifs incomplets ou mal adaptés à la configuration des terrains (SDAGE, 2002).

III.2.2. Les macro-déchets

Une autre problématique environnementale primordiale en Martinique est la gestion des déchets. L'augmentation de la population martiniquaise et le développement de l'urbanisation sont à l'origine d'une production de macro-déchets en progression chaque année. En 2007, 317 500 tonnes de déchets municipaux ont été collectées, dont la moitié est constituée par les ordures ménagères. L'essentiel de ces déchets a été stocké pendant des années dans 7 décharges, dont 6 sont localisées sur le littoral (Figure III.17). Ces sites, en dehors de la pollution visuelle et olfactive qu'ils génèrent, produisent des lixiviats¹³ dont le ruissellement dans le milieu environnant (nappes phréatiques, sols, cours d'eau) peut être à l'origine de fortes pollutions organiques et chimiques. En Martinique, la proximité de la majorité des décharges avec le bord de mer menace directement le milieu marin, les lixiviats s'écoulant directement dans les eaux côtières.



Figure III.17. Exemples de décharges littorales en Martinique : à Sainte-Luce (A) et à Saint-Pierre (B).
© Photos Hélène Legrand – OMMM.

Depuis 1997, un Plan Départemental d'Elimination des Déchets (PDEDMA) a été mis progressivement en place afin de prévenir, réduire et valoriser la production des déchets sur

¹³ Eaux usées complexes et fortement polluées (matières organiques, produits chimiques et métaux lourds) issues de la dégradation des déchets par divers processus biologiques, physiques et chimiques.

l'île. Aujourd'hui, 4 décharges (Le Vauclin, Trinité, Le François, Saint-Pierre) ont été fermées après réhabilitation de 3 d'entre elles. Seules 3 décharges sont encore en activité (Sainte-Luce, Fort-de-France, Basse Pointe), les travaux de remise aux normes n'ayant été finalisés à l'heure actuelle que pour la première. La capacité de stockage des déchets ménagers s'élève à 180 000 tonnes par an (DIREN, 2008). Pour pallier à la fermeture de plusieurs de ces sites d'enfouissement, plusieurs solutions ont été développées : une usine d'incinération située à Fort-de-France qui traite 112 000 tonnes/an, un centre de valorisation organique au Robert qui traite 20 000 tonnes de déchets verts et 20 000 tonnes de Fraction Fermentescible des Ordures Ménagères (FFOM), 4 déchetteries et la collecte sélective des emballages.

Malgré ces efforts pour améliorer la gestion des déchets sur l'île et sensibiliser la population, de mauvaises habitudes restent encore ancrées dans les esprits et les décharges sauvages sont nombreuses, notamment sur le littoral (Figure III.18).



Figure III.18. Exemples de décharges sauvages sur le littoral martiniquais : plage de Trois-Rivières (A), plage de la côte atlantique (B), bord de mer à Bellefontaine (C). © Photos Hélène Legrand – OMMM et Denis Merck.

Le milieu marin est également directement concerné, victime de l'absence de conscience écologique de nombreuses personnes. Des déchets de toute nature sont jetés à

la mer : moins visibles que les dépôts terrestres ils n'en restent pas moins nocifs pour l'environnement marin et les communautés vivantes (Figure III.19). Des pièces provenant de véhicules (batteries, moteurs, pneumatiques) sont susceptibles de libérer des produits extrêmement toxiques pour les biocénoses marines.

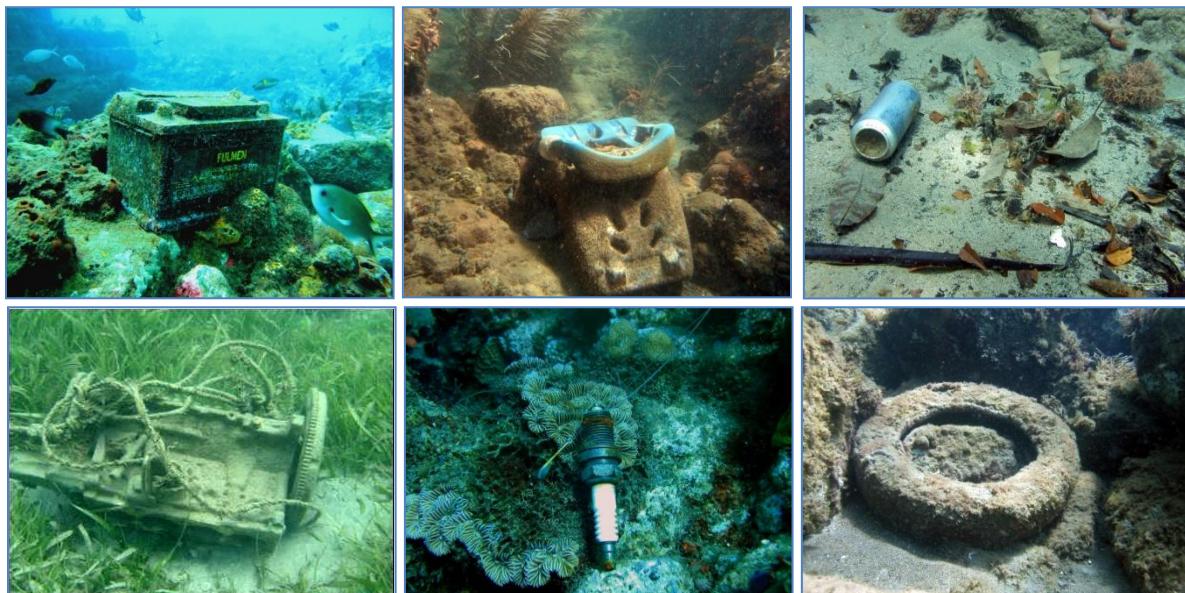


Figure III.19. Exemples de macro-déchets communs sur les fonds marins côtiers de la Martinique. © Photos Laurent Juhel – OMMM.

Conclusion :

L'état de l'assainissement en Martinique est très préoccupant. Le taux de raccordement insuffisant de la population et les défauts de conformité relevés pour une grande majorité des stations du parc d'assainissement collectif impliquent une dégradation de la qualité des eaux. Source de nutriments, matières en suspension, bactéries et polluants divers, les effluents insuffisamment traités et les rejets directs menacent fortement le milieu marin. Ce constat souligne l'importance de développer des projets de rénovation des stations et de construction de nouvelles installations afin d'infléchir la tendance actuelle vers une amélioration de la qualité du milieu récepteur.

Les pollutions d'origine domestique se traduisent également par la production de macro-déchets, dont le traitement est toujours très problématique en Martinique. Les lixiviats toxiques issus des décharges littorales, les dépôts sauvages et les déchets jetés directement à la mer sont des sources de dégradation des écosystèmes côtiers.

III.3. Les pollutions d'origine industrielle

En 2006, le secteur industriel emploie 8% de la population active martiniquaise et compte 2 605 entreprises réparties entre les filières de l'énergétique, de l'agro-alimentaire, des biens de consommation, d'équipement et des biens intermédiaires (INSEE, 2008). Le tissu industriel est caractérisé par la dominance de micro-entreprises, souvent familiales ou individuelles ; les établissements de plus de 10 salariés ne représentent que 7% du secteur. La plupart des industries sont implantées au niveau des zones d'activités économiques autour des agglomérations, pour la plupart localisées sur la frange littorale. Les communes de Fort-de-France et du Lamentin concentrent à elles seules 56% des entreprises. Les embouchures de rivières, les mangroves et les eaux côtières deviennent les exutoires privilégiés de rejets industriels de différentes natures : matières organiques (MO), matières en suspension (MES), hydrocarbures, métaux lourds... De la même manière que pour les élevages, les industries présentant un risque de pollution pour l'environnement sont soumises au régime des ICPE¹⁴. En 2009, l'organisme chargé du contrôle de ces industries, la DRIRE (Direction Régionale de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement), recensait 85 établissements soumis à autorisation dont 16 carrières en activité et 7 établissements classés SEVESO (DRIRE, 2009).

III.3.1. Le secteur de l'agro-alimentaire

L'industrie agro-alimentaire est responsable de la majeure partie des rejets du secteur industriel, particulièrement en termes de matières organiques avec 89% des flux (EauZone, 1997¹⁵). L'histoire de l'agriculture martiniquaise et son orientation vers la culture de la canne à sucre ont entraîné l'implantation de structures classées au premier rang des établissements agro-alimentaires les plus polluants : les distilleries. Autrefois présentes en très grand nombre sur l'île, les distilleries en activité sont aujourd'hui au nombre de 7. Leur répartition concerne l'ensemble du territoire mais toujours à proximité des cours d'eau (Figure III. 21), les processus de fabrication du rhum nécessitant de grandes quantités d'eau. Les plus grosses distilleries sont celles du Simon, Saint-James et La Mauny, les deux dernières

¹⁴ Installations Classées Pour l'Environnement.

¹⁵ Inventaire des principales pollutions d'origine industrielle et évaluation des charges polluantes à la Martinique. Rapport de synthèse. Septembre 1997. EauZone.

étant classées Seveso (seuil bas). Ces trois entreprises assurent plus de 70% de la production totale de rhum agricole (Tableau III.9). La distillerie de Trois Rivières, active jusqu'en 2005 et rejetant en mangrove, a délocalisé la distillation de sa production sur la distillerie de La Mauny. Plus récemment, en 2007, la distillerie Dillon a également stoppé son activité pour la transférer à la distillerie Depaz.

Tableau III.9. Production et nature du traitement des effluents des distilleries de la Martinique (source : DRIRE, 2009).

Distilleries	Rhum agricole produit (hl/campagne)	Traitement
Le Simon	30 000	Lagunage aéré
Saint-James	30 000	Méthanisation et lagunage
La Mauny	26 000	Lagunage aéré
Depaz	20 000	Méthanisation et lagunage
La Favorite	7 940	Lagunage aéré
Neisson	3 700	Lagunage aéré
J&M	3 000	Lagunage
Total	120 640	-

La transformation de la canne à sucre produit deux types de rejets : les vinasses et les fonds de cuve. Les vinasses correspondent au résidu liquide issu des colonnes après distillation du jus fermenté. Elles sont caractérisées par un pH très acide (3,5), une température élevée (98°C) et des teneurs en MO particulièrement importantes (SIEE, 1998¹⁶). Les fonds de cuve sont composés de concentrâts d'alcool et de levures récupérées dans les cuves de fermentation, riches en MO et en MES. Les distilleries ayant un fonctionnement saisonnier couplé à la période de récolte de la canne, les rejets n'ont donc lieu que pendant 2 à 5 mois de l'année (de mars à juillet). Ces effluents, rejetés dans des cours d'eau où le pouvoir de dilution et d'auto-épuration est limité par la saison, ont un impact majeur sur l'environnement. En 1998, la production de vinasses par l'ensemble des distilleries de l'île était estimée à environ 190 000 m³ par an. La charge polluante d'un litre de vinasse (sans traitement) étant évaluée entre 20 et 25 g de DCO¹⁷ (DRIRE, 2003), les distilleries produisent autour de 4 000 tonnes de DCO chaque année. Pendant de nombreuses années, les effluents issus des distilleries ont été évacués en milieu naturel sans d'autre traitement que leur dilution avec les eaux de refroidissement et de lavage. En 1997,

¹⁶ Synthèse de la qualité des eaux et des milieux aquatiques de la Martinique. Mars 1998. SIEE

¹⁷ Demande Chimique en Oxygène.

seules 3 distilleries disposaient d'un système de traitement des rejets (lagunage), les autres rejetant directement en cours d'eau ou en mer (Simon, Trois Rivières), parfois après stockage en bassin (SIEE, 1998). En 1998, un arrêté ministériel a défini un rendement épuratoire minimal des rejets de 95% et des concentrations limites de 500 mg/l pour la DCO (DRIRE, 2003). Les entreprises ont également obligation de réaliser l'auto-surveillance de leurs rejets et sont inspectées annuellement par la DRIRE. Des efforts particuliers ont donc été réalisés depuis 2000 pour développer des solutions de traitement des effluents et réduire les flux de pollution vers le milieu récepteur. Trois techniques de traitements ont été retenues : le lagunage aéré, la méthanisation et le traitement physico-chimique. Le premier procédé est le moins contraignant, le plus rentable (réduction de 98% de la pollution) et aussi le plus utilisé (5 distilleries, Tableau III.9). La méthanisation est utilisée par 2 distilleries (Saint-James et Depaz) et possède l'avantage de limiter les dégagements d'odeurs grâce à son circuit fermé. Elle nécessite cependant d'être complétée par un lagunage, son taux d'épuration n'étant que de 85 à 90% (DRIRE, 2003). Enfin le traitement physico-chimique par flocculation / décantation / filtration, moyen le plus récent, a été mis au point en 2003 par la distillerie Dillon. En 2006 les rejets en DCO des distilleries étaient estimés à 130 tonnes par campagne (DRIRE, 2006). Malgré une réglementation précise et des mises aux normes de plus en plus appliquées, les contrôles restent néanmoins insuffisants compte tenu de la charge polluante potentielle de ces industries et des risques pour l'environnement. Des rejets sauvages de vinasses ou de fonds de cuves non traités sont encore parfois visibles (souvent réalisés en période de pluie où ils passent plus facilement inaperçus) et leurs conséquences sur le milieu récepteur et les communautés peuvent être dramatiques (Figure III.20).

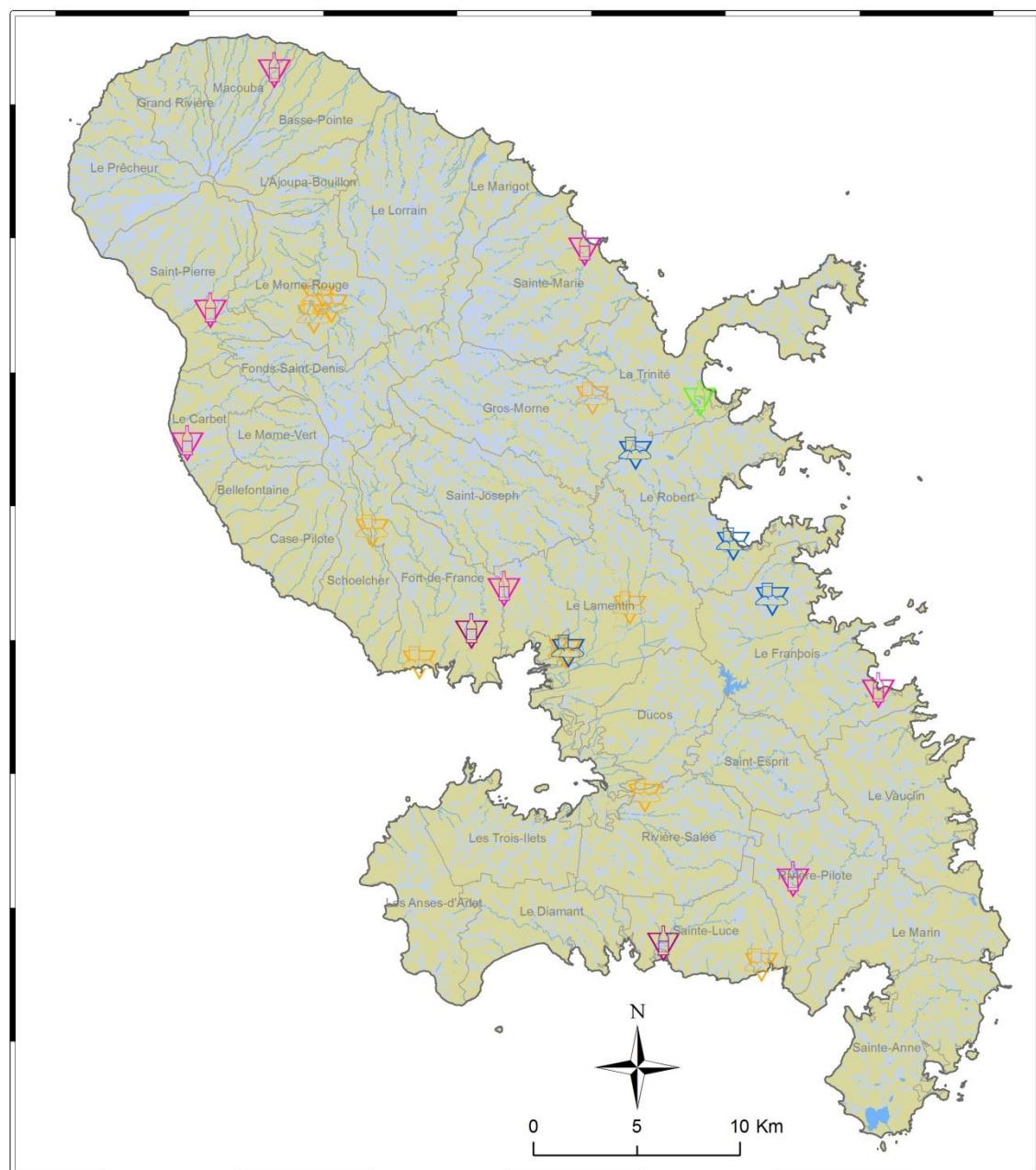
En dehors des distilleries, l'industrie de la canne à sucre comporte une sucrerie (Le Galion) localisée en bordure du littoral à Trinité, assurant la production de sucre et de rhum industriel (fabriqué à partir de la mélasse). Cette ICPE soumise à autorisation a longtemps été responsable de rejets importants (42% des rejets de MES du secteur agro-alimentaire et 13% des rejets de MO en 1997 ; EauZone, 1997), considérablement réduits depuis 2007 grâce à la mise en place d'un dispositif de traitement des effluents. Néanmoins, le risque d'impact sur le milieu naturel reste élevé ; les rejets étant effectués moins d'un kilomètre en amont de l'embouchure de la rivière du Galion. Les effluents atteignent ainsi rapidement le

milieu marin et menacent fortement les écosystèmes côtiers de la baie du Galion où la dispersion et la dilution des apports sont limitées par le caractère semi-fermé de la zone.



Figure III.20. Rejet de vinasses issues de la sucrerie Le Galion dans la mangrove (A), envasement des fonds et mort massive des oursins suite à une vidange de cuves de distillerie lors d'un évènement pluvieux intense en septembre 2005 (B). © Photos Cécile Pérès – OMM.

D'autres filières de l'industrie agro-alimentaire produisent également des apports non négligeables en MO et en MES : les industries de fabrication de boissons et les industries laitières. Néanmoins, très peu d'informations sont disponibles quant à leur charge polluante, le suivi de la qualité des rejets dans le milieu naturel étant assuré uniquement pour les installations classées. Le secteur de production de boissons compte 11 industries en Martinique, dont 5 sont soumises à autorisation. Ces entreprises sont à l'origine de rejets de jus acides (issus de la transformation et du conditionnement des fruits) ainsi que des eaux de lavage des cuves de fermentation des usines de boissons gazeuses et brasseries. L'étude réalisée par EauZone en 1997 évaluait la contribution de ces industries en termes de rejets de MO et de MES à 16% et 7% des rejets produits par le secteur agro-alimentaire. Réparties sur l'ensemble du territoire, les plus importantes firmes sont cependant concentrées autour de la baie de Fort-de-France (Figure III.21). Les industries laitières sont peu nombreuses (4 dont 2 soumises à autorisation) mais représentent des unités de production non négligeables (>15 000 l/j, DRIRE 2009) responsables de 11% des rejets en MES du secteur agro-alimentaire (EauZone, 1997). Le traitement des effluents des industries agro-alimentaires est mal connu : certaines entreprises disposent de leur propre station d'épuration alors que certaines sont raccordées au système d'assainissement collectif ou déversent directement leurs rejets dans le milieu naturel (DRIRE, 2009).



Industries agro-alimentaires	Réseau hydrographique	
Boisson	Cours d'eau temporaire	Source de données : OMMM – DIREN – DRIRE
Lait	Cours d'eau permanent	Système de coordonnées : Fort Desaix UTM Zone 20N
Distillerie en activité	Communes	Réalisation : Hélène Legrand
Distillerie en arrêt		
Sucrerie		

Figure III.21. Localisation des distilleries et des principales industries agro-alimentaires de Martinique.

III.3.2. Secteur de l'extraction et de l'industrie minière

En Martinique, les activités d'extraction de matériaux et leur traitement jouent un rôle prépondérant dans l'apport de MES vers le milieu naturel. En 1997, les études réalisées estimaient que cette filière était responsable de 90% des rejets en MES du secteur industriel (EauZone, 1997). L'absence de dispositifs de traitement des rejets, responsable de la non-conformité de 80% des installations, a conduit la DRIRE en 1999 à mettre en place un plan de mise en conformité des carrières. Aujourd'hui le secteur de l'extraction compte 16 carrières actives produisant en moyenne 2,5 millions de tonnes de matériaux par an (DRIRE, 2009). Deux types de roches sont extraits en Martinique : les coulées de lave constituées de roches massives sur la bordure est et au centre de l'île ; et des formations pyroclastiques meubles sur les versants de la Montagne Pelée et la presqu'île des Trois Ilets. Cette dernière région abrite également le principal gisement d'argiles de Martinique, exploité par deux carrières situées sur la commune de Trois Ilets.

L'ensemble des carrières de l'île est aujourd'hui équipé d'installations de collecte et de traitement des eaux de lavage des matériaux et des eaux pluviales. Malgré ces mesures, la proximité de près de la moitié des sites d'extraction (6 carrières) avec le littoral représente un risque majeur pour les écosystèmes littoraux (Figure III.23). De plus, 5 de ces exploitations sont les plus importantes de l'île, assurant 70% de la production totale de matériaux. La commune de Saint-Pierre est particulièrement concernée avec 3 carrières concentrées dans le même secteur et produisant plus de 1 million de tonnes de sable par an. Ces carrières débordent littéralement dans les eaux côtières (Figure III.22), entraînant une forte augmentation de la turbidité des eaux et une hypersédimentation.



Figure III.22. Ecoulement en mer (flèches blanches) de sédiments extraits et entreposés sur le littoral par la carrière Coulée Blanche à Saint-Pierre. © Photos Hélène Legrand – OMM.

Les matériaux issus de ces carrières sont employés dans le secteur de l'industrie minière pour la fabrication de ciment, béton, enrobés ou produits en terre cuite. Sept établissements sont classés ICPE : 1 cimenterie, 4 entreprises de fabrication de béton, 1 entreprise de fabrication d'enrobés et 1 poterie (DRIRE, 2009). Ces industries sont toutes localisées proche du littoral dans les zones d'activités autour de la baie de Fort-de-France, à l'exception de la poterie située à la pointe des Trois Ilets (Figure III.23).

III.3.3. Secteur de l'industrie chimique

Le secteur de l'industrie chimique regroupe principalement les entreprises de peinture et de fabrication de produits d'entretien, les blanchisseries et laveries particulières ou collectives et les imprimeries. Très peu d'informations sur la nature et la quantification des rejets de ce secteur sont disponibles. Les dernières évaluations montrent cependant que l'industrie chimique participe pour une faible part aux charges polluantes du secteur industriel (1% des flux de MO ; EauZone, 1997). Cinq établissements sont cependant soumis à autorisation : 2 entreprises de peinture situées à Fort-de-France et à Trinité, 1 imprimerie à Fort-de-France ainsi qu'une blanchisserie et une entreprise de fabrication de produits détergents au Lamentin. Cette dernière est d'ailleurs la seule industrie chimique à être classé SEVESO (seuil bas). De la même manière que pour les secteurs industriels précédents, la plupart des entreprises sont localisées au niveau des zones d'activités à proximité du bord de mer (Figure III.23). Si la majorité des industries (notamment les petites entreprises particulières) semblent être raccordées au réseau d'assainissement collectif, plusieurs établissements évacuent leurs effluents en ravine ou en mer (SIEE, 1997). C'est le cas des deux industries de peinture citées précédemment ainsi que de 2 blanchisseries (Saint-Pierre et Trinité) et d'une fabrique de bougies (Sainte-Luce). Cependant, aucun suivi ne semble être mis en place concernant la production de produits toxiques par ces industries tels que les métaux lourds, présents notamment dans les processus de fabrication des peintures ou les activités des imprimeries.

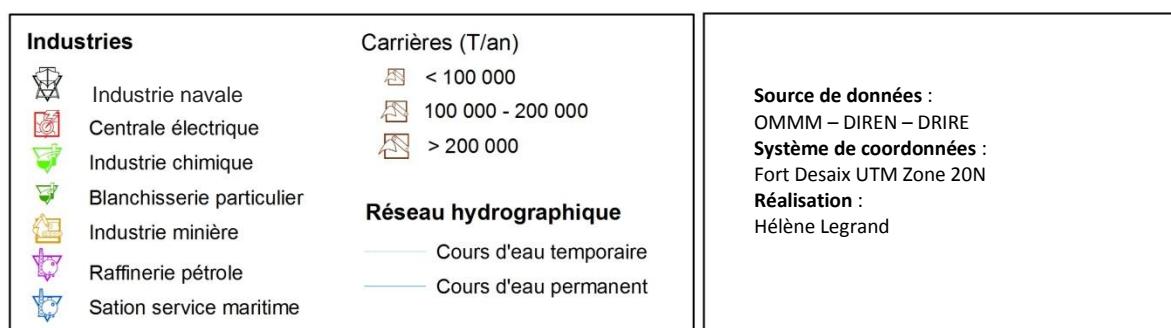
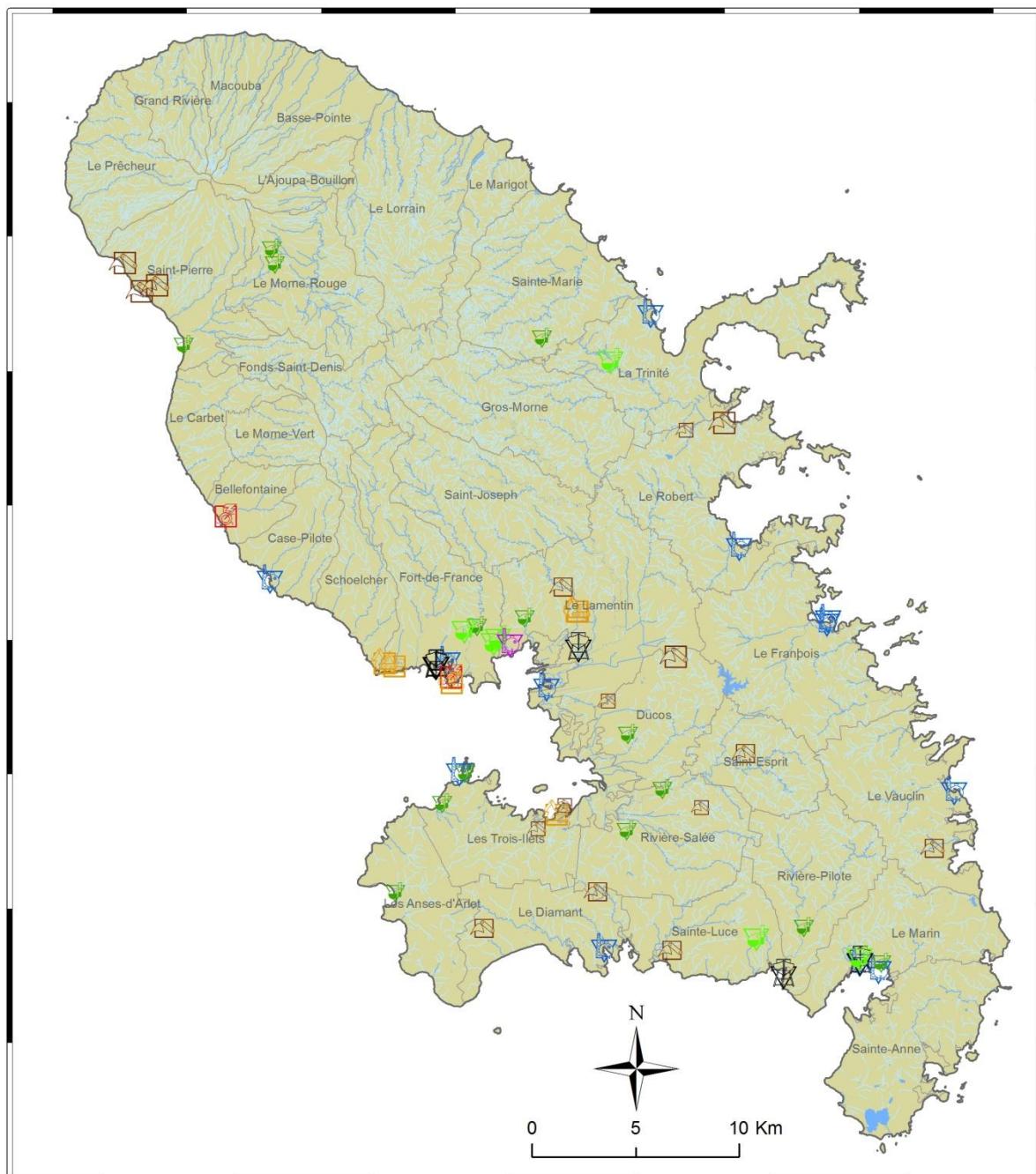


Figure III.23. Localisation des principales entreprises des secteurs industriels hors industries agro-alimentaires de Martinique.

III.3.4. Secteur de l'industrie navale

La filière de l'industrie navale est organisée autour de l'activité de carénage et l'activité de construction navale. La nature même de ces entreprises conditionne leur proximité immédiate avec le littoral, augmentant par conséquent le risque de pollution directe des eaux côtières. En Martinique ces activités sont concentrées au niveau des deux zones portuaires principales de l'île : la baie de Fort-de-France et la baie du Marin (Figure III.23). Un centre de carénage est présent dans chacune d'entre elles, accueillant de nombreuses entreprises d'entretien et de réparation de bateaux. Une dizaine d'entreprises de construction navale sont recensées, implantées majoritairement dans ces secteurs.

L'activité de carénage nécessite de grandes quantités d'eau (de l'ordre de 3 m³ par jour ; EauZone, 1997) et de sable pour le nettoyage et le décapage des coques des navires.

Les eaux usées et les sables souillés obtenus à la suite de ces opérations sont chargés en particules de peinture anti-fouling et en hydrocarbures (HAP). A l'heure actuelle, aucune des stations de carénage de Martinique ne dispose d'équipements pour la récupération et le traitement des effluents et aucune analyse n'est effectuée pour évaluer les flux de pollution engendrés. Le risque pour le milieu marin est donc considérable, les rejets étant effectués directement dans les eaux côtières de systèmes de baies semi-fermées. En 2007, le REPOM faisait état de concentrations élevées en métaux lourds (cadmium, cuivre) et en tributylétain dans les sédiments de la baie de Fort-de-France et du Marin, à proximité des zones de chantier naval¹⁸. Ces éléments toxiques sont majoritairement présents dans les peintures anti-fouling et sont caractérisés par une forte affinité pour les sédiments. Leur accumulation peut générer des contaminations importantes du réseau trophique, notamment dans les secteurs confinés telles que les baies, et menacer les biocénoses à fort intérêt écologique souvent présentes dans ces zones (Figure III.24).



Figure III.24. Vue aérienne du plus gros centre de carénage de la Martinique dans la baie du Marin et proximité avec les biocénoses marines.

¹⁸ La qualité des cours d'eau en Martinique. Edition 2007. Rapport DIREN.

III.3.5. Secteur de l'énergie

Le secteur de l'énergie est représenté en Martinique par deux centrales électriques EDF (Bellefontaine et Pointe des Carrières) et une raffinerie de pétrole. Deux de ces établissements sont classés SEVESO : la centrale électrique de Bellefontaine (la plus importante de l'île) qui possède une capacité de 280 mégawatts, et la raffinerie « la SARA » au Lamentin qui traite 850 000 tonnes de pétrole brut chaque année afin d'approvisionner la Martinique et la Guadeloupe (Figure III.23).

Les centrales électriques sont des centrales thermiques utilisant la combustion d'hydrocarbures. Ces établissements sont équipés de dispositifs de traitements des eaux hydrocarburées mais les analyses réalisées par la DRIRE montraient des taux en hydrocarbures et en MES supérieurs aux seuils limites définis (SIEE, 1997). Ainsi, les effluents journaliers rejetés en baie par la centrale située à Fort-de-France ont été estimés à 1,2 kg d'hydrocarbures et 1,5 kg de MES (SIEE, 1997). La technique de combustion d'hydrocarbures utilisée par ces centrales électriques nécessite l'utilisation de grandes quantités d'eau pour refroidir les circuits de production. Cette eau de refroidissement, prélevée en rivière est ensuite rejetée directement dans le milieu. Des températures anormalement élevées ($>35^{\circ}\text{C}$) des eaux en sortie de la rivière Fonds-Laillet (alimentant la station de Bellefontaine) ont notamment été observées lors de la phase de vérification terrain du travail de cartographie et lors d'observations personnelles (Figure III.25). Une augmentation importante localement de la température des eaux côtières peut menacer les biocénoses marines, notamment les communautés corallliennes, sensibles aux variations thermiques. A l'heure actuelle, aucun contrôle ne semble avoir été réalisé sur ces eaux de refroidissement.



Figure III.25. La centrale électrique thermique de Bellefontaine (A) et la raffinerie « la SARA » au Lamentin (B) implantées en bord de mer.

La SARA est la principale raffinerie des Antilles françaises. Elle alimente le secteur industriel dont une grosse part concerne les centrales électriques, mais aussi le secteur des transports (stations essences, aéroport...). Localisée en bord de mer sur 43 ha, elle dispose aujourd’hui d’équipements de collecte et de traitement des eaux résiduaires et pluviales et réalise des contrôles fréquents sur la conformité des rejets. Un dispositif de confinement des hydrocarbures à l’aide de barrages flottants a également été mis au point en cas de pollution marine accidentelle (SARA, 2009). Malgré ces équipements, le risque de pollution par hydrocarbures des eaux côtières est sûrement non négligeable, notamment lors des transferts des produits bruts et des produits finis entre les tankers et l’usine.

Une source importante de rejets directs d’hydrocarbures dans le milieu marin est la présence de nombreuses stations service maritimes le long du littoral martiniquais. Ces stations, au nombre de 12, sont surtout localisées sur la façade caraïbe dans les principaux ports de plaisance et de pêche (Figure III.23) et fournissent les professionnels de la pêche et les plaisanciers en carburant. Les appontements permettant l’approvisionnement des navires ne sont équipés d’aucun dispositif de protection du milieu marin contre des rejets d’hydrocarbures et aucune mesure ni suivi ne sont réalisés pour contrôler d’éventuelles pollutions. Le risque est pourtant majeur, certaines stations comme celles des ports du Marin ou de Fort-de-France fournissant plusieurs dizaines de milliers de litres de carburant par jour aux usagers de la mer.

Conclusion :

Le secteur industriel martiniquais est caractérisé par de nombreuses micro-entreprises et quelques importantes firmes essentiellement localisées dans les zones d’activité en bordure du littoral. Les pollutions générées par ce secteur sont multiples mais le domaine de l’agro-alimentaire avec les distilleries reste le plus important pourvoyeur, notamment en termes de MO. Les secteurs de l’extraction et de l’industrie minière sont responsables d’une grande partie des rejets en MES dans le milieu marin, car souvent directement implantés sur le bord de mer. Enfin, les industries chimiques, mais également les secteurs de l’industrie navale et de l’énergie, sont générateurs de produits toxiques tels que les hydrocarbures ou les métaux lourds qui peuvent affecter durablement les communautés benthiques.

III.4. L'exploitation des ressources

En dehors des activités anthropiques présentées précédemment et de leurs conséquences indirectes sur les milieux marins *via* les pollutions générées, la surexploitation des ressources marines constitue une menace directe pour les écosystèmes littoraux.

III.4.1. La Pêche

Comme dans la plupart des îles de la Caraïbe, la pêche en Martinique est une activité traditionnelle depuis des décennies. Cependant l'expansion démographique des 20 dernières années a conduit à une pression de pêche toujours plus forte, entraînant une surexploitation des stocks (Gobert, 1991, 2000). Avec 1 158 navires enregistrés auprès des Affaires Maritimes dont 985 actifs, la Martinique totalise 58% de la flotte de pêche des Antilles françaises (Reynal *et al.*, 2008) et est à l'origine d'une pression de pêche 10 à 20 fois supérieure à celles des îles voisines ; La Dominique et Sainte-Lucie (Gobert, 2000). La production de pêche, estimée à 6 300 tonnes en 2004, ne suffit cependant pas à satisfaire une demande locale forte avoisinant les 20 000 tonnes par an (Ramdine, 2004).

L'activité de pêche en Martinique est majoritairement côtière avec 62% des navires travaillant dans la bande des 12 milles autour du littoral. Dix pourcents seulement des embarcations pratiquent exclusivement la pêche au large, exploitant les ressources pélagiques telle que les thons (*Thunnus albacares*, *Thunnus atlanticus*) et le marlin (*Makaira nigricans*). Les autres pêcheurs ont une activité mixte, partagée entre la pêche côtière et la pêche au large. Pratiquée à bord de petites unités de 7 m de long en moyenne, appelées « yole », la pêche côtière s'exerce essentiellement sur les récifs coralliens et les herbiers. Les espèces ciblées sont principalement les poissons démersaux, mais également certains crustacés comme la langouste royale (*Panilurus argus*) et brésilienne (*Panilurus guttatus*), ou encore l'oursin (*Tripneustes ventricosus*) et le lambi (*Strombus gigas*). L'île compte 8 ports de pêche départementaux (Le Vauclin, Le François, Case Pilote, Le Marin, Trinité, Les Anses d'Arlet, Grand-Rivière et Le Diamant) et 13 appontements de pêche d'intérêt départemental (Reynal *et al.*, 2008). Au total, près de 169 points de débarquements sont recensés, surtout le long des côtes de la moitié sud de l'île (Iborra, 2007) où les baies et anses abritées sont

nombreuses. La répartition des navires de pêche n'est pas homogène autour du littoral de la Martinique : sur les 24 communes littorales possédant des navires enrôlés, cinq totalisent 45% du nombre total d'embarcations enregistrées auprès des Affaires Maritimes. Parmi celles-ci quatre sont situées sur la côte atlantique (Le François, Trinité, Le Robert et Le Vauclin) ; le plateau insulaire plus développé sur cette façade et la présence de barrières coralliennes offrant des conditions favorables au développement de la pêche (Figure III.28).

Le principal engin de pêche employé en Martinique est le casier ou nasse. Constitué de grillage métallique, il est en général placé entre 0 et 30 m et utilisé toute l'année pour éviter son oxydation hors de l'eau. Ce mode d'exploitation des ressources côtières, qui mobilise 60% de la flotte (Reynal *et al.*, 2008), cible préférentiellement les poissons récifaux et certains crustacés comme les langoustes. D'autres techniques utilisant le filet fixe maillant et la senne de plage¹⁹ sont également employées, parfois en complément du casier, la polyvalence des navires étant importante en Martinique. Bien que très peu d'études aient été réalisées à ce jour sur l'estimation des stocks côtiers de l'île, la surexploitation de la ressource halieutique est reconnue, tant par la communauté scientifique (Gobert & Stanisière, 1997 ; Gobert, 2000) que par la communauté de professionnels de la pêche (Montély, 2007). Le nombre de pêcheurs élevé pour un plateau continental étroit mais surtout l'utilisation massive du casier en sont les principales causes.

La première caractéristique du casier est sa simplicité de confection : rapide et peu coûteuse. Le nombre de casiers par pêcheur est donc souvent très élevé, de plusieurs dizaines jusqu'à une centaine (L. Reynal, com. pers.). De plus, leur répartition est majoritairement concentrée le long des tombants des récifs côtiers, la densité des nasses pouvant atteindre des valeurs de l'ordre de 31 nasses/km² (Gobert & Stanisière, 1997).

La deuxième caractéristique de cet engin de pêche est sa non-sélectivité en termes d'espèces. En effet, l'analyse de la composition des prises en casier montre que ce type de technique capture une grande diversité d'espèces de poissons, (Gobert, 2000 ; Criquet, 2009). Des espèces à forte valeur commerciale tels que les Scaridés, les Lutjanidés ou les Serranidés sont recensées mais également des espèces à faible valeur tels que les

¹⁹ La senne de plage est une technique de pêche traditionnelle qui consiste à tendre un très grand filet entre deux embarcations et le refermer en le ramenant au bord afin d'encercler et capturer les bancs de poissons. Cette pêche vise principalement les petits pélagiques (*Selar crumenophthalmus*, *Hemiramphus sp*) mais est aussi responsable de nombreuses prises accessoires de juvéniles et d'individus immatures.

Acanthuridés, les Holocentridés ou les Chaetodontidés. Une sélectivité existe en revanche au niveau de la taille des prises avec la maille du grillage. Contrairement à l'ensemble de la Caraïbe où la taille minimale réglementaire du maillage est de 38 mm, celle-ci n'est que de 31 mm en Martinique. Une forte pression est donc exercée sur les juvéniles de poissons et les individus non matures, notamment ceux des espèces de plus grande taille. Récemment, une étude réalisée sur la structure des peuplements ichtyques exploités à la Martinique montre que pour deux espèces de poissons chirurgiens (*Acanthurus bahianus* et *Acanthurus chirurgus*), plus de la moitié (voir 95%) des individus capturés dans les zones pêchées sont immatures (Criquet, 2009). Le potentiel reproducteur des populations de poissons est donc fortement menacé par ce mode d'exploitation des ressources, limitant le renouvellement des stocks.

Un dernier élément peut également contribuer de façon non négligeable à l'effort de pêche élevé engendré par les casiers : le séjour prolongé de la nasse au fond. En effet, cet engin est traditionnellement calé entre 10 et 15 jours mais cette durée peut parfois atteindre 6 semaines (G. Criquet, com. pers.). Ce temps de résidence élevé a pour effet la mort de nombreux poissons, incapables de survivre aussi longtemps emprisonnés (Figure III.26). Cette mortalité est notamment une des justifications de la durée du temps de calée des casiers par les pêcheurs : « elle permettrait d'attirer les plus gros individus dans le dispositif ». Les conséquences n'en restent pas moins néfastes pour les populations de poissons, la mort de ces individus n'étant même pas valorisée pour la consommation.



Figure III.26. Poissons morts au fond d'une nasse (A) et casier abandonné (B).

Le séjour prolongé d'un casier sur les fonds marins peut également devenir permanent, notamment lors de la perte de celui-ci (Figure III.26). Cette dernière peut survenir lors de la coupure accidentelle du cordage de signalisation en surface par des hélices de bateaux ou lors de tempêtes. De plus, certains pêcheurs ne signalent pas toujours leurs nasses en surface, et malgré l'utilisation répandue aujourd'hui des GPS, le risque de perdre l'engin n'est pas négligeable. Une étude réalisée en 2004 en mer d'Arabie (Al-Masroori *et al.*, 2004) sur des casiers locaux (forme semi-circulaire) a estimé qu'une nasse abandonnée était responsable d'une perte de 78 kg de poissons en 6 mois dans cette région.

L'ensemble de ces facteurs combinés induit un effort de pêche considérable, entraînant la surexploitation de la ressource halieutique côtière de la Martinique. Les casiers peuvent avoir également un impact direct sur les habitats benthiques, *via* les dégradations physiques qu'ils peuvent occasionner. En effet, la pose des nasses par les pêcheurs sur des zones de tombants se fait la plupart du temps sans précaution pour les communautés benthiques. La chute des casiers et leur stationnement prolongé sur des colonies coralliennes provoquent souvent des cassures (Figure III.27 A et B), notamment pour les espèces les plus fragiles. La signalisation en surface peut aussi être à l'origine de dégâts : la prise des bouts dans les hélices des bateaux peut parfois tracter les casiers sur le fond, détruisant tout sur leur passage. Enfin les engins abandonnés, volontairement (lorsqu'ils sont abîmés ou trop vieux) ou accidentellement, peuvent être une source de pollution et de dégradation pour les communautés benthiques (Figure III.27 C et D).

Bien que la surpêche reste une question d'actualité en Martinique, la prise de conscience de la surexploitation des ressources marines côtières a été à l'origine de la mise en place de plusieurs solutions pour tenter de réduire la pression de pêche sur la bande littorale et protéger les stocks.

De nombreux dispositifs de concentration de poissons (DCP) ont été installés avec le concours de l'Ifremer dans le but de rediriger l'effort de pêche vers les ressources pélagiques du large. Cette activité est aujourd'hui pratiquée par 31% des unités de pêche et représente 15% du temps d'activité de la flotte (Reynal *et al.*, 2008).

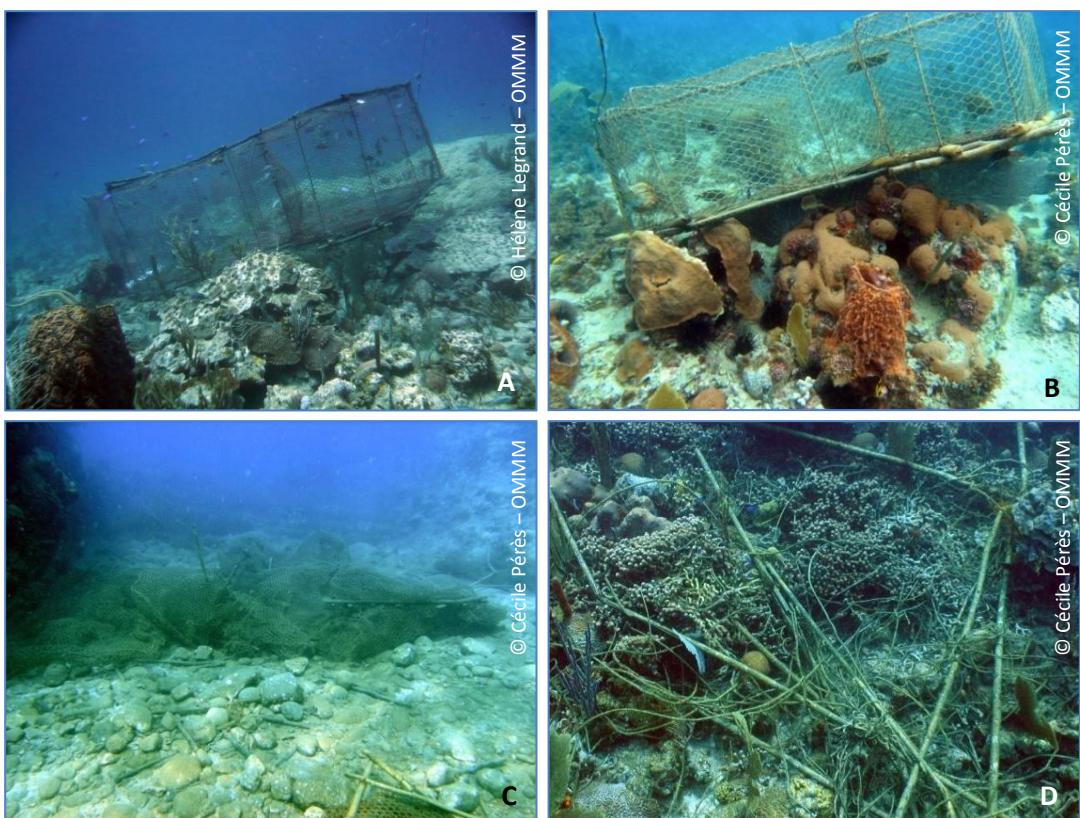


Figure III.27. Exemples de destructions mécaniques occasionnées par la pose de casiers sur des colonies coralliniennes (A et B) et l’abandon d’engins délabrés sur les fonds (C et D).

Afin de protéger les peuplements et leurs habitats essentiels et maintenir durablement l’activité de pêche, le Comité Régional des Pêches et le Conseil Régional de la Martinique ont créé entre 1999 et 2005 huit cantonnements de pêche. Leur répartition le long du littoral (Figure III.28) et leur taille ont été définies en concertation avec les pêcheurs professionnels. Ces zones marines protégées disposent d’un statut particulier puisque l’interdiction de pêche (professionnelle ou de loisir) y est temporaire. En général fixée à 3 ans, la mesure de protection peut être reconduite ou levée et la pêche à nouveau autorisée. Ce mode de gestion, régit principalement par les professionnels de la mer au travers du Comité des Pêches, peut nuire fortement à l’efficacité des cantonnements, les ressources étant à nouveau massivement exploitées lors de la réouverture (Maréchal, 2007). Pour la première fois en 10 ans, l’efficacité de la mise en place de deux de ces zones sur la protection des communautés ichtyques exploitées a été étudiée au travers d’une thèse de doctorat. Les résultats de ce travail, basé sur des pêches expérimentales, montrent que la densité et la taille des poissons sont supérieures dans les cantonnements en comparaison des données obtenues à l’extérieur (Criquet, 2009). L’absence de point de référence lors de la création

des cantonnements n'a en revanche pas permis de conclure à un apport bénéfique de la protection mise en place pour les pêcheries.

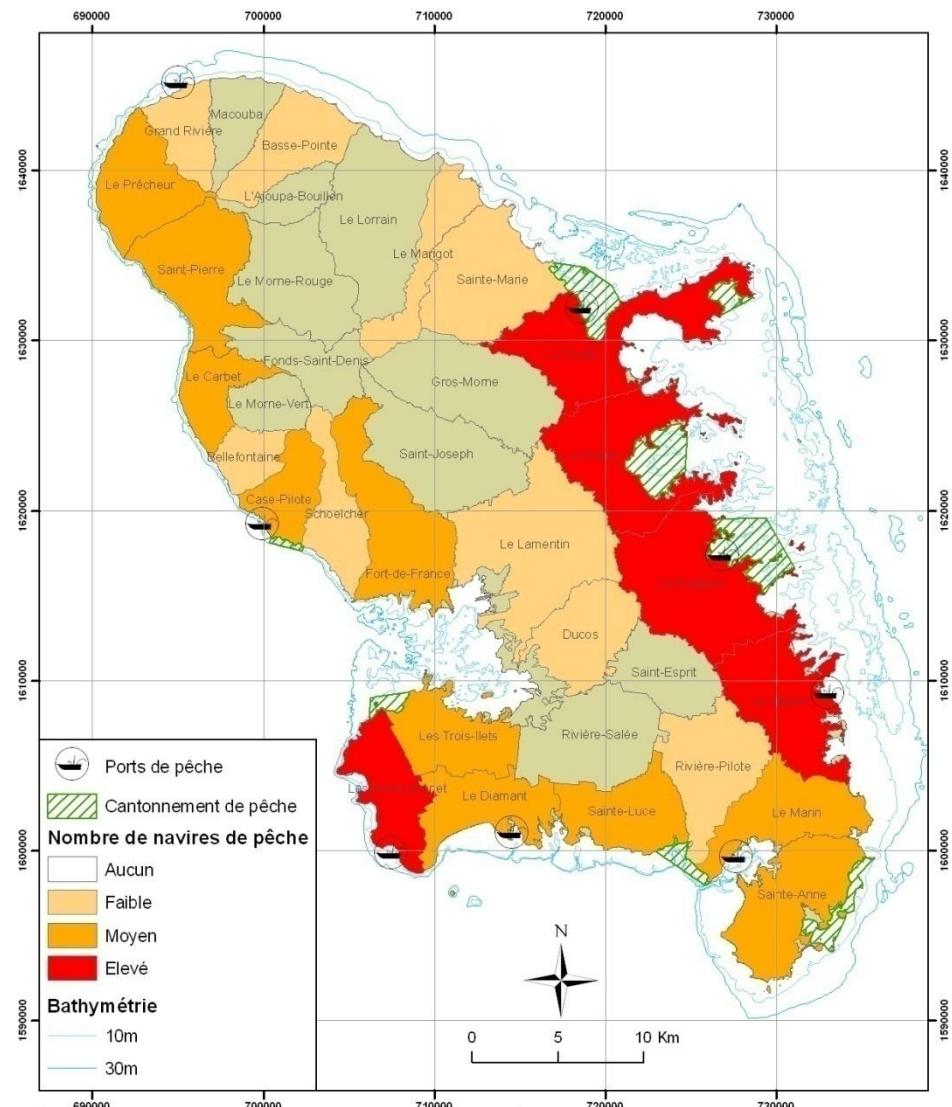


Figure III.28. Localisation des ports de pêche départementaux, des cantonnements et répartition des navires déclarés par commune en Martinique.

Parallèlement à ces zones marines protégées, une réglementation a été instaurée pour la pêche à l'oursin, à la langouste et au lambi dont les stocks sont particulièrement en danger. Des quotas, des tailles minimales et des saisons de pêche spécifiques à chaque espèce ont donc été établis (voir « Agenda 2009 du pêcheur » pour arrêtés préfectoraux).

Enfin plusieurs projets de réserves marines régionales sont à l'étude afin de protéger la ressource naturelle et leurs habitats associés mais également contrôler et mieux gérer les activités s'exerçant sur le milieu marin côtier. L'Ifrémer, au travers d'un Système d'Informations Halieutiques (SIH) initié récemment, travaille à l'amélioration des

connaissances en termes d'effort de pêche, de captures et de suivi socio-économique, des différentes composantes de la pêche martiniquaise. Ces données statistiques fourniront les éléments nécessaires à une meilleure compréhension des enjeux et la mise en place d'une gestion durable des pêcheries en Martinique.

III.4.2. Le tourisme

Malgré des aléas sociaux et environnementaux ces dernières années, le tourisme est un secteur clé de l'économie martiniquaise. Totalisant 4% du nombre total de touristes recensés dans le bassin caribéen en 2006, la Martinique se place au 9^e rang des destinations touristiques de cette région du monde (Caribbean Tourism Organization, www.onecaribbean.org). En 2006, le secteur a généré plus de 242 millions d'euros grâce à la venue de 631 539 touristes. Cette clientèle touristique est composée de visiteurs de séjour (85%), et d'excursionnistes (15%) qui demeurent moins de 24h sur l'île (Comité Martiniquais du Tourisme, 2006). L'hôtellerie avec 99 établissements accueille 65% des visiteurs de séjour avec un taux d'occupation de 59% (INSEE, 2006). Le sud de la Martinique, avec ses nombreuses plages et ses récifs, offre un cadre propice au tourisme balnéaire. La région est pour cette raison, la plus fréquentée par les vacanciers et concentre plus de 60% des hôtels homologués. Les trois communes les plus touristiques sont les Trois-Îlets, Sainte-Luce et Sainte-Anne.

La communauté scientifique a mis en évidence depuis de nombreuses années l'impact des activités touristiques sur les écosystèmes marins côtiers et en particulier sur les récifs coralliens (Hawkins & Roberts, 1994 ; Burke *et al.*, 2004). La construction d'infrastructures et l'aménagement du littoral lié au développement du tourisme peuvent avoir des répercussions significatives sur les milieux marins. En effet, le remblaiement de zones littorales, la construction massive en bord de mer, la destruction de la mangrove sont des sources de pollutions en MES qui menacent les biocénoses benthiques et notamment les communautés coralliniennes, sensibles aux apports sédimentaires élevés (Rogers, 1990 ; Hawkins & Roberts, 1994 ; Fabricius, 2005 ; Wilkinson, 2008). En Martinique, la construction massive d'infrastructures hôtelières ou résidentielles au cours des 30 dernières années sur les communes de Trois Ilets, Sainte-Luce ou Sainte-Anne (Figure III.29A), a profondément

modifié la zone littorale, réduisant le couvert végétal et empiétant sur la mangrove. Les travaux d'aménagement de la nouvelle marina de Fort-de-France débutés en 2002 ont également été à l'origine de la destruction d'environ 17 ha de mangrove (analyse diachronique des orthophotos 2000 et 2004 de l'IGN) et de l'extraction de tonnes de sédiments, modifiant le linéaire côtier sur près de 2 km (obs. pers.).

Un autre impact majeur du développement de ces infrastructures touristiques est le rejet d'effluents domestiques dans les eaux littorales. La mauvaise gestion et/ou traitement des eaux usées produites, souvent en raison de l'absence de raccordement à un réseau d'assainissement efficace où de dispositifs autonomes défaillants, peut être à l'origine de pollutions organiques importantes et engendrer des problèmes d'eutrophisation des eaux côtières localement (Hawkins & Roberts, 1994). Ainsi, sur la commune de Sainte-Luce, plusieurs plages situées à proximité d'importants complexes hôteliers sont régulièrement interdites à la baignade en raison de la pollution des eaux et de blooms d'algues vertes (Marin, 2000 ; DSDS, 2008). Ces phénomènes interviennent majoritairement lors de la saison touristique où le taux d'occupation des hôtels est maximal. La surcharge ponctuelle des stations d'épuration, mais également des rejets sauvages effectués directement en bord de mer, sont responsables de cette dégradation de la qualité des eaux littorales.

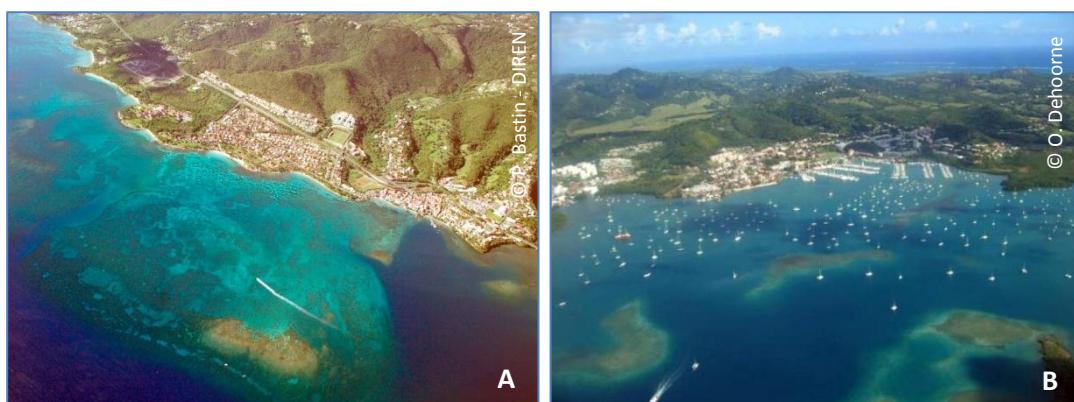


Figure III.29. Concentration d'infrastructures hôtelières et résidentielles sur la commune de Sainte-Luce en face des herbiers et du récif bioconstruit méridional (A) ; vue de la baie du Marin avec le port de plaisance et les nombreux mouillages forains (B).

Avec environ 31 975 plaisanciers en 2006, la Martinique possède aujourd'hui le plus grand port de plaisance des petites Antilles : situé en fond de baie du Marin, il dispose de 620 postes à quai et d'une centaine de postes sur mouillage. Cependant de nombreux bateaux s'ancrent chaque année dans la baie, leur nombre pouvant atteindre plusieurs

centaines hors période cyclonique (Figure III.29B). Une telle concentration est à l'origine de pollutions organiques générées par les eaux usées des navires mais également de rejets d'hydrocarbures par les moteurs et de métaux lourds *via* les peintures anti-fouling. Deux autres ports de plaisance sont présents sur l'île mais de capacité beaucoup plus faible : à la Pointe du bout aux Trois-Ilets et à Port Cohé au Lamentin (Figure III.30). Une marina d'une capacité de plus de 1 000 places à quai est également en construction à Fort-de-France depuis 2002. Enfin le port de pêche de Case Pilote est en cours d'agrandissement afin de pouvoir accueillir des bateaux de plaisance.

Le tourisme a également des impacts directs sur les écosystèmes littoraux, notamment les dégradations physiques induites par les activités de récréation. De nombreuses études ont montré les effets de la fréquentation des sites de plongée sur les récifs coralliens. Le comportement inattentif ou maladroit des plongeurs en bouteille et en apnée entraînent des cassures et des altérations des colonies coraliennes par contact ainsi qu'une remise en suspension des sédiments (Allison, 1996 ; Barker & Roberts, 2004). Tous ces facteurs ont pour conséquence une diminution de la couverture en coraux et une augmentation de la quantité de débris dans les récifs (Tratalos & Austin, 2001 ; Hasler & Ott, 2008). Les formes branchues (*Acropora sp*, *Porites sp*) sont les plus sensibles aux cassures physiques car leur structure est beaucoup plus fragile (Barker & Roberts, 2004 ; Hasler & Ott, 2008). L'abrasion des tissus de certaines espèces massives (telles que *Montastrea sp*) par les plongeurs pourrait également favoriser le développement de maladies, conduisant à la mort de ces coraux bioconstructeurs (Hawkins *et al.*, 1999). Aujourd'hui, le seuil maximal de fréquentation d'un site, au-delà duquel le récif subit des dommages irréversibles, est estimé à 5 000-6 000 plongées par an (Hawkins & Roberts, 1997).

En Martinique, l'essentiel du tourisme de plongée est concentré sur la façade caraïbe de l'île, les récifs de la côte au vent étant souvent difficiles d'accès et la visibilité réduite. Environ 90 sites, répartis du nord au sud de la côte ouest, sont exploités de façon très inégale par 32 clubs de plongée. La fréquentation annuelle a été estimée en 2004 à 160 000 plongées réparties sur l'ensemble des sites recensés (OMMM, 2004). Huit sites totalisent cependant 40% de cette fréquentation annuelle totale, dépassant le seuil maximal défini dans la littérature de plus de 5 000 plongées/an/site. D'après l'étude réalisée en 2004, les sites les plus fréquentés sont situés dans le sud caraïbe, et plus particulièrement au niveau

de la presqu'île des Trois-Ilets (Figure III.30), où certains accueillent plus de 8 000 plongeurs par an (Cap Salomon, Pointe Burgos, Le Diamant). L'impact de cette sur-fréquentation a été très peu étudiée jusqu'à aujourd'hui en Martinique et la seule étude réalisée en 2007 n'a pas permis de mettre en évidence d'effets significatifs sur les communautés corallieennes (OMMM, 2007b). Ces résultats ne signifient pas pour autant que la sur-fréquentation n'a pas d'impact, les sites étant soumis à de nombreuses et diverses pollutions susceptibles d'entraîner des dégradations importantes et pouvant ainsi masquer les effets potentiels de la plongée sous-marine.

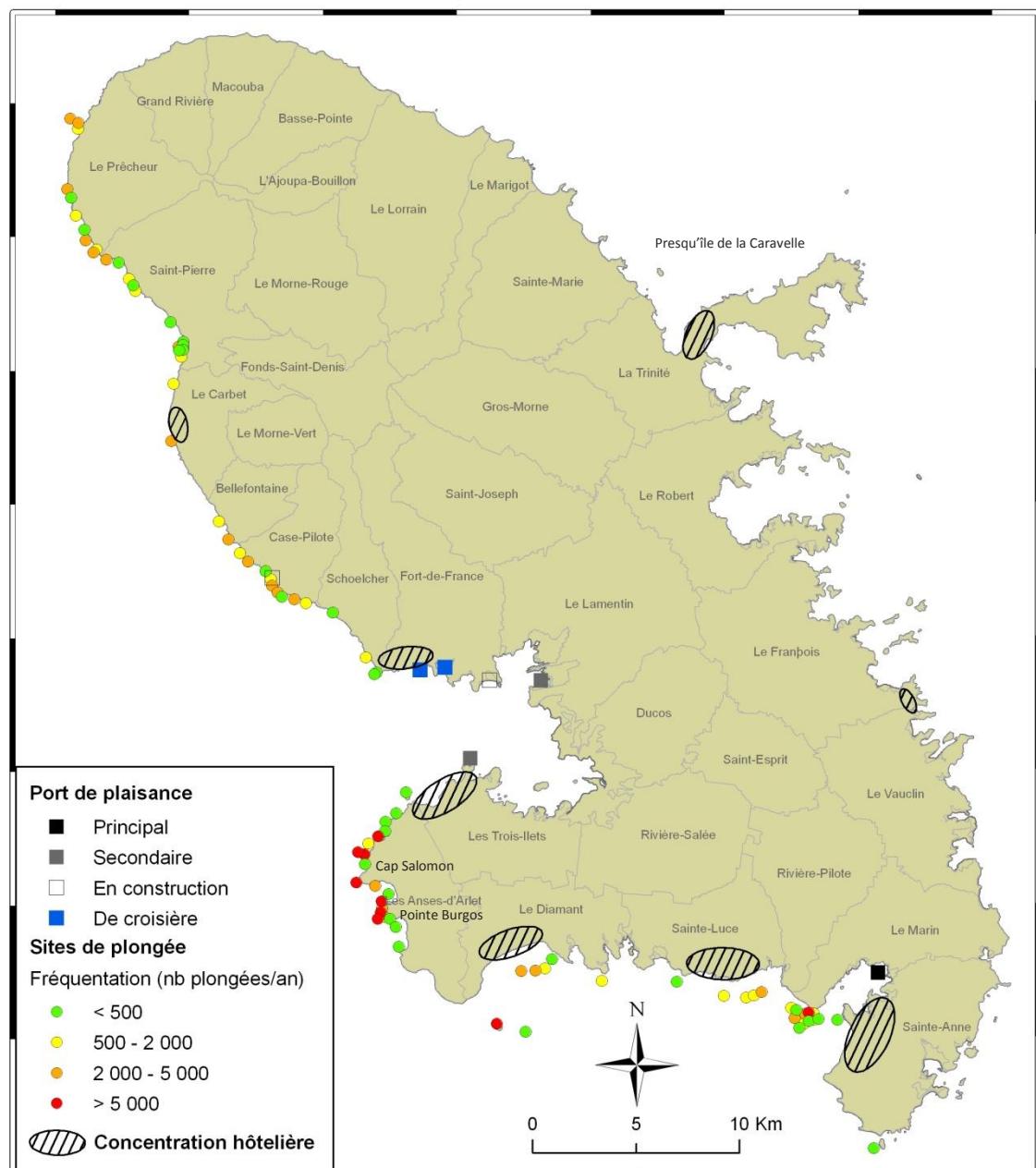


Figure III.30. Le tourisme balnéaire en Martinique : ports de plaisance, secteurs résidentiels et fréquentation des sites de plongée.

Les plongeurs ne sont pas les seuls à pouvoir occasionner des dégradations physiques graves : les ancrages des bateaux peuvent provoquer de sévères dégâts sur les récifs (Figure III.31A et B) (Rogers *et al.*, 1988 ; Dinsdale & Harriott, 2004), mais également sur les herbiers (Figure III.31D) (Hastings *et al.*, 1995). Si la pose de mouillages fixes est une solution efficace pour limiter les mouillages sauvages et protéger durablement les récifs coralliens, le type de dispositif utilisé doit en revanche être adapté, certains pouvant occasionner des dégâts importants autour du point de fixation (Figure III.31C).

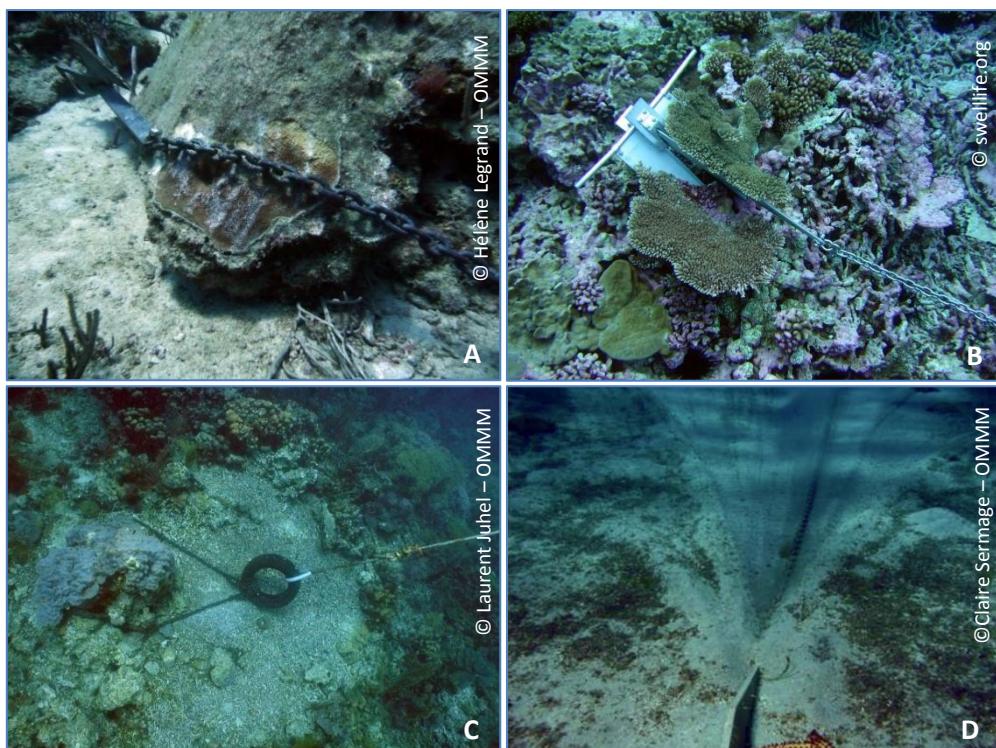


Figure III.31. Dégradations occasionnées par des ancrages (A&B) et un dispositif de mouillage (C) sur les communautés coralliniennes ; impact d'une chaîne d'ancre sur un herbier (D).

En Martinique, tous les sites de plongée localisés dans le sud caraïbe disposent aujourd’hui de mouillages, mis en place pour la plupart par les clubs de plongée mais aussi par la DIREN et le Conservatoire du Littoral ; à l’opposé de la zone nord qui en est totalement dépourvue (OMMM, 2004). Le récif corallien n’est pas le seul écosystème touché : en 2006, une étude a clairement mis en évidence l’impact des ancrages des bateaux sur la répartition et la densité des herbiers au niveau de deux anses très fréquentées par les plaisanciers (Sermage, 2006). Malgré ces précautions, des jets d’ancres sont encore fréquemment observés notamment sur le récif sud bioconstruit où la diversité corallienne, la présence de plages et de fonds peu profonds attirent de nombreux bateaux de plaisance. Les habitudes

des plaisanciers mais aussi le manque de balisage des zones interdites au mouillage (exemple cantonnement de Sainte-Luce) et de sensibilisation des usagers reste bien souvent à l'origine de ces pratiques destructives.

Conclusion :

Si la pêche et le tourisme représentent aujourd’hui les principales sources de subsistance pour plusieurs millions de personnes vivant à proximité des récifs coralliens, elles peuvent également constituer une lourde menace pour l'écosystème en l'absence de mesures de gestion.

Les besoins alimentaires en produits de la mer, l'utilisation de techniques de pêche peu sélectives et la concentration de l'effort de pêche sur un plateau insulaire étroit ont conduit à la surexploitation des ressources halieutiques côtières, fragilisant l'équilibre des écosystèmes littoraux de Martinique. Par ailleurs, les engins de pêche comme les casiers peuvent occasionner des dégradations physiques sur les communautés corallieennes, fragilisant l'habitat des peuplements ichtyques.

Avec plus d'un demi-million de visiteurs par an, la Martinique est une destination de choix pour le tourisme balnéaire dans la région Caraïbe. Mais le développement des infrastructures hôtelières en bordure littorale et les aménagements croissants pour la plaisance sont à l'origine de pressions indirectes importantes sur le milieu marin : pollutions organiques, production de MES, rejets d'hydrocarbures. Des impacts directs résultent également des activités récréatives et notamment de la sur-fréquentation de certains sites par les plongeurs, susceptibles d'occasionner des dégradations physiques sur les récifs coralliens.

III.4.3. Conclusion

Le travail de synthèse réalisé met en évidence le nombre et surtout la diversité des pressions anthropiques menaçant le milieu marin martiniquais. Cette multiplicité des pollutions engendrées s'exerçant sur les biocénoses marines est représentée dans le schéma suivant (Figure III.32).

Pressions anthropiques

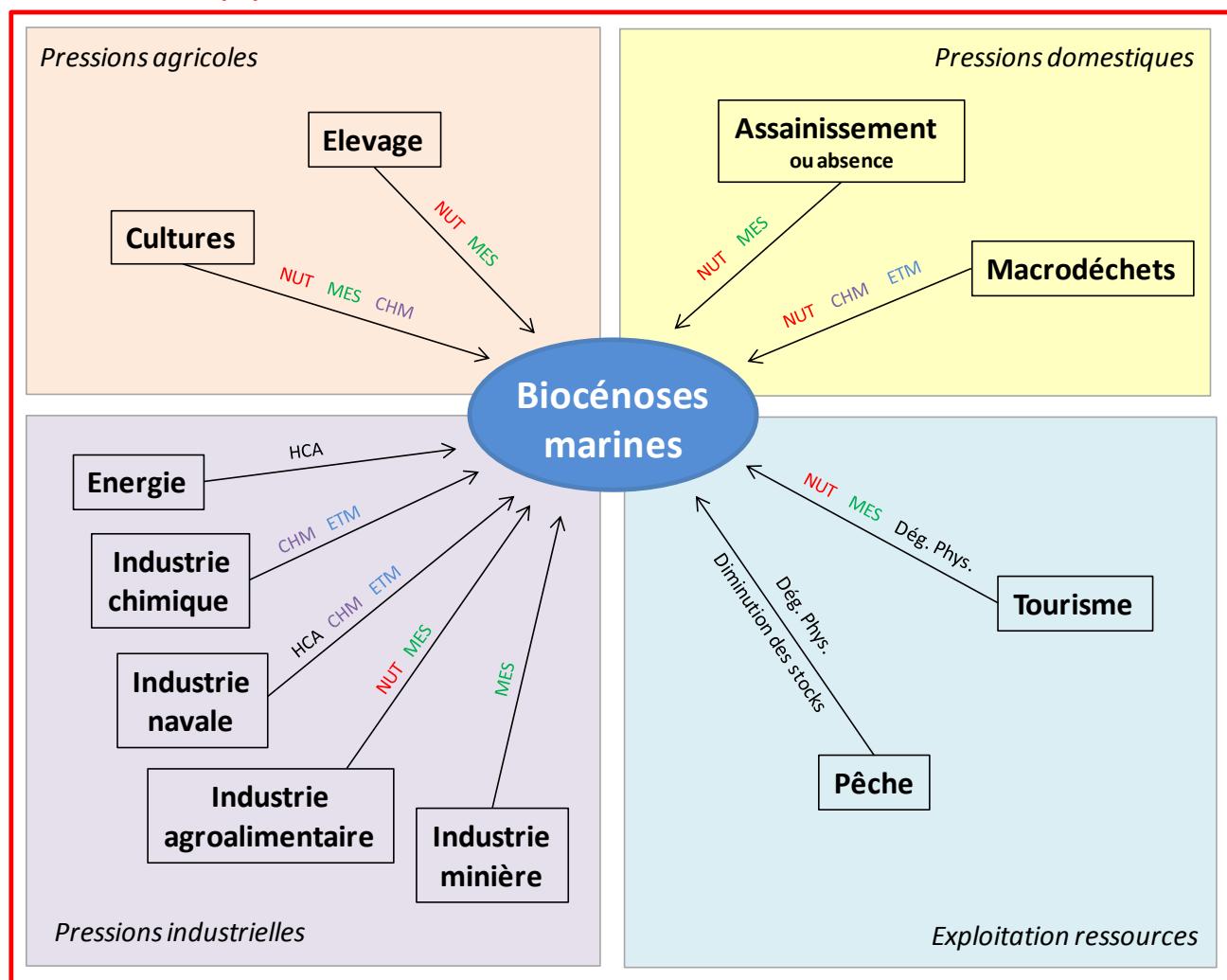


Figure III.32. Schéma synthétique des pressions anthropiques ayant un impact potentiel sur les biocénoses marines de Martinique. NUT : nutriments, MES : Matières en suspension, CHM : produits chimiques, HCA : hydrocarbures, ETM : métaux lourds, Dég. Phys. : dégradations physiques.

IV. Mise en relation des pressions anthropiques et des états de santé

Au regard du schéma synthétique de la Figure III.32, la vulnérabilité des écosystèmes marins martiniquais face aux pressions anthropiques apparaît fort probable. La multiplicité des sources, la diversité des types de pollution et la variabilité de leur localisation géographique illustrent la complexité à comprendre et prévoir leur impact sur le milieu marin. Une complexité qui se trouve exacerbée par des caractéristiques environnementales extrêmement variables, tant du point de vue terrestre que maritime. En effet, la topographie, la pluviométrie ou encore la pédologie sont autant de facteurs influençant le transport des polluants vers le milieu récepteur. La courantologie, l'exposition aux vents et aux houles dominantes, le découpage du littoral et même la géomorphologie marine sont par ailleurs des éléments qui conditionnent la diffusion des polluants dans les eaux côtières.

L'évaluation et la quantification de l'impact des pressions anthropiques sur la santé des biocénoses marines impliquent l'intégration de l'ensemble de ces facteurs dans des modèles complexes. De plus, si de nombreuses études ont étudié l'effet de divers paramètres sur les écosystèmes coralliens (voir dans Jameson & Kelty, 2004 pour une synthèse), leur interaction en milieu naturel et la non-spécificité de la plupart des indicateurs biologiques rendent difficile l'estimation de l'impact de chaque perturbation prise séparément (Chabanet *et al.*, 2005). Enfin, la réponse des organismes (tels que les coraux) face à un ou plusieurs paramètres est souvent soumise à une variabilité spatiale et interspécifique importantes.

L'ensemble de ces contraintes et la difficulté à réunir toutes les données nécessaires à une analyse intégrée expliquent pourquoi la plupart des études de l'effet des pressions anthropiques sur les écosystèmes côtiers sont réalisées à des échelles micro-locales. En Nouvelle-Calédonie, le CRISP (Coral Reef InitiativeS for the Pacific) a mis en place une approche prospective de l'analyse des impacts des activités d'un bassin versant sur les récifs coralliens d'une baie *via* la modélisation spatiale de différents paramètres physico-chimiques (turbidité, température, nutriments etc.). Des cartes de risque pour chaque paramètre sont ensuite élaborées en couplant la spatialisation de chaque facteur et l'indice de sensibilité des coraux pour ce facteur obtenu dans la littérature (CRISP, 2008). Cette méthodologie, encore à l'étude, permettrait grâce à la pondération des cartes acquises pour chaque paramètre, d'identifier les zones les plus vulnérables et de mettre en place des plans de gestion et de

protection des écosystèmes coralliens. Bien que constituant un outil précieux d'aide à la décision, cette approche implique de disposer d'un réseau de suivi régulier de la qualité des eaux littorales. Par ailleurs, elle est limitée à l'analyse des dynamiques agissant au niveau marin et n'intègre pas la quantification des flux de pollution en amont. Cette dernière est complexe et nécessite la prise en compte de nombreux paramètres (cf. §1).

L'évaluation des quantités de matières terrigènes sortant du réseau hydrographique est primordiale pour estimer les apports en MES dans les milieux littoraux, responsables de l'hypersédimentation et du transport de molécules toxiques par adsorption (pesticides, métaux lourds, hydrocarbures) (Pujo et al., 2000 ; Feiss et al., 2004). En Martinique, la progradation²⁰ du rivage et l'envasement des fonds dans plusieurs baies ont été identifiés comme une conséquence directe de l'érosion des bassins versants (Saffache et al., 1999 ; Saffache, 2000). L'étude et la modélisation des processus érosifs représentent donc une problématique locale importante. Des travaux ont été réalisés dans ce sens dans le cadre du projet LITEAU II sur le site expérimental de la baie du Robert, caractérisée par son fort envasement et la dégradation des communautés benthiques, et alimentée par un bassin versant où l'activité agricole est diversifiée et l'urbanisation croissante (Dao, 2008). Une approche experte qualitative a été retenue, les modèles quantitatifs d'érosion empiriques et physiques nécessitant l'acquisition de très nombreux paramètres et étant souvent difficiles à adapter en milieu tropical. Pinte (2006) a ainsi travaillé sur la définition d'indices de vulnérabilité à l'érosion en fonction de trois paramètres : occupation du sol (forêt, habitat, culture etc.), topographie (pente et longueur de pente) et la nature des sols (évaluée ici par le type d'argile présente dans le sol). La modélisation du risque érosif est une première étape dans la compréhension de la dynamique de transfert des matières terrigènes vers le milieu récepteur et donne une vision globale à l'échelle de la zone étudiée. En revanche, la quantité de sédiments et de polluants transportée jusqu'au milieu marin ne peut-être évaluée que par la mise en place de stations de mesures à différents points du réseau hydrographique du bassin versant (Pinte, 2006).

Si la modélisation de l'impact des pressions anthropiques apparaît déjà extrêmement complexe au niveau d'un bassin versant et nécessite des moyens techniques et temporels conséquents, son application à l'échelle d'un territoire entier tel qu'une île est difficile et délicate. Cette démarche est pourtant capitale pour la mise en place de plans de gestion et

²⁰ Avancée du trait de côte provoquée par un apport sédimentaire.

de protection d'espaces naturels et de ressources dont l'exploitation est souvent primordiale pour les économies insulaires. L'approche utilisée vise d'avantage l'évaluation du niveau de risque de pollution plutôt que l'estimation chiffrée de l'impact de la pollution prise en compte. Dutrieux *et al.* (2000) ont produit un guide méthodologique d'élaboration de cartes de vulnérabilité des zones côtières des îles de l'océan Indien. La démarche est basée sur la définition d'indices de risque (en général 4 niveaux) pour chaque source potentielle de pollution. La combinaison des indices de toutes les pressions recensées au sein de secteurs définis (bassins versants, unités géomorphologiques) permet ainsi d'obtenir un niveau global de risque pour la zone concernée. Réalisé sur l'ensemble du littoral, ce travail conduit à la création d'une carte des risques. La confrontation avec une carte de la sensibilité des écosystèmes (effectuée selon le même principe) permet d'identifier les zones à forte vulnérabilité nécessitant la mise en place d'actions prioritaires.

Cette méthodologie, facilement transposable à un autre secteur géographique, a été également appliquée avec succès en Guadeloupe (Boutry, 2001), aboutissant à la création d'un outil d'aide à la décision précieux pour la préservation et la gestion de biocénoses déjà très dégradées (Bouchon & Bouchon-Navaro, 2000).

Le but de la présente étude n'étant pas de quantifier les flux de pollution et de modéliser leur impact, et au vu du temps imparti ; une première approche globale au travers de l'établissement d'une carte des risques a donc été retenue pour essayer d'appréhender la relation entre les pressions anthropiques et l'état de santé des biocénoses marines en Martinique.

IV.1. Elaboration d'une carte des risques

La caractérisation des sources potentielles de dégradation des écosystèmes littoraux (cf. §III) a mis en évidence la diversité des types de pollution susceptibles de s'exercer sur le milieu marin (nutriments, MES, hydrocarbures, métaux lourds, produits chimiques). Synthétisées dans la Figure III.33, ces pollutions ont des impacts différents sur les biocénoses marines. La toxicité des métaux lourds, pesticides et hydrocarbures pour les coraux a été démontrée à de nombreux niveaux : réduction de la fécondité et du recrutement, diminution de la croissance, ou encore inhibition de l'activité photosynthétique des zooxanthelles (voir dans Ramade & Roche, 2006 pour une synthèse). Au regard de la

Figure III.32, deux types de pollution apparaissent toutefois nettement prédominantes, car générées par un grand nombre d'activités anthropiques : les nutriments et les MES.

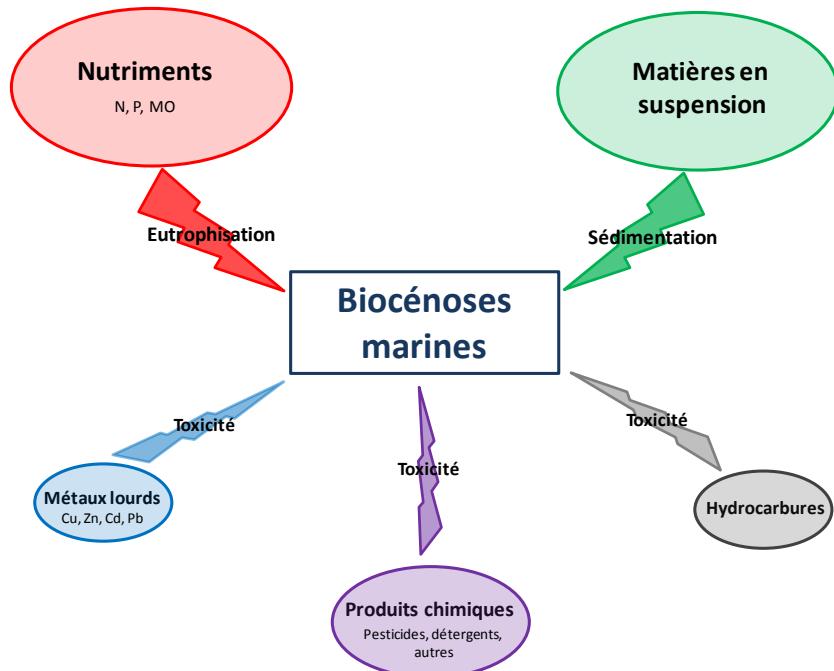


Figure III.33. Représentation des types de pollutions anthropiques émises dans les eaux côtières de Martinique (bulles) et nature de leur impact sur les biocénoses marines (flèches).

L'enrichissement en nutriments provoque l'eutrophisation des eaux côtières, favorisant le développement des macroalgues, alors que les MES augmentent la turbidité et sont à l'origine d'une hypersédimentation des fonds marins. Ces deux phénomènes sont aujourd'hui considérés comme les principales causes anthropiques de dégradation des récifs coralliens dans le monde (Bryant *et al.*, 1998 ; Fabricius, 2005 ; Wilkinson, 2008). La présence de macroalgues et de signes d'hyper-sédimentation sont les deux principaux descripteurs utilisés dans la méthode d'évaluation de la dégradation des communautés coralliniennes définie par Bouchon *et al.* (2004) pour la région Caraïbe et appliquée dans ce travail de thèse.

IV.1.1. Définition des objectifs

L'élaboration de cartes de risque nécessite de définir au préalable l'objectif de ce type de document afin de déterminer l'échelle de travail ou encore le type de données à

recueillir. L'évaluation de l'état de santé des biocénoses benthiques ayant été réalisée sur l'ensemble de la frange côtière martiniquaise, la mise en relation avec les pressions anthropiques impliquait de travailler à l'échelle de l'île pour disposer d'une vue globale de la situation. Le réseau hydrographique étant le principal vecteur des polluants terrestres, l'analyse par bassin versant s'est avérée la plus pertinente. Par ailleurs, la notion de distance à la côte est apparue indispensable à intégrer dans cette réflexion, notamment pour évaluer les risques d'une pression à impacter le milieu marin et engendrer une dégradation des communautés benthiques. En effet, plus une source de pression est éloignée de l'exutoire du bassin versant, plus son impact sur le milieu marin est susceptible d'être réduit (du fait des facteurs d'auto-épuration du milieu). Devant la complexité à prendre en compte ce paramètre pour chaque source de pression, le choix de considérer uniquement les sources de pression situées à moins de 3 km de la côte a été fait. Cette distance a été définie sur la base des éléments suivants : près de la moitié de la population martiniquaise et la majorité des activités anthropiques sont concentrées dans cette zone (cf §III).

Enfin, compte tenu de l'importance des nutriments et des MES mise en évidence précédemment, nous avons choisi de focaliser sur ces deux paramètres et les sources de pression qui les génèrent (Figure III.32). Parmi ces sources, seules celles pour lesquelles des informations quantifiables (capacité de production, de traitement, surfaces occupées...) sont disponibles ont été retenues dans le but de définir le niveau de risque de façon objective.

Six sources de pression ont été sélectionnées pour réaliser les cartes de risque des pollutions anthropiques susceptibles d'entraîner l'eutrophisation et l'hypersédimentation des eaux côtières.

- Les **cultures** : les surfaces occupées par les 3 cultures dominantes de l'île (canne à sucre, banane, maraîchage) ont été considérées. Avec près de 12 000 ha, elles constituent 80% des terres arables et sont consommatrices de l'essentiel des engrains et des produits phytosanitaires importés sur le territoire.
- Les **élevages de porcs** : 2^{ème} production la plus importante de la filière animale, ce type d'élevage est considéré comme potentiellement le plus polluant en raison du lisier riche en matières organiques produit en abondance.
- Les **stations d'épuration** : avec un parc vieillissant et trop souvent défaillant, les installations d'assainissement collectif représentent une source conséquente de nutriments et de MES.

- Les **distilleries** : en relation directe avec la culture de la canne, ces établissements sont responsables de la majorité des rejets en matières organiques du secteur industriel.
- Les **carrières** : identifiées comme la principale source de rejet de MES du secteur industriel, elles menacent d'autant plus le milieu marin qu'elles sont localisées pour la plupart en bordure de littoral.
- Le **BATI** : l'assainissement collectif ne concernant que la moitié des 403 000 habitants de la Martinique, la surface occupée par le BATI permet d'avoir une idée de la localisation de la population et donc de la pollution domestique potentielle pour la part non raccordée au réseau collectif. De plus, l'imperméabilisation des sols par les constructions et les divers aménagements urbains augmentent les débits et les vitesses d'écoulement, favorisant le transport des matières terrigènes vers le milieu marin (Pinte, 2006 ; Dao, 2008). Les surfaces de BATI peuvent donc être le reflet de pollutions non négligeables en matières organiques et en MES.

IV.1.2. Principes méthodologiques

La première étape pour établir une carte des risques est d'attribuer un indice de risque aux sources de pressions recensées sur la zone considérée, ici les 115 bassins versants que compte l'île²¹. Une codification allant de 1 à 4 a été retenue afin de conserver une adéquation avec l'échelle établie pour l'évaluation de l'état de santé des biocénoses : 1, risque faible ; 2, risque modéré ; 3, risque élevé et 4, risque très élevé. L'absence d'un type de pression et donc l'absence de risque est codée 0. La définition du niveau de risque d'une source repose sur différents critères : quantification de paramètres physicochimiques (MES, DBO5, DCO), conformité avec les normes/standards officiels, avis d'experts... Dans le cas de notre étude pour laquelle de nombreuses données quantitatives ne sont pas disponibles, l'évaluation du niveau de risque a été réalisée pour chaque type de pression suivant les informations disponibles.

²¹ Bien que certains bassins versants de grande taille soient « tronqués » par le découpage à 3 km des côtes, le terme « bassin versant » sera néanmoins utilisé dans la suite du document afin de simplifier la dénomination des secteurs d'étude.

- **Les cultures** : En l'absence d'éléments sur les quantités d'engrais et de pesticides appliqués ou encore la sensibilité à l'érosion de chaque type de culture (permettant de distinguer des niveaux de risque différents entre les cultures) la surface globale des 3 cultures a été utilisée pour chaque bassin versant. Aucune donnée ne permettant cependant de savoir à partir de quelle surface cultivée un niveau de risque peut être attribué, une méthode de classification par intervalles égaux (basée sur les valeurs maximales et minimales des surfaces cultivées des bassins versants) a été retenue (Tableau III.10).
- **Les élevages de porcs** : la législation en vigueur considère qu'à partir de 50 équivalents animaux (EA) une exploitation porcine représente un risque pour l'environnement et doit être déclarée en tant qu'ICPE²². Au-delà de 450 EA l'établissement est cette fois soumis à autorisation, le risque de pollution étant considéré comme très important. Nous avons donc choisi d'utiliser ces seuils de réglementation pour définir les classes extrêmes (risque 1 et 4) de notre échelle de risque. Les classes intermédiaires (risque 2 et 3) correspondent à des classes moyennes obtenues par rapport aux valeurs seuils (Tableau III.10).
- **Les stations d'épuration** : de la même manière que pour les élevages, la classification des risques est basée sur la réglementation : les ouvrages de traitement des eaux usées supérieurs à 2 000 EH doivent mettre en œuvre un programme d'auto-surveillance de chacun des principaux rejets de l'exploitation. Le risque pour l'environnement peut donc être supposé comme élevé à partir de ce seuil. Pour les très grosses stations, au-delà de 10 000 EH, le risque est estimé comme très élevé. Les établissements inférieurs à 500 EH étant considérés par l'administration comme des micro-stations, un risque faible leur est attribué (Tableau III.10).
- **Les distilleries** : classées systématiquement ICPE, ces industries représentent un risque important pour les milieux récepteurs. Par conséquent, deux classes de risque ont été définies autour de la capacité moyenne de transformation de canne à sucre (Tonnes/an) : risque 3 pour une capacité <15 000 T/an et risque 4 pour une capacité >15 000 T/an (Tableau III.10).

²² Installation Classée Pour l'Environnement

- **Les carrières** : la même logique que précédemment a été retenue pour ces ICPE. Les exploitations dont la capacité de production est inférieure à 250 000 Tonnes/an (valeur moyenne de l'ensemble des établissements) sont considérées comme représentant un risque élevé. Un risque 4 est attribué aux carrières dont la capacité de production est supérieure à ce seuil (Tableau III.10).
- **Le BATI** : comme pour les cultures, aucun élément ne permet d'évaluer le risque imputable à une surface de BATI connue. Les classes de risque de cette pression ont donc été définies par la méthode des intervalles égaux à partir des valeurs maximales et minimales des surfaces de BATI des bassins versants (Tableau III.10).

Tableau III.10. Classification des risques pour les six types de pressions considérées.

Pression / Risque	1 : risque faible	2 : risque modéré	3 : risque élevé	4 : risque très élevé
Surface de cultures en ha (canne à sucre, banane, maraîchage)	<81	81 – 160	160 – 240	>240
Elevages de porcs (Équivalents animaux)	<50	50 – 250	250 – 450	>450
Stations d'épuration (capacité de traitement en EH)	<500	500 – 2 000	>2 000	>10 000
Distilleries (T/an)	-	-	<15 000	>15 000
Carrières (Production en T/an)	-	-	<250 000	>250 000
Surface de BATI en ha	<14	14 – 27	27 – 40	>40

Une fois l'attribution d'un indice à chaque pression réalisée, la deuxième étape de l'élaboration d'une carte des risques consiste à calculer un indice de risque global pour chaque bassin versant. Plusieurs méthodes existent basées sur : la plus forte fréquence d'apparition d'un risque, l'indice le plus pénalisant, la moyenne des risques, les combinaisons linéaires pondérées, etc. Dans le cas de notre étude, l'insuffisance et l'hétérogénéité des données disponibles ne permettent pas d'évaluer l'importance d'une pression par rapport à une autre. Compte tenu de l'impossibilité de pondérer les pressions entre elles, le choix d'attribuer le même poids à chaque pression a été retenu.

Le niveau de risque pour chaque type de pression (6 pressions au total) a donc été déterminé par bassin versant suivant les classifications définies précédemment (Tableau III.10). La méthode de la somme des risques a ensuite été appliquée afin d'obtenir une note globale de risque pour chacun des 115 bassins versants (le tableau de données est présenté dans l'Annexe 31). Cette technique implique cependant de classer les valeurs de somme calculées, susceptibles de varier entre 0 (risque nul pour chaque type de pression) et 24 (risque maximal pour les six types de pressions), en 4 classes de risque (1 à 4). Différentes méthodes de discrétisation²³ existent suivant la distribution graphique des données. Un nombre élevé de bassins versants ayant une somme des risques faible, la distribution de nos données présente une asymétrie vers la gauche très nette proche d'une distribution de Poisson. La méthode la mieux adaptée à ce type de répartition est la discrétisation par intervalles géométriques, basée sur une progression géométrique de l'amplitude des intervalles, automatiquement calculée par ArcView.

IV.1.3. Carte des risques

La représentation la plus couramment employée pour ce type de carte est d'attribuer chaque note globale de risque à la portion de trait de côte associée à la zone considérée (ici les bassins versants). En effet, bien que l'indice de risque global soit calculé à partir du cumul des risques présents sur le bassin versant²⁴, celui-ci ne caractérise pas le bassin versant dans son ensemble mais plutôt la zone littorale à l'exutoire concentrant les pollutions. Le même code couleur utilisé pour représenter les niveaux d'états de santé des biocénoses marines a été appliqué pour les indices de risque afin de faciliter la mise en relation des résultats.

La carte obtenue (Figure III.34) montre une variabilité importante des risques le long du littoral martiniquais. Les risques les plus élevés sont concentrés principalement autour des baies et notamment la baie de Fort-de-France où 9 des 16 bassins versants qui s'y déversent sont caractérisés par un risque très élevé. Ce secteur cumule des risques élevés pour le BATI et l'assainissement, en raison de son urbanisation très importante, mais également des risques forts en termes d'agriculture, à l'est de la baie (Annexe 31).

²³ Découpage en classes (ou groupe de valeurs) d'une série de variables en vue de sa représentation graphique ou cartographique.

²⁴ On rappelle ici qu'il s'agit en réalité de la zone des bassins versants situés à moins de 3 km de la côte et non les bassins versants dans leur totalité.

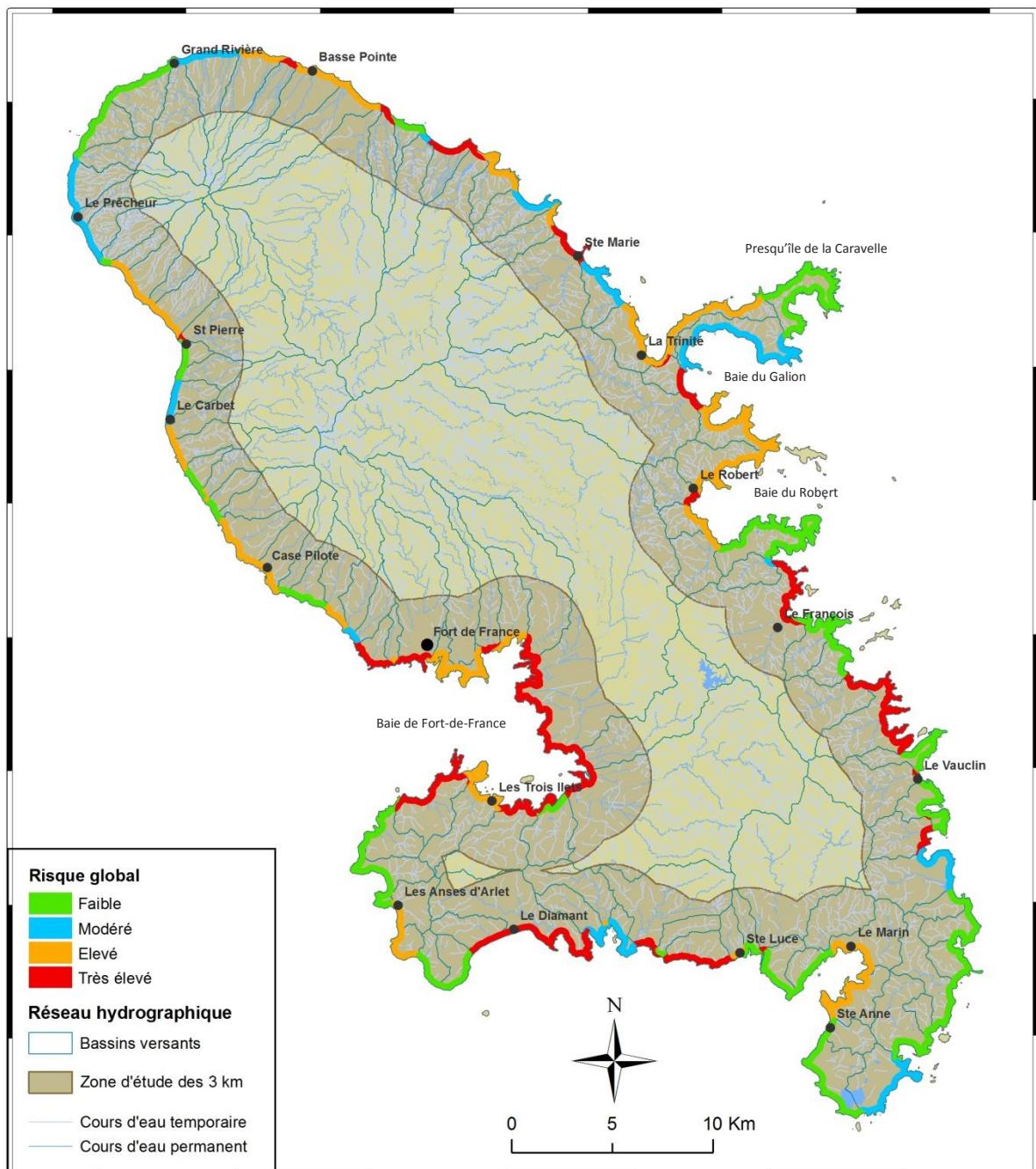


Figure III.34. Carte des risques de pollutions terrestres en nutriments et MES susceptibles d'entraîner une eutrophisation et une hypersédimentation des eaux côtières.

Le littoral autour de la baie du Marin, de Trinité et du Robert, principales agglomérations de l'île, est également soumis à des risques élevés liés à la concentration de la population. En revanche, les risques élevés présents autour d'une grande partie de la baie du Galion (Figure III.34) proviennent essentiellement de l'exploitation intense de la canne à sucre ainsi que son traitement (présence de l'unique sucrerie de l'île) (Annexe 31).

Les baies ne sont pas les seules zones à forts risques : la côte méridionale de la Martinique est particulièrement touchée au niveau des bourgs du Diamant et de Sainte-Luce, ainsi que la côte sud-atlantique au niveau des bourgs du François et du Vauclin (Figure III.34). Quartiers de résidence principaux du tourisme balnéaire, ces secteurs cumulent les risques urbains (BATI, stations d'épuration) mais également les risques agricoles (culture de la canne, élevages) et industriels (distillerie, carrières) (Annexe 31). Enfin, les risques élevés observés sur la côte nord-atlantique (Figure III.34) sont majoritairement dus aux activités agricoles intenses pratiquées dans cette région de l'île, notamment la culture de la banane.

La côte nord-caraïbe semble globalement moins soumise aux risques de pollution en nutriments et MES. En effet, en dehors de la zone située au nord de Saint-Pierre (caractérisée par la présence de carrières importantes et de cultures de canne à sucre) et des secteurs à proximité des bourgs de Case Pilote et du Carbet (où l'urbanisation est le risque prédominant), les risques sont en général faibles ou modérés (Figure III.34).

Enfin, les secteurs les moins exposés aux risques, situés aux extrémités de la Martinique, apparaissent clairement sur la carte : la pointe nord de l'île, les extrémités des presqu'îles de la Caravelle et des Trois-Îlets, et la presqu'île de Sainte-Anne (Figure III.34). Ces zones sont les moins habitées et les moins exploitées (agriculture, industries) du fait d'un relief souvent très escarpé (montagne Pelée, mornes) ou bien de conditions pédologiques/climatiques particulières (sud de l'île).

IV.2. De la théorie à la réalité

Deux outils (carte des risques et carte des états de santé) sont à présent à notre disposition pour donner des éléments de réponse à la problématique exposée au début de ce chapitre : quelle est la relation entre l'état de santé des biocénoses et la présence de sources de pressions ? Si la carte des risques obtenue permet d'avoir une première vision de la vulnérabilité du littoral martiniquais par rapport à la prise en compte d'un certain nombre de pressions, celle-ci explique-t-elle la répartition des états de santé des biocénoses benthiques ? L'hypothèse principale avancée suggère que les communautés sont davantage dégradées à proximité des sources de pollution. Les échelles similaires d'évaluation des états de santé et des risques (4 niveaux) vont permettre de tester cette hypothèse. En effet,

même s'il s'agit d'une approche très basique, la relation suivante peut logiquement être prédite : un risque très élevé (4) sur une portion de littoral est susceptible de correspondre à un niveau de dégradation très important (état 4) des biocénoses marines à proximité. Inversement, les communautés benthiques présentes au niveau d'une zone soumise à un risque faible (1) devraient présenter un état de santé peu dégradé (état 1 ou 2).

Néanmoins, si le découpage du milieu terrestre est possible grâce à la présence de bassins versants, il n'en est pas de même pour le milieu marin qui constitue un milieu continu. Il est alors impossible de définir des « secteurs » pour le milieu récepteur correspondant aux bassins versants et d'effectuer une analyse comparative des niveaux de risque avec les niveaux d'état de santé. Une observation générale de la répartition des états de santé par rapport à la localisation des risques à l'échelle de l'île a donc été effectuée.

Les états de santé ont été évalués pour les deux biocénoses à fort intérêt écologique présentes dans les eaux littorales martiniquaises : les communautés coralliennes et les herbiers. Cependant, compte-tenu de la richesse biologique de l'écosystème corallien et de sa sensibilité plus élevée aux pollutions anthropiques, l'analyse de la relation entre les états de santé et les niveaux de risque a été restreinte à cette biocénose.

La Figure III.35 illustre la répartition des états de santé des communautés coralliennes et les niveaux de risque définis autour du littoral martiniquais. Bien que le nombre d'états de santé évalués soit variable en fonction des secteurs (principalement en raison de la distribution des communautés coralliennes), plusieurs tendances semblent se dégager de l'analyse de la carte. En effet, les communautés coralliennes les plus dégradées sont localisées principalement au niveau des zones présentant les risques les plus élevés telles que la baie de Fort-de-France, la baie du Marin ou certains secteurs du centre-atlantique (Figure III.35). De la même manière, les secteurs à priori les moins exposés aux risques comme la pointe nord-caraïbe, et les presqu'îles des Trois-Îlets et de la Caravelle sont essentiellement caractérisés par des communautés en bon état de santé (Figure III.35). Ces observations tendent donc à confirmer la relation de cause à effet entre la présence de sources de pressions et la dégradation des communautés coralliennes.

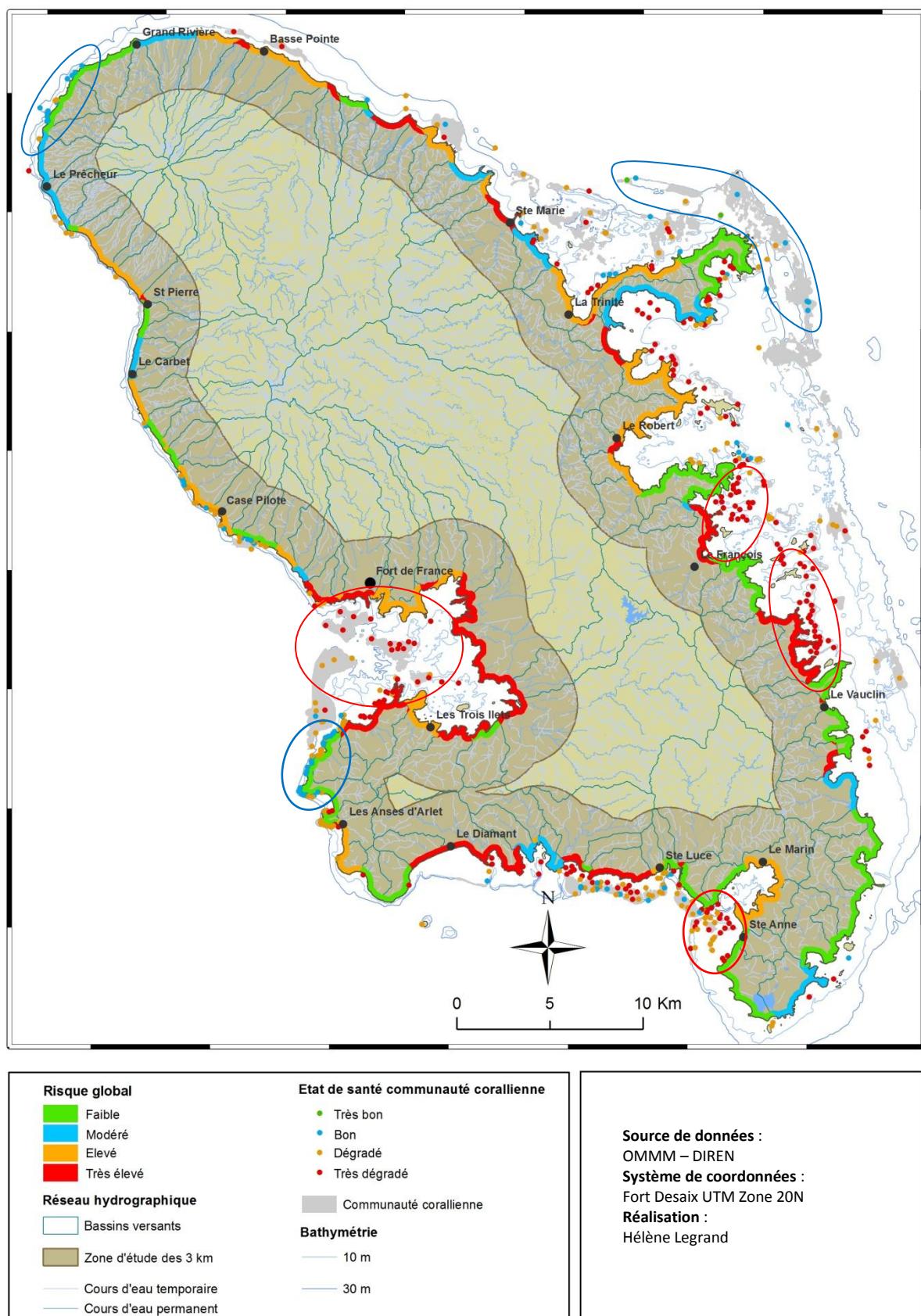


Figure III.35. Répartition des états de santé des communautés corallientes et des risques de pollution par bassin versant autour du littoral martiniquais.

L'impact des pollutions étant dépendant de nombreux paramètres tels que le débit des cours d'eau, la courantologie de la zone ou l'exposition à la houle et aux vents, la mise en évidence d'un gradient de dégradation des biocénoses vers les sources de pression est extrêmement difficile. La baie de Fort-de-France présente néanmoins des caractéristiques intéressantes pour étudier cette notion de gradient : représentant l'exutoire unique de plusieurs bassins versants conséquents à risque très élevé en fond de baie, son ouverture sur la Caraïbe orientée dans le sens des vents dominants (secteur est) favorise l'évacuation de la masse d'eau vers l'extérieur. La représentation séparée des différents états de santé évalués pour les communautés corallieennes dans ce secteur fait clairement apparaître une amélioration de la condition de la biocénose en s'éloignant du fond de la baie (Figure III.36).

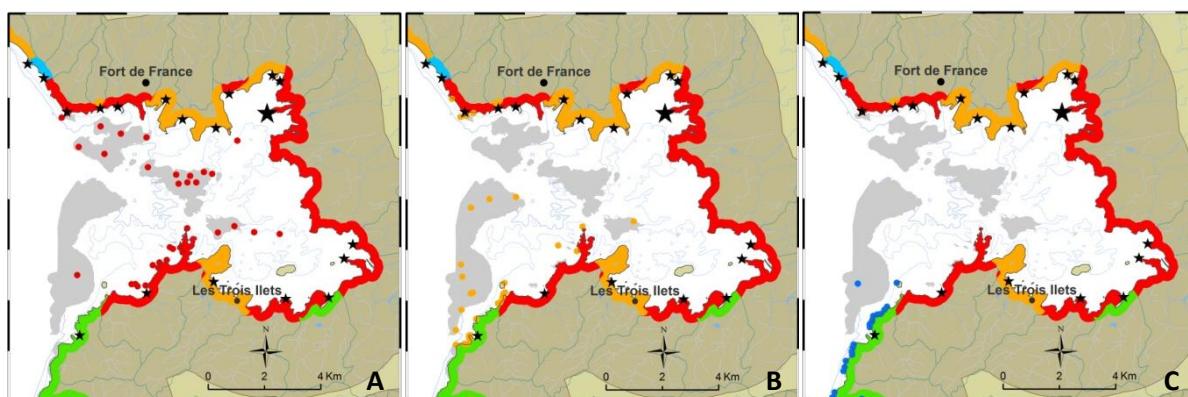


Figure III.36. Localisation des états de santé des communautés corallieennes sur le secteur de la baie de Fort-de-France : état très dégradé (A), état dégradé (B) et bon état (C). Pour la légende voir Figure III.35. Les exutoires des bassins versants sont signalés par des étoiles noires.

Une analyse de corrélation entre la distance par rapport à l'exutoire du bassin versant majoritaire²⁵, celui de la Lézarde, et les différents états de santé a été effectuée pour confirmer cette observation. Le graphe obtenu montre une corrélation linéaire négative significative (Corrélation de Pearson; $P = -0,788$; $p < 0,01$; $R^2 = 0,62$) (Figure III.37) : plus la distance avec l'exutoire (et donc la source de pollutions) augmente, moins les communautés corallieennes sont dégradées.

L'hypothèse de dégradation progressive des communautés en se rapprochant des sources de pollution est ici vérifiée.

²⁵ Le bassin versant considéré est celui de la Lézarde, caractérisé par le débit le plus important de l'île mais également par la somme des risques la plus élevée. Son exutoire est représenté sur la Figure III.36 par la plus grosse étoile.

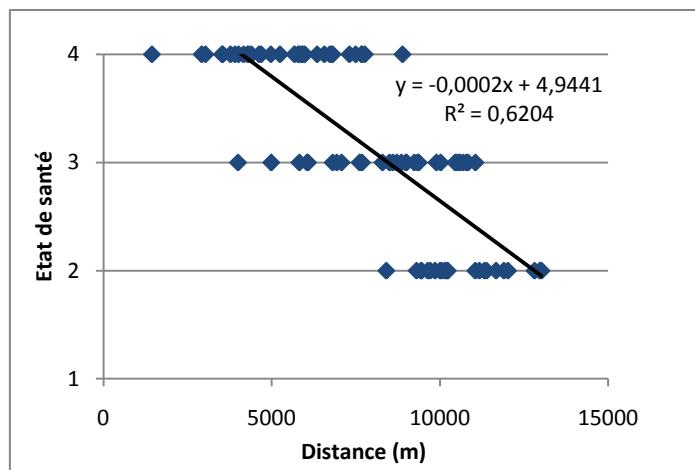


Figure III.37. Représentation des différents états de santé en fonction de leur distance à l'exutoire et courbe de tendance.

Sur le secteur centre-atlantique, l'observation de la répartition des états de santé semble souligner une tendance à l'amélioration de la condition de la biocénose en s'éloignant de la côte : les communautés corallieennes les plus dégradées sont majoritairement situées le long du littoral alors que celles en meilleur état de santé sont présentes essentiellement au large de la Caravelle (Figure III.38).

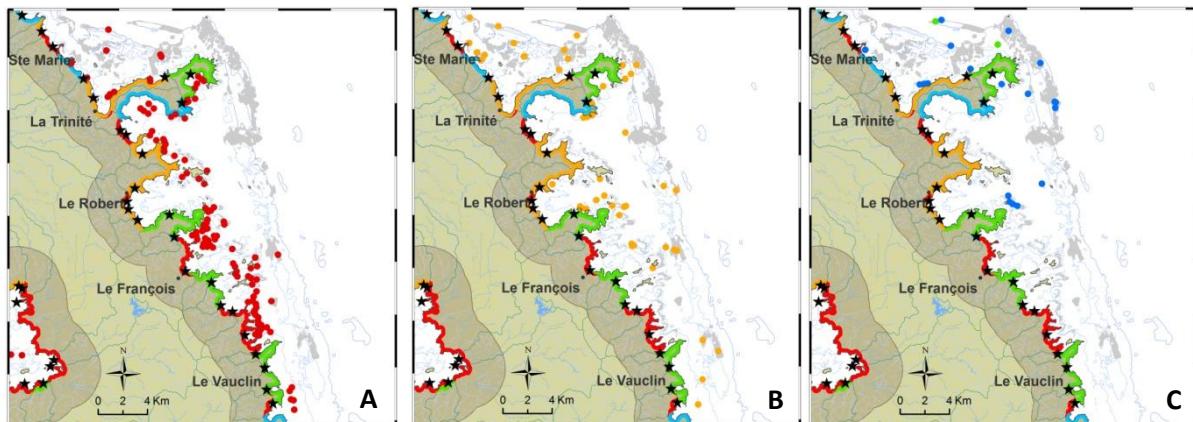


Figure III.38. Localisation des états de santé des communautés corallieennes sur le secteur centre-atlantique : état très dégradé (A), état dégradé (B) et bon état (C). Pour la légende voir Figure III.35. Les exutoires des bassins versants sont signalés par des étoiles noires.

La mise en évidence d'un gradient de dégradation par rapport à la distance aux sources de pression est cependant beaucoup plus complexe dans cette zone. Occupant plus de la moitié de la côte au vent et caractérisé par des risques très variables (Figure III.38), ce secteur est un des plus dégradé de l'île (89% des récifs sont en mauvais état de santé). La dégradation majeure des communautés corallieennes, malgré des risques faibles ou modérés

sur une grande partie du littoral a pour origine plusieurs causes. Une des principales caractéristiques de cette région est la présence de la barrière récifale située au large, délimitant un vaste lagon où se sont développés les récifs frangeants bordant le littoral. Cette barrière naturelle, ainsi que les vents et la houle de secteur est limitent la circulation des masses d'eau et favorisent la concentration des polluants près de la côte. Les pollutions générées par les bassins versants à fort risque sont alors plus susceptibles de s'accumuler au sein de ce système « semi-fermé », se propageant ainsi aux zones à risque moindre et entraînant une dégradation des communautés adjacentes. L'hypothèse selon laquelle les biocénoses seraient plus dégradées à proximité des sources de pollution est donc ici plus difficile à valider. L'apparente amélioration de l'état des communautés corallieennes en s'éloignant de la côte semblerait davantage liée à leur localisation à l'extérieur du système barrière qu'à un gradient de distance.

La complexité de la mise en relation des pressions avec les états de santé est également illustrée par l'analyse d'autres secteurs. Avec la formation récifale la plus remarquable de l'île, la région sud-caraïbe (entre Trois-Rivières et Sainte-Anne) est un secteur d'intérêt écologique majeur pour la Martinique. Haut lieu du tourisme balnéaire, la zone est soumise à une urbanisation et un développement côtier intense, à l'origine de risques élevés sur une grande partie du littoral. L'état de santé des communautés corallieennes est pourtant très variable sur l'ensemble de la zone : la totalité de la biocénose est dégradée en face de Sainte-Anne, alors qu'elle semble s'améliorer en s'éloignant de la côte et en direction de l'ouest entre Sainte-Luce et Trois-Rivières (Figure III.39).

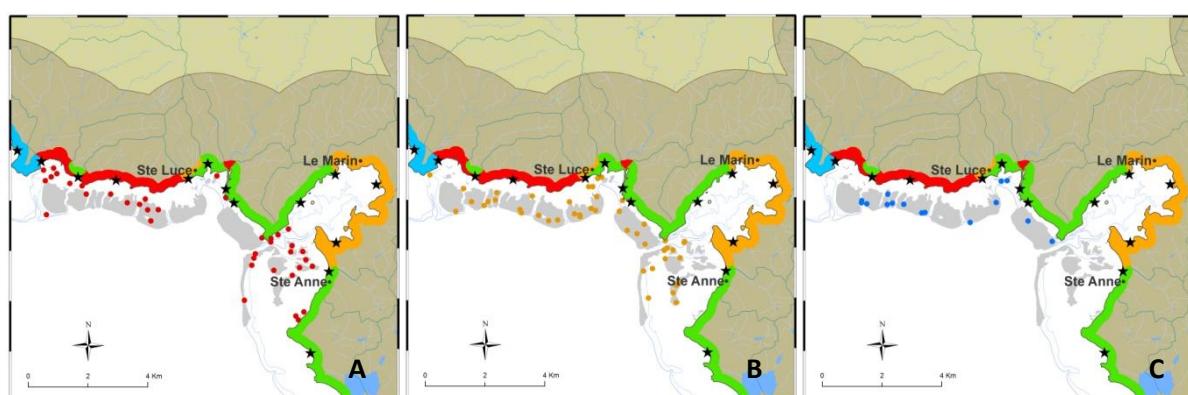


Figure III.39. Localisation des états de santé des communautés corallieennes entre Trois-Rivières et Sainte-Luce : état très dégradé (A), état dégradé (B) et bon état (C). Pour la légende voir Figure III.35. Les exutoires des bassins versants sont signalés par des étoiles noires.

L'état de dégradation avancé du récif de Sainte-Anne peut paraître peu cohérent avec le niveau de risque faible du littoral adjacent (Figure III.39). Ces communautés corallliennes se trouvent cependant localisées à la sortie de la baie du Marin caractérisée par des risques élevés de pollution en nutriments et MES *via* les apports terrestres mais également par la présence du plus grand port de plaisance des Petites Antilles. Bien qu'aucune courantologie côtière précise récente ne soit disponible, les mesures réalisées par le Bureau Central pour les Equipements d'Outre-Mer (BCEOM, 1994) ainsi que l'orientation de la baie par rapport aux vents dominants et son ouverture exigüe, laissent penser que les communautés corallliennes situées à l'entrée subissent de plein fouet les masses d'eau sortantes de la baie.

La mise en relation des états de santé du récif localisé entre Sainte-Luce et Trois-Rivières avec les sources de pression est beaucoup moins évidente. En effet, le secteur est caractérisé par des bassins versants à haut risque mais de morphologie très différente : si certains s'ouvrent largement sur le littoral permettant la répartition des apports terrestres, d'autres se concentrent vers un exutoire unique restreint à l'embouchure de la rivière drainant le bassin, concentrant ainsi les flux de pollution en un point (Figure III.39). Sans une courantologie précise de la zone et de stations de mesures marines, il apparaît extrêmement difficile d'appréhender la dispersion des polluants et leur influence sur la dégradation des biocénoses. Si l'on peut supposer que l'apparente amélioration de l'état des communautés corallliennes en s'éloignant de la côte est due à l'effet distance par rapport aux sources de pollutions, cette hypothèse ne peut à l'heure actuelle être confirmée en l'absence d'éléments supplémentaires.

V. Discussion

Identifier, évaluer et limiter l'impact des pressions anthropiques sur les écosystèmes marins est sans aucun doute à l'heure actuelle une des problématiques majeure en écologie. La Caraïbe (et particulièrement les Petites Antilles) est aujourd'hui identifiée comme une des zones de la planète les plus menacées par les activités humaines (Bryant *et al.*, 1998 ; Burke *et al.*, 2004 ; Halpern *et al.*, 2008), cumulant de nombreux risques. La prise de conscience est pourtant parfois difficile, à cause des forts enjeux économiques pour les populations insulaires, mais bien souvent aussi en raison d'un réel manque de connaissances.

V.1. Evaluation de l'état de santé des biocénoses

La Martinique, comme de nombreuses autres îles de la Caraïbe est un exemple flagrant de cette « carence informative ». En effet, bien que plusieurs études ponctuelles aient été réalisées depuis les années 70, ce travail de thèse est le premier à fournir une caractérisation des biocénoses benthiques et une évaluation de leur état sur la totalité de la frange côtière. Si une dégradation croissante des récifs coralliens a été démontrée depuis 2001 par la mise en place des stations de suivi IFRECOR (Legrand *et al.*, 2008), le bilan réalisé ici, avec plus de 80% des communautés corallieennes dégradées est encore plus alarmant. La technique d'évaluation de l'état de santé utilisée dans cette étude est une méthode d'évaluation rapide, basée sur l'appréciation par l'observateur d'un certain nombre d'indicateurs (Bouchon *et al.*, 2004). Uniquement qualitative, ses avantages principaux sont sa rapidité et sa simplicité d'exécution, permettant ainsi d'augmenter l'effort d'échantillonnage. Mise en œuvre au cours des vérifications terrain réalisées pour la cartographie des habitats marins, cette technique a ainsi permis d'évaluer 1 325 états de santé (communautés corallieennes et herbiers) tout autour de la Martinique. Bien que le couplage de l'évaluation des états de santé avec les vérifications cartographiques représente un gain de temps considérable, il comporte néanmoins un désavantage du fait de l'utilisation de deux méthodes de cartographie très différentes (photo-interprétation et systèmes acoustiques). En effet, les contraintes liées à la réalisation de la campagne acoustique (temporelles, budgétaires, météorologiques etc.) et l'accessibilité réduite due à la profondeur ont limité le nombre de points de vérification terrain pour la zone profonde.

Ainsi trois fois moins d'états de santé ont été évalués pour les communautés corallieennes entre 7 et 30 m pour une surface de biocénose cartographiée trois fois plus étendue qu'en zone peu profonde (cf. Tableau III.3 et Tableau II.6). La mise en place d'un échantillonnage propre à l'estimation de l'état de santé des biocénoses permettrait de réduire ce déséquilibre dans l'effort d'échantillonnage et pourrait venir confirmer avec plus de certitude la tendance générale déjà mise en évidence d'un niveau de dégradation plus élevé des communautés corallieennes à faible profondeur.

Le type de stratégie d'échantillonnage (stratifiée aléatoire, définie pour la cartographie des habitats) utilisé dans notre étude permet d'obtenir, à l'échelle de l'île, une vision globale et réaliste de l'état des communautés benthiques et d'identifier les secteurs les plus dégradés. Néanmoins, elle peut s'avérer insuffisante pour mettre en évidence de façon significative des gradients de dégradation en fonction de la profondeur ou de la distance à la côte. Le plan d'échantillonnage le plus adapté pour étudier l'impact d'une source de pression sur une communauté serait un échantillonnage stratifié systématique. Le pas d'échantillonnage pourrait ainsi être défini selon la biocénose étudiée, les communautés corallieennes souvent très morcelées (en comparaison des herbiers occupant généralement de vastes étendues continues) nécessitant un pas d'investigation beaucoup plus faible. Enfin par interpolation des résultats, cette méthode permettrait de réaliser une cartographie surfacique de l'état de santé des biocénoses. Si ce type d'échantillonnage convient parfaitement à des études locales, sa mise en place à l'échelle de l'île est peu réalisable.

V.2. Réalisation de la carte des risques

La constatation de la dégradation croissante des écosystèmes littoraux de la Caraïbe a conduit les scientifiques à s'interroger sur les causes de ce déclin, mettant en exergue le rôle des activités humaines. Burke *et al.* (2004) établissent dans le cadre du projet « Reef at risk »²⁶ une cartographie des niveaux de risque anthropique auxquels les récifs coralliens de la Caraïbe sont confrontés. Ce « risk threat index » intègre l'évaluation du risque pour 4 catégories de pressions : le développement côtier²⁷, la sédimentation²⁸, les pollutions

²⁶ Projet réalisé par le *World Resources Institute* dans la continuité du programme mondial amorcé en 1998 (Bryant *et al.*, 1998).

²⁷ Urbanisation littorale, densité de population, assainissement.

d'origine marines²⁹ et la surpêche. L'arc des Petites Antilles apparaît comme la zone de la Caraïbe la plus menacée avec presque 80% de ses récifs soumis à des risques élevés ou très élevés (Figure III.40 A). En dehors de la surpêche qui touche la quasi totalité des récifs de ce secteur, les menaces les plus importantes sont le développement côtier et la sédimentation (Figure III.40 B).

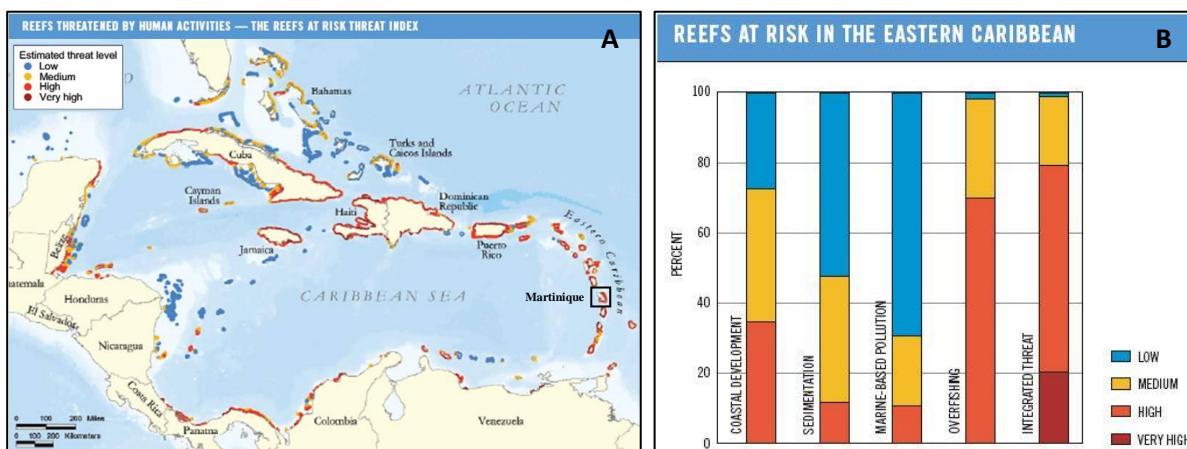


Figure III.40. Cartographie du risque de menace anthropique pour les récifs coralliens de la Caraïbe (A) et proportion des niveaux de risque évalués pour chaque catégorie de pression dans l'arc des Petites Antilles (B). Adapté de Burke et al., 2004.

Le travail de recensement et de cartographie des pressions anthropiques réalisé dans le cadre de cette thèse corrobore ces résultats : les sources de pression susceptibles de provoquer une dégradation du milieu marin sont nombreuses et diverses sur le territoire martiniquais, mais dominées par les sources de pollution en nutriments et en MES provenant de l'urbanisation côtière et de l'agriculture (cf. Figures III.32 et II.33). Comme précédemment exposé dans le §III, la compréhension de l'impact des pressions anthropiques sur la santé des biocénoses marines requiert la quantification et l'intégration d'un grand nombre de facteurs au travers de modèles complexes. Le travail réalisé ici, en adoptant une approche simple et globale, correspond à la toute première étape de cette démarche. La carte des risques obtenue permet pour la première fois d'avoir une idée des risques de pollution susceptibles d'entraîner une eutrophisation et une hypersédimentation des eaux côtières autour de la Martinique. Un certain nombre de choix ont cependant du

²⁸ Erosion, apports de nutriments par l'agriculture.

²⁹ Ports, tourisme naval, stations services maritimes etc.

être faits pour réaliser cette carte des risques, notamment en raison de l'insuffisance et de l'hétérogénéité des données disponibles.

Tout d'abord, l'analyse des risques a été restreinte à 6 catégories de pressions (cultures, élevages, BATI, stations d'épuration, distilleries, carrières), négligeant certaines sources de pollution en nutriments et MES (Figure III.32). Les décharges en sont un exemple : localisées pour la plupart en bord de mer elles peuvent être à l'origine de pollutions organiques non négligeables *via* les lixiviats (cf. §III.2.2). Les travaux de réhabilitation mis en place devraient réduire considérablement l'impact de ces installations sur le milieu marin. Néanmoins, l'absence d'études ou d'informations sur l'efficacité de ces réaménagements rend difficile l'estimation du risque de pollution et nous a conduit à écarter cette source de pression de l'analyse. En dehors des distilleries, aucune industrie agro-alimentaire n'a également été prise en compte pour l'analyse des risques. Les industries laitières et de fabrication de boissons peuvent pourtant constituer des sources importantes de pollution en matières organiques et MES ; mais là encore le manque de données concernant les rejets et l'éventuel raccordement des installations au réseau d'assainissement collectif rend délicate l'évaluation du risque. Enfin, les ports de plaisance avec plusieurs centaines de bateaux constituent une source de pollutions organiques et de MES. Localisée sur le domaine maritime, cette pression ne pouvait être intégrée à l'analyse des risques, focalisée sur les pollutions terrestres. Elle n'en reste pas moins importante pour l'interprétation de la dégradation des communautés benthiques à proximité et pourrait être intégrée dans une analyse restreinte comme celle de la baie du marin. Enfin, avec près de la moitié de la population non raccordée à un réseau d'assainissement collectif, la pollution domestique représente une source considérable de nutriments et de MES. Cette pollution, diffuse, est extrêmement difficile à évaluer. Dans cette étude, les surfaces occupées par le BATI ont été utilisées pour estimer le niveau de risque induit par ce type de pression. L'inconvénient de cette méthode est qu'elle ne prend pas en compte la notion de concentration de l'habitat. En effet, pour une surface totale de BATI identique, le risque d'impact sur le milieu marin ne sera pas du tout le même dans le cas d'une concentration massive de l'habitat en bordure du littoral que lors d'une dispersion sur l'ensemble du bassin versant. Par ailleurs, le taux de raccordement au réseau collectif n'est probablement pas homogène sur le territoire martiniquais puisqu'il est souvent tributaire de la topographie et

de la concentration de l'habitat. Une estimation plus juste du risque de pollution engendré par la population non raccordée impliquerait donc la prise en compte du taux de raccordement effectif au niveau de chaque bassin versant et de la distinction entre zones d'habitat diffus ou fortement urbanisées.

Le deuxième choix effectué a été d'attribuer le même poids aux 6 pressions considérées lors du calcul du risque global au niveau de chaque bassin versant (méthode de la somme des risques). Cette approche peut paraître simpliste au premier abord mais elle permet de prendre en compte le cumul de plusieurs pressions sur les zones d'étude pour déterminer l'indice de risque final, à l'inverse des méthodes utilisant le niveau de risque le plus représenté ou le plus pénalisant (Dutrieux *et al.*, 2000 ; Boutry, 2001 ; Burke *et al.*, 2004). Toutefois, attribuer le même poids à des pressions si différentes reste une approche très théorique. En effet, il est peu vraisemblable par exemple qu'un élevage de porcs de plus de 450 EA et une station d'épuration de plus de 10 000 EH, tous deux considérés comme constituant un risque fort, représentent dans la réalité un risque similaire. Cependant, en l'absence de données quantitatives concernant les flux de pollution (en MO, MES etc.), permettant d'évaluer l'importance d'une pression par rapport à une autre, la définition de facteurs de pondération à intégrer dans le calcul d'un indice de risque global est impossible.

Pour les mêmes raisons, les cultures ont été traitées dans leur globalité et non par type de culture. L'impact sur l'environnement peut pourtant être très différent d'une culture à l'autre, notamment en termes de transport des matières terrigènes. En effet, parmi les facteurs conditionnels des processus érosifs, la couverture végétale joue un rôle fondamental en protégeant les sols de l'action de la pluie. Ainsi, la culture de la canne à sucre, avec sa couverture dense, est la moins sensible à l'érosion sauf lorsqu'elle est replantée ou que les résidus après récolte sont brûlés, mettant ainsi les sols à nu (Pinte, 2006). Les cultures de banane, bien que possédant un couvert bien développé, sont plus sensibles à l'érosion du fait de la structure de leur feuillage qui a tendance à concentrer les pluies et générer un ruissellement, accentué par l'organisation en rangs des plants (Pinte, 2006). Enfin la faible couverture du sol et les rotations annuelles font du maraîchage le type de culture le plus sensible à l'érosion avec des pertes en terre pouvant être 100 fois supérieures à celles d'une surface forestière (Saffache *et al.*, 1999). Ces différences

d'érodibilité³⁰ entre les cultures conditionnent les quantités de matières terrigènes exportées mais également les quantités de nutriments ou de pesticides transportés par les sédiments. Là encore les traitements fertilisants et phytosanitaires sont différents suivant les cultures et les quantités appliquées parfois mal connues, en particulier pour le maraîchage (M. Jannoyer, com. pers.). L'acquisition et l'intégration de tous ces éléments dans des modèles est une tâche longue et complexe nécessitant la mise en œuvre de moyens importants (humains, temps d'acquisition) mais pouvant apporter un niveau de précision et de pertinence considérable à l'évaluation des risques.

L'estimation précise et réaliste de l'impact de sources de pression sur les milieux récepteurs nécessite la prise en compte d'une composante essentielle dans le transport des polluants : le réseau hydrographique. La longueur du réseau, sa complexité, la topographie, la pluviométrie de la zone, la saison sont des facteurs qui influent sur le débit et les vitesses d'écoulement des cours d'eau et donc sur le transfert des produits terrestres vers le milieu marin. Ainsi en période d'étiage, la dilution des polluants est faible mais l'auto-épuration plus efficace, pouvant conduire à une diminution des flux atteignant l'exutoire en mer. A l'inverse, pendant la saison des pluies, les débits très élevés provoqués par les régimes torrentiels de nombreux cours d'eau sont à l'origine d'un temps de transfert jusqu'à la mer très court, réduisant (voire supprimant) le pouvoir auto-épurateur du réseau hydrographique. Enfin, l'imperméabilisation des sols par l'urbanisation et les aménagements hydrauliques vont favoriser l'accélération des écoulements, contribuant au transport rapide des polluants vers les eaux côtières. La prise en compte de ces phénomènes intervenant dans l'élimination ou le transfert des pollutions au sein des bassins versants est extrêmement complexe et implique des études et des suivis de la dynamique hydrographique très précis. C'est pour tenter de pallier à l'impossibilité d'intégrer cette notion d'auto-épuration du milieu que nous avons choisi de ne considérer que les sources de pression présentes à moins de 3 km du bord de mer. Il est en effet pertinent de supposer que la distance à la côte limite considérablement la probabilité pour un rejet d'atteindre le milieu marin. Néanmoins, on peut imaginer qu'une source de pression localisée loin du littoral mais en bordure de cours d'eau, peut en période des pluies avoir un impact sur le milieu marin du fait de temps de transfert très courts. Ce biais éventuel se trouve réduit

³⁰ Sensibilité d'un sol à l'arrachement et au transport des particules qui le composent.

dans notre étude par le fait que l'essentiel des sources de pollution susceptibles d'être implantées près d'un cours d'eau (stations d'épuration, élevages, distilleries, carrières) se situe à moins de 3 km du littoral (cf. §III).

La carte des risques obtenue, malgré une approche théorique et simplifiée basée sur les données disponibles, permet pour la première fois d'appréhender la vulnérabilité du littoral martiniquais face aux pressions anthropiques. Il s'agit de la première étape dans la compréhension de l'impact des activités humaines sur la qualité des milieux récepteurs et de la dégradation des écosystèmes. La seconde étape de cette démarche serait d'estimer quantitativement les apports en polluants dans les eaux côtières et de quantifier la part de chaque source de pression. Cette évaluation des flux implique la mise en place d'un réseau de suivi régulier des rejets pour chaque source et de stations de mesures sur le réseau hydrographique et à l'exutoire des principaux cours d'eau. Des actions ont déjà été amorcées dans ce sens avec le réseau d'observation de la qualité des cours d'eau de la DIREN, le réseau DCE (Directive Cadre sur l'Eau) ou les programmes de surveillance des rejets des installations à risque (stations d'épuration, ICPE) réalisés par les institutions nationales (DRIRE, DAF, DDE, DSV). Cependant la difficulté d'accès aux données et le manque de mutualisation et de coordination à l'échelle du territoire constituent un frein majeur à l'analyse intégrée des flux de pollution.

V.3. Mise en relation Risques/Etat de santé des communautés corallieennes

L'observation à l'échelle de l'île de la répartition des états de santé en fonction des risques vient confirmer l'hypothèse de l'importance du facteur distance (par rapport aux sources de pression) dans le niveau de dégradation des biocénoses. Ainsi, les communautés corallieennes les moins dégradées semblent être principalement localisées dans les secteurs de l'île les plus isolés où la faible présence des activités anthropiques limite les risques de pollution. A l'inverse, le niveau de dégradation des communautés apparaît maximal au niveau des zones soumises à des risques de pollution élevés, comme par exemple les baies (baie de Fort-de-France, du Marin, du Galion) ou les secteurs confinés du centre-atlantique.

Quelques sites semblent pourtant échapper à cette tendance : c'est le cas par exemple de la baie du Trésor. Localisée à l'extrémité de la Presqu'île de la Caravelle, elle est

alimentée par un bassin versant unique très faiblement anthropisé et présentant donc un risque faible de pollution. Pourtant les communautés corallieennes y sont majoritairement très dégradées (Figure III.35). L'isolement géographique de la zone semble à priori écarter l'hypothèse d'une influence des secteurs à risque à proximité, mais seules des données supplémentaires telles que la courantologie ou la mesure de paramètres physico-chimiques permettrait de valider définitivement cette théorie. En revanche, bien qu'aucune activité agricole ne soit aujourd'hui présente sur le bassin versant, l'exploitation passée de la zone (pâturages, cultures, exploitation sélective des essences forestières) est à l'origine d'une érosion accrue en raison de la disparition de la forêt primitive et de la recolonisation par des espèces végétales peu protectrices des sols (savane, fourrés etc.) (Roose, 2003). Une cause de la dégradation des communautés corallieennes pourrait donc être liée aux apports massifs de MES, susceptibles d'entraîner une hypersédimentation des fonds marins, notamment dans un espace confiné comme celui d'une baie.

Un autre secteur suscite les interrogations : le sud-atlantique de l'île. S'étendant du sud du Vauclin à la pointe sud de la Martinique, la zone est caractérisée par la dominance des communautés algales qui colonisent les fonds meubles mais qui ont également supplanté les communautés corallieennes à l'origine du récif frangeant bordant la côte. Or les risques de pollution anthropique sont faibles dans cette partie de l'île peu habitée, et limités à quelques cultures maraîchères dans l'extrême sud et des zones d'habitat diffus dans l'intérieur des terres. La question du rôle des activités humaines dans la dégradation de l'écosystème récifal se pose. Les pressions anthropiques ne sont cependant pas les seules causes à l'origine de telles observations. Le remplacement progressif des peuplements coralliens de la barrière atlantique par les macroalgues semble en réalité être amorcé depuis plusieurs centaines d'années. Adey *et al.* en 1977 ont avancé comme hypothèse la combinaison de plusieurs facteurs naturels pour expliquer ce développement macroalgal : hydrodynamisme fort, érosion de la plature corallienne et turbidité des eaux. Si ce dernier paramètre peut être la conséquence naturelle de l'érosion des sols d'une île montagneuse par le ruissellement, il peut en revanche être très fortement accentué par les activités anthropiques. Par ailleurs, la surexploitation des stocks d'herbivores (l'effort de pêche dans ce secteur étant un des plus élevés de l'île) constituerait un facteur supplémentaire favorisant le développement des macroalgues du fait de la réduction de la pression de « broutage ». L'action en synergie de ces facteurs naturels et anthropiques pourrait donc

expliquer le développement excessif des peuplements algues au détriment des communautés corallieennes.

La mise en évidence de l'impact des pressions anthropiques sur la dégradation des biocénoses à petite échelle est beaucoup plus difficile. Si l'effet du facteur distance sur l'amélioration de la condition des communautés a pu être étudié sur des systèmes particuliers (caractère semi-fermé, concentration de risques élevés) tels que la baie de Fort-de-France, ceci est difficilement réalisable pour des secteurs complexes comme le centre-atlantique ou le récif méridional. Une information capitale fait aujourd'hui défaut pour mieux comprendre et analyser l'impact des sources de pressions sur l'état de santé des biocénoses : la courantologie des eaux côtières. En effet, la géomorphologie marine, l'exposition aux vents et aux houles sont des facteurs qui conditionnent les courants et par conséquent la circulation des masses d'eau et avec elles les polluants. La connaissance précise de la courantologie littorale permettrait de modéliser la dispersion des panaches des cours d'eau en fonction des débits de ceux-ci et évaluer ainsi les zones susceptibles d'être affectées par les rejets anthropiques. Par ailleurs, associée à la mise en place de stations de mesure en mer des paramètres physico-chimiques, des cartes de risque pour chaque type de paramètre pourraient être établies et identifier ainsi les communautés les plus vulnérables (CRISP, 2008).

L'évaluation des risques de pollution anthropique ou la modélisation de la dispersion des flux en milieu marin ne sont pas les seuls outils permettant de comprendre l'impact des pressions anthropiques sur la dégradation des écosystèmes littoraux. La caractérisation de l'état de santé des communautés en est un autre. Comme il a été évoqué précédemment, une stratégie d'échantillonnage adaptée peut faciliter la mise en évidence de gradients de dégradation en fonction de la profondeur ou de la distance à la côte à l'échelle locale. L'utilisation de techniques quantitatives pour évaluer l'état de santé des biocénoses peut également se révéler être un atout intéressant pour identifier l'influence d'une source de pression. En effet, la présence importante de macroalgues au sein de communautés corallieennes dégradées peut être le signe d'une eutrophisation du milieu due à la présence d'une source de nutriments à proximité. De la même manière, l'observation d'une hypersédimentation de la biocénose à l'origine de la mortalité des coraux peut être reliée à la présence d'une source de rejets en MES proche.

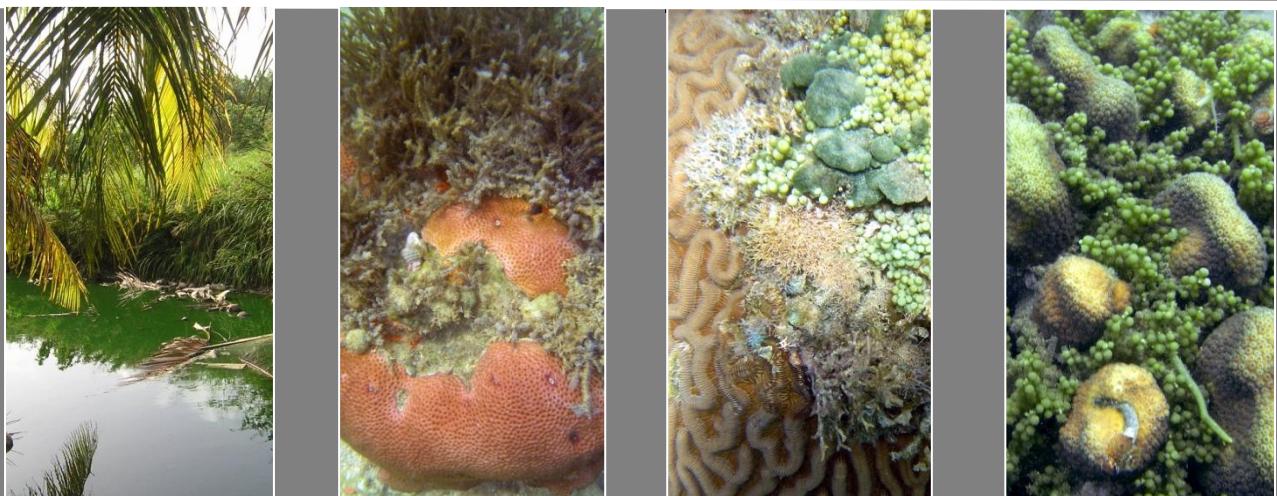
Néanmoins, bien que l'enrichissement en nutriments des eaux littorales soit identifié comme une des causes principales du développement des macroalgues, d'autres facteurs peuvent y contribuer. Parmi les pressions anthropiques, la surpêche des herbivores, déjà évoquée précédemment, peut en diminuant considérablement la pression de broutage accélérer encore la colonisation des récifs par les peuplements algaux (Williams & Polunin, 2001). Mais des perturbations naturelles majeures peuvent également jouer le rôle d'accélérateur de ce phénomène dans des milieux déjà fortement eutrophisés. Le récif méridional de l'île en a notamment subit lourdement les conséquences après un épisode de blanchissement massif fin 2005 et le passage du cyclone DEAN en 2007. Suite à la mortalité corallienne engendrée par ces évènements climatiques (Cowan, 2006 ; Rousseau *et al.*, In press), une prolifération des macroalgues a été observée sur le récif (Legrand *et al.*, 2008 ; Rousseau *et al.*, In press), le manque de « top-down » contrôle et l'eutrophisation des eaux constituant un terrain favorable au développement de ces organismes à croissance rapide.

VI. Conclusion

Depuis quelques décennies, l'expansion démographique et le développement économique de la Martinique ont entraîné une multiplication des sources de pollution d'origine anthropique, menaçant la qualité des cours d'eau et celle des eaux littorales. Les rejets de nutriments et de MES, générés par un grand nombre d'activités, sont au cœur des préoccupations. La réalisation d'une carte des risques pour ces deux types de pollution a permis de mettre en évidence la vulnérabilité du littoral martiniquais en de nombreux secteurs, notamment au niveau des baies, lieu de concentration privilégié de la population et des activités anthropiques. Si l'état général de dégradation des communautés corallieennes autour du littoral concorde globalement avec la localisation des risques, des informations cruciales telles que la courantologie manquent aujourd'hui pour préciser la relation de cause à effet entre les sources de pression et l'état de santé des biocénoses. Une des principales causes de la dégradation des récifs martiniquais est le développement croissant des macroalgues. La prolifération de ces organismes hautement compétitifs peut-elle être la conséquence de l'eutrophisation des eaux côtières martiniquaises ? Le dernier chapitre, au travers d'une étude de cas, abordera cette problématique.

CHAPITRE 4

Eutrophisation et développement macroalgal en zone récifale



I. Objectif et problématique

La sensibilité des récifs coralliens aux variations de concentrations en nutriments dans les eaux marines a été largement mise en évidence au cours des 40 dernières années et ce à de multiples niveaux, que ce soit à l'échelle des organismes ou du réseau trophique (Fabricius, 2005 ; Reopanichkul *et al.*, 2009).

L'enrichissement en éléments nutritifs affecte les taux de croissance des coraux (Kinsey & Davies, 1979 ; Tomascik, 1990 ; Ferrier-Pagès *et al.*, 2000), leur reproduction (Loya *et al.*, 2004) et le recrutement de juvéniles (Tomascik, 1991). Plus récemment, Voss & Richardson (2006) ont montré qu'un accroissement en nutriments pouvait favoriser la propagation des maladies corallines comme la maladie de la bande noire et menacer la survie des colonies.

Mais la disponibilité en nutriments est surtout reconnue comme l'un des facteurs écologiques principaux contrôlant le développement des communautés algales (Littler & Littler, 1984 ; Lapointe *et al.*, 1987 ; Lapointe *et al.*, 1992 ; Delgado & Lapointe, 1994 ; Lapointe, 1997 ; McCook, 1999), appelé aussi « bottom-up control ». Un autre facteur de régulation de ces producteurs primaires est le broutage par les herbivores, nommé « top-down control ». La dynamique des récifs coralliens dépend en partie de ces deux paramètres. L'enrichissement des eaux généralement oligotrophiques, associé à une pression « d'herbivorie » réduite, peut conduire à l'apparition de blooms de macroalgues nuisibles aux communautés corallines (Cuet *et al.*, 1988 ; Lapointe *et al.*, 1997 ; Lapointe *et al.*, 2004a ; Lapointe *et al.*, 2005b ; Lapointe & Bedford, 2007) (Figure IV.1).

Une des premières études à identifier l'origine anthropique et l'impact des développements massifs sur les récifs est celle conduite par Banner en 1974 dans la baie de Kaneohe à Hawaii ; où l'enrichissement en nutriments provoqué par le déversement d'eaux usées entraîna l'invasion des récifs coralliens par l'algue verte *Dictyosphaeria cavernosa*. De nombreuses espèces de macroalgues peuvent être impliquées dans ces phénomènes, mais certaines espèces sont considérées comme indicatrices : *Codium isthmocladum*, *Caulerpa* sp., *Dyctyota* sp., *Sargassum* sp. et *Lobophora* sp. (Lapointe *et al.*, 1997 ; Lapointe *et al.*, 2005b). Les macroalgues se développant sur des colonies corallines adultes peuvent entraîner leur mort. Elles interagissent aussi sur le recrutement des larves de coraux,

notamment par occupation de l'espace (Kuffner *et al.*, 2006) et peuvent conduire à une hypoxie ou une anoxie du milieu dans les cas extrêmes (Lapointe *et al.*, 2004a). La diminution de la couverture corallienne au profit de ces peuplements algaux a de graves conséquences sur la biodiversité et l'équilibre de l'écosystème corallien. Certaines espèces de poissons et autres organismes inféodés aux coraux voient leur stock diminuer ou disparaître d'un site avec la dégradation de leur habitat (McClanahan *et al.*, 1999 ; Jones *et al.*, 2004 ; Feary *et al.*, 2007), entraînant un appauvrissement du récif. Au-delà de l'implication écologique, de telles modifications de l'écosystème peuvent avoir des répercussions significatives sur les secteurs économiques majeurs comme la pêche ou le tourisme (plongée, activités nautiques...).

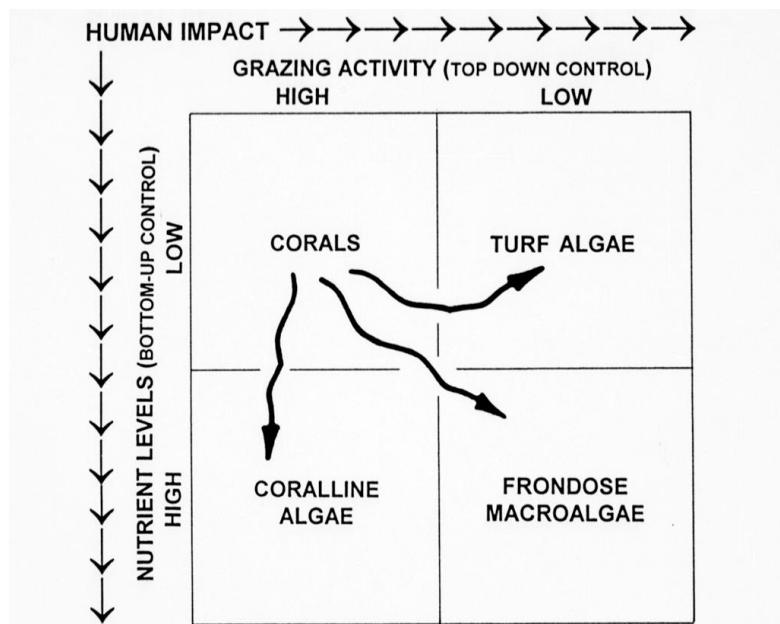


Figure IV.1. Modèle de dominance relative des principaux producteurs primaires occupant l'espace dans un récif tropical ou subtropical en fonction des taux de nutriments et de l'activité de broutage exercée par les herbivores. Adapté de Littler & Littler, 1984.

L'assimilation rapide par les macroalgues des nitrates et phosphates présents dans la colonne d'eau permet de conserver, dans leurs tissus, une « signature » de la provenance de ces éléments. Le traçage isotopique est une méthode régulièrement employée pour identifier les sources de matière organique dans les écosystèmes côtiers (Peterson & Fry, 1987).

La mesure des contenus en isotopes stables de l'azote ^{15}N et ^{14}N dans les organismes est utilisée pour différencier les sources d'azote naturelles ou anthropiques (Risk *et al.*, 2001 ; Cole *et al.*, 2004 ; Lapointe *et al.*, 2004a ; Risk *et al.*, 2009). En raison du phénomène de fractionnement isotopique³¹ engendré par les réactions biochimiques du cycle de l'azote (volatilisation de l'ammoniac, dénitrification des nitrates, nitrification de l'ammoniac), le calcul du ratio entre les deux isotopes par rapport à l'azote atmosphérique permet d'obtenir un indice de l'enrichissement en nutriments dans le milieu. Ce rapport isotopique, appelé aussi $\delta^{15}\text{N}$, est calculé selon l'équation suivante :

$$\delta^{15}\text{N} (\text{\textperthousand}) = [(R_{\text{échantillon}} / R_{\text{standard}}) - 1] \times 10^3$$

Où R est le ratio $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ et le matériel standard de référence est l'azote atmosphérique N₂.

Les différentes sources de pollution en azote des écosystèmes littoraux ayant souvent des signatures isotopiques différentes, il est ainsi possible de distinguer l'origine des apports. De nombreuses études ont mis en évidence que les rejets issus de l'agriculture sont caractérisés par des valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ variant de +1‰ à +3‰ alors que ceux provenant des eaux usées sont supérieurs à +3‰ (Lapointe, 1997 ; Costanzo *et al.*, 2001 ; Lapointe & Thacker, 2002 ; Lapointe *et al.*, 2004a ; Lapointe *et al.*, 2005a). Les eaux côtières peu soumises aux pollutions anthropiques présentent des valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ proches de +0,5‰, signature de la fixation de l'azote atmosphérique (0‰).

Une part importante des pollutions anthropiques sur le territoire martiniquais provient d'un apport excessif de matières organiques et de matières en suspension dans le milieu marin. Les eaux usées domestiques et les activités agricoles en sont les sources principales (cf. Chapitre 3). Si la présence de sources de pressions à proximité de biocénoses marines entraîne une dégradation des communautés, il apparaît intéressant de s'interroger sur le lien qui peut exister entre l'augmentation des concentrations en nutriments dans les eaux côtières et le développement des macroalgues, manifestation visible de la dégradation écologique des récifs.

Le récif bioconstruit bordant la côte méridionale de la Martinique est confronté depuis quelques années à un développement inquiétant des macroalgues, occupant sur

³¹ Perte ou rétention d'un isotope stable par rapport à l'autre.

certains sites près de 38% du peuplement benthique (Site de Pointe Borgnesse ; OMMM, 2008). D'autres espèces d'invertébrés benthiques indicatrices d'un milieu eutrophisé comme le zoanthaire *Palythoa caribaeorum* (Lapointe *et al.*, 2010) ou l'éponge perforante *Cliona sp* (Ward-Paige *et al.*, 2005) semblent de plus en plus fréquentes sur la zone (obs. pers.), colonisant parfois de vastes surfaces de coraux morts (Figure IV.2).

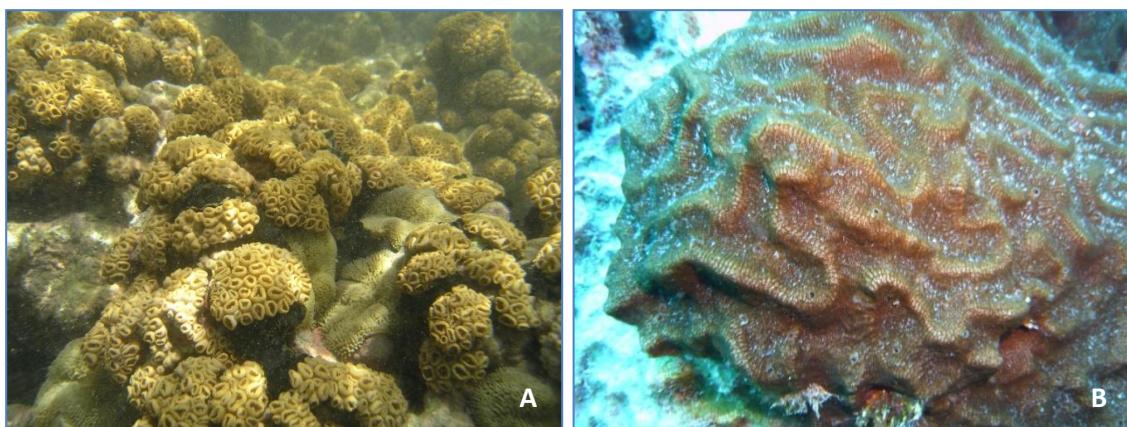


Figure IV.2. Colonisation du zoanthaire *Palythoa caribaeorum* sur les récifs à l'entrée de la baie du Marin (A), recouvrement d'une colonie corallienne par l'éponge perforante *Cliona tenuis* (B). © Photos Hélène Legrand.

Caractérisé par une urbanisation littorale croissante liée au développement du tourisme balnéaire mais également par la présence de zones agricoles localisées, le sud de la Martinique représente une zone d'étude idéale pour appréhender l'impact de l'enrichissement des eaux côtières en nutriments sur le développement des macroalgues en zone récifale. Pour apporter des éléments de réponse, une analyse de la concentration en nutriments dans l'eau de mer et des signatures isotopiques de l'azote $\delta^{15}\text{N}$ de plusieurs espèces de macroalgues a été réalisée sur plusieurs stations sélectionnées en fonction des pressions anthropiques présentes dans la zone d'étude. Plusieurs hypothèses sont émises :

- les sites moins exposés aux sources de pollution anthropique sont moins riches en nutriments que les autres sites,
- $\delta^{15}\text{N}$ des macroalgues est $>+1\text{\textperthousand}$ sur les sites enrichis en nutriments et $<+0,5\text{\textperthousand}$ sur les sites non enrichis (fixation naturelle),
- $\delta^{15}\text{N}$ permet de différencier la source d'apport en azote : eaux usées ($>+3\text{\textperthousand}$) et apports provenant de l'agriculture (entre $+1$ et $+3\text{\textperthousand}$).

Ce chapitre, au travers d'une investigation réalisée sur deux saisons, donne une première série d'éléments permettant de discuter des états de santé des communautés benthiques aux sites étudiés en rapport à un enrichissement du milieu en éléments nutritifs.

II. Méthodes

II.1. Définition des sites d'études

Dix sites ont été sélectionnés sur la côte caraïbe de la Martinique (Figure IV.2) en fonction de la localisation des sources potentielles d'apport en nutriments (embouchures de rivière, de baies, émissaires en mer de station d'épuration, décharges publiques...) mais aussi de l'état de santé du récif évalué sur la zone lors de la cartographie des biocénoses et notamment la présence de macroalgues.

Les sites Petit Mur (PM) et Pointe Borgnesse (PB) sont situés à la sortie de la Baie du Marin, exutoire de plusieurs bassins versants présentant des risques élevés de pollution en nutriments (cf. Chapitre 3). De plus, la présence du plus gros port de plaisance des Petites Antilles et le caractère semi-fermé de la baie (limitant la dilution des rejets) en font une des baies les plus polluées de l'île. Le site PB est localisé sur le côté ouest du chenal de sortie de la baie, un peu abrité par la pointe qui referme la baie. Ce site est caractérisé par des communautés coralliennes dégradées avec une présence élevée de macroalgues. Le site PM se situe sur le côté opposé du chenal de sortie de la baie et est composé de communautés coralliennes très dégradées ou le peuplement algal prédomine.

Le site Jardin Tropical (JT) a été choisi du fait de sa localisation en face du bourg de Sainte-Luce, secteur fortement urbanisé, et de sa proximité avec l'embouchure de la Rivière Pilote drainant un bassin versant parmi les 10 plus importants de l'île et présentant un risque très élevé. Le peuplement corallien constituant ce site est assez dégradé et le développement des macroalgues de plus en important (OMMM, 2006).

Le site Corps de Garde (CG), plus à l'ouest sur le plateau corallien est plus éloigné du bourg et de l'embouchure de la rivière Pilote et présente des communautés coralliennes en bon état. Ce site se trouve néanmoins à proximité de l'émissaire de la station d'épuration la plus importante de Sainte-Luce (10 000 EH) qui débouche par 46 m de fond dans une des passes entrecoupant le récif (Figure IV.2).

Le site Trois Rivières (TR) a été positionné en face de l'embouchure de la rivière de l'Oman qui draine le bassin versant le plus agricole de la côte sud de la Martinique. Les communautés coralliennes y sont très dégradées, envahies par les macroalgues.

Le choix du site Céron (CE) a été motivé par la présence d'une des 3 décharges en activité que compte la Martinique (Figure IV.2). Localisée sur le littoral au fond d'une petite baie, les lixiviats de cette décharge se sont écoulés directement dans la mangrove pendant des années. Bien que réhabilitée récemment, aucune étude n'a été réalisée garantissant l'efficacité des aménagements effectués sur ces rejets extrêmement riches en nutriments. Le peuplement corallien présent y est moribond avec un peuplement macroalgal prédominant et très diversifié.

Le site Caye d'Olbian (CO) est localisé en face du bourg du Diamant, autre secteur important de villégiature du tourisme balnéaire. La caractéristique de ce site est la présence très proche d'un autre émissaire en mer (station du bourg du Diamant, 3 000 EH) débouchant quelques centaines de mètres en arrière du front récifal (Figure IV.2). En dehors de la partie située à l'extrême est du plateau récifal, les communautés coralliniennes présentes dans cette zone sont très dégradées et remplacées progressivement en allant vers l'ouest par des communautés algales bien développées (cf. Chapitre 2).

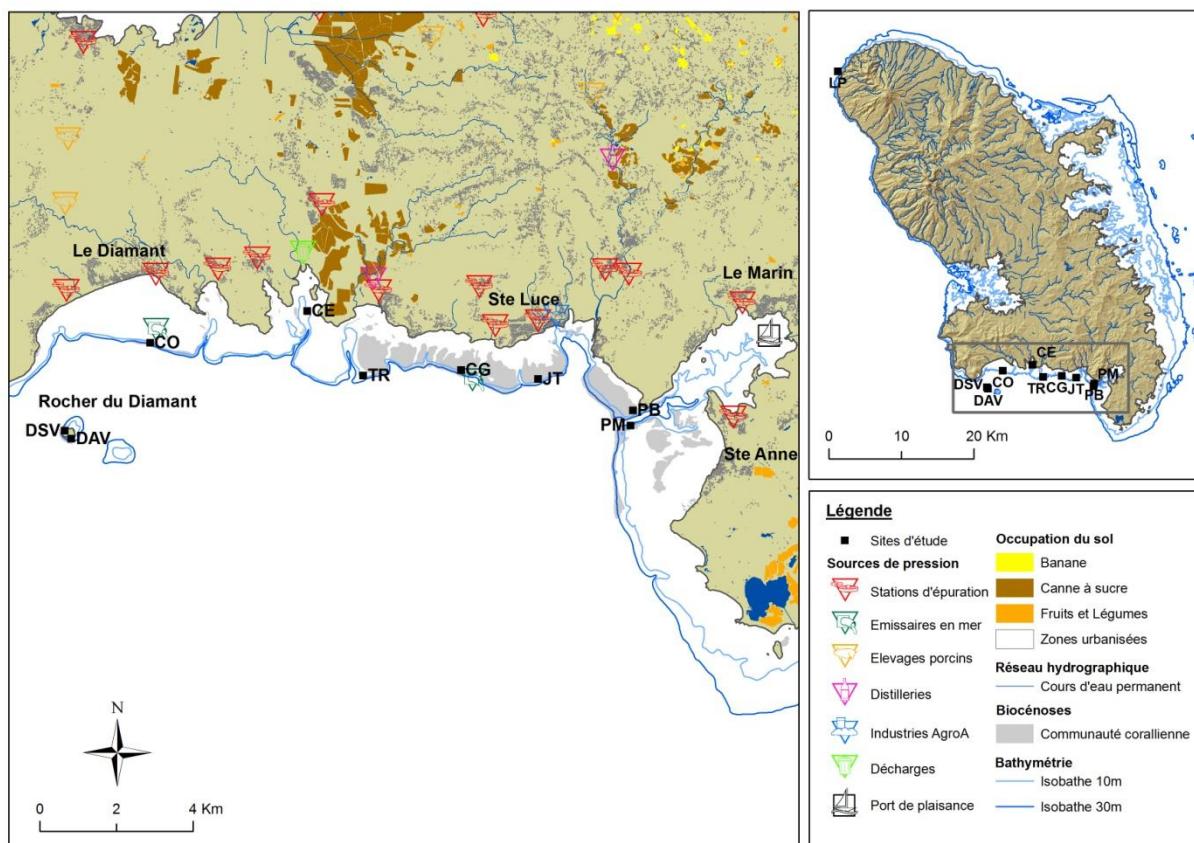


Figure IV.3. Localisation des sites d'étude et des sources de nutriments d'origine anthropique.

Trois stations de référence ont été choisies pour comparer et évaluer l'impact de l'enrichissement des eaux en nutriments sur les récifs.

- Le rocher du « Diamant », situé dans la zone d'étude plus au large de la côte, à priori naturellement moins soumis aux pressions anthropiques. Néanmoins, la configuration externe du rocher du « Diamant » a permis l'établissement de nombreuses colonies d'oiseaux sur la façade sous le vent de l'îlet. La forte densité de ces oiseaux est à l'origine d'une production importante de guano, source d'un enrichissement naturel en nutriments du milieu marin. Sous l'eau, un développement important de macroalgues (*Sargassum sp.* majoritairement) est observé dans cette zone, alors qu'il est absent sur la façade au vent du Rocher. Deux stations ont été sélectionnées sur ce site : une sous le vent (DSV), et une au vent (DAV). L'intérêt du choix de ces 2 stations est de comparer les niveaux d'enrichissement (concentrations en nutriments, signatures isotopiques des macroalgues) d'un secteur enrichi naturellement et des secteurs enrichis par des pressions anthropiques.

- Le rocher de « La Perle » (LP), situé hors de la zone d'étude, a été choisi pour sa localisation dans un des secteurs de l'île subissant le moins la présence de l'homme (pointe nord-caraïbe) et donc à priori moins confronté aux pollutions organiques (risque faible, cf. chapitre 3). Les communautés coralliniennes y sont en bon état et les macroalgues peu abondantes. Ce site est donc considéré comme représentatif d'une masse d'eau peu eutrophisée et constitue le témoin de l'étude.

II.2. Stratégie d'échantillonnage

Sur chacun de ces 10 sites, des échantillons d'eau et d'espèces de macroalgues ont été prélevés pour déterminer les concentrations en nutriments et les signatures isotopiques de l'azote. Afin de distinguer une éventuelle distribution verticale des nutriments dans la colonne d'eau, l'échantillonnage a été réalisé à deux profondeurs : -10 m et -30 m. Enfin, deux campagnes d'échantillonnage ont été réalisées pour tenir compte de la saisonnalité des apports en nutriments dans les masses d'eau côtières : saison humide (décembre 2007) et saison sèche (avril 2008). Les paramètres environnementaux tels que les conditions météorologiques, la température de l'eau et la turbidité (disque de Secchi) ont été relevés sur chaque site.

II.3. Analyse de la concentration en nutriments et en chlorophylle *a* dans l'eau

Des échantillons d'eau ont été collectés en plongée scaphandre autonome du 14 au 22 décembre 2007 (saison humide) et du 18 au 27 avril 2008 (saison sèche) sur les 10 sites définis précédemment et aux deux profondeurs d'échantillonnage (-10 et -30 m), soit 120 échantillons. Les prélèvements ont été réalisés en trois réplicats au dessus du fond, à proximité des communautés benthiques à l'aide de flacons HDPE de 250 ml (Figure IV.4 A), et placés immédiatement dans la glace à l'obscurité jusqu'au retour au laboratoire. Des aliquots (100 ml) ont ensuite été filtrés (filtres Whatman 0,45 µm GF/F) à l'aide d'une seringue puis stockés dans des flacons HDPE de 125 ml et congelés pour ne pas altérer la composition de l'eau en sels nutritifs. La filtration a été réalisée en condition de faible intensité lumineuse (de fortes intensités pouvant dégrader la chlorophylle *a*) et les filtres aussitôt congelés.

Les échantillons d'eau ont été analysés en laboratoire (Chesapeake Biological Laboratory, University of Maryland System) pour la mesure des concentrations en ammonium (NH_4), nitrate+nitrite³² (NO_2+NO_3), TDN (quantité totale d'azote dissous), SRP (phosphore réactif soluble ou PO_4) et TDP (quantité totale de phosphore dissous). Les limites de détection sont 0,21 µM pour NH_4 , 0,02 µM pour NO_2+NO_3 et 0,05 µM pour SRP.

Les concentrations en chlorophylle *a* ont été calculées (Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, University of Miami) après extraction des filtres et mesure de la fluorescence grâce à un fluorimètre Turner Designs 10-000R.

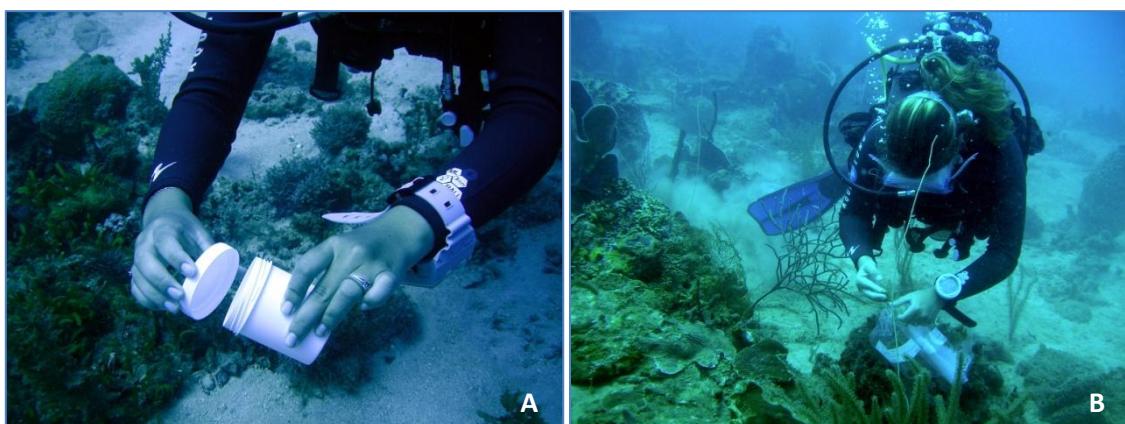


Figure IV.4. Prélèvement des échantillons d'eau (A) et de macroalgues (B) sur les sites d'études. © Photos Yann Rousseau.

³² Par la suite du document, dénommé « Nitrate » pour simplification.

II.4. Analyse des signatures isotopiques de l'azote dans les macroalgues

Les espèces de macroalgues prédominantes sur chaque site et à chaque profondeur ont été prélevées en trois réplicats (Figure IV.4 B), chaque échantillon comprenant 5 à 8 plants distincts de chaque espèce (Annexe 32). Les macroalgues ont été rapidement rincées à l'eau distillée, séchées à 70°C pendant 48h puis réduites en poudre. Des capsules d'étain contenant environ 10 mg de poids sec d'échantillon ont été préparées puis analysées avec un analyseur élémentaire Carlo-Erba N/A 1500 et un spectromètre de masse VG Isomass utilisant la combustion de Dumas (UC Davis Stable Isotope Facility, California). La mesure des isotopes stables de l'azote ^{15}N et ^{14}N permet ensuite le calcul du rapport isotopique $\delta^{15}\text{N}$ (cf. §I.) de chaque échantillon.

II.5. Synthèse des paramètres mesurés

Echantillon	Paramètres
Eau côtière	
	NH_4
	NO_2+NO_3
	TDN
	SRP
	TDP
	Chlorophylle <i>a</i>
Macroalgues	
	$\delta^{15}\text{N}$

II.6. Analyses statistiques

Après vérification de la normalité des données et transformation (LOG+1) si nécessaire, les variations de concentrations en nutriments, chlorophylle *a* et des signatures isotopiques $\delta^{15}\text{N}$ des macroalgues entre les profondeurs, la saison et les stations ont été analysées à l'aide d'ANOVA, d'analyses exploratoires (MDS³³) et de tests de Mann-Whitney.

³³ Cadrage Multidimensionnel - « Multidimensional scaling ». La significativité des groupements mis en évidence par cette méthode est ensuite testée par une ANOSIM (analyse de similarité, ici basée sur la distance euclidienne). Dans le cas de différences significatives, la contribution des principales variables responsables de ces assemblages est identifiée à l'aide d'une analyse SIMPER (analyse de similarité intra-groupe).

III. Résultats

III.1. Pluviométrie, paramètres environnementaux

Le suivi des précipitations illustre la présence d'un contraste climatique marqué sur le territoire martiniquais avec des cumuls sur l'année près de deux fois supérieurs entre le nord (2 267 mm) et le sud caraïbe (1 200 mm) (Figure IV.5 A). Bien que les saisons soient visibles avec des précipitations presque deux fois plus importantes entre juillet et décembre 2007 qu'entre janvier et mai 2008 (Figure IV.5 A), la saison humide 2007 a globalement été peu active en comparaison des moyennes enregistrées en général à cette période (Conseil général, 2009).

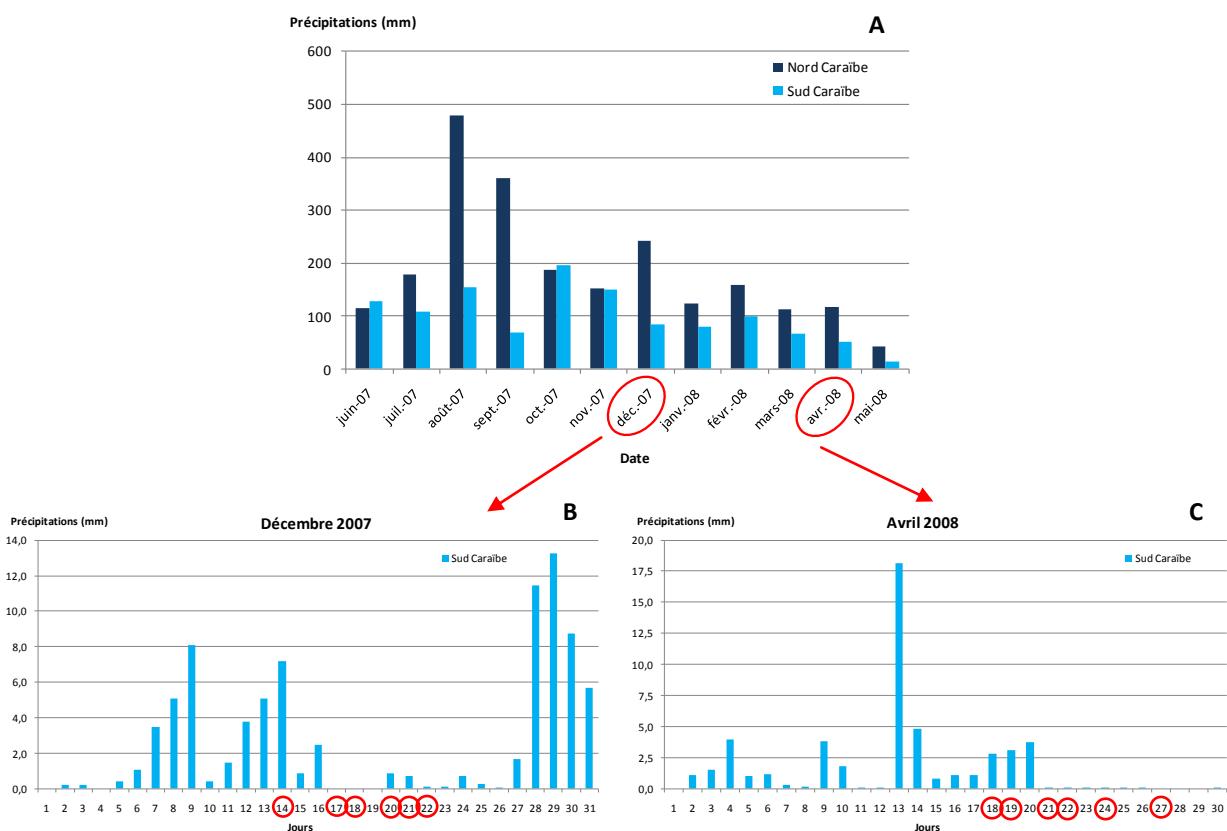


Figure IV.5. Précipitations mensuelles moyennes enregistrées sur 1 an de juin 2007 à mai 2008 (A) et précipitations moyennes journalières lors des deux campagnes d'échantillonnage en décembre 2007 (B) et en avril 2008 (C) sur le secteur sud caraïbe. Les mois et les jours d'échantillonnage sont entourés en rouge.

Les relevés des précipitations lors des deux mois de campagne (décembre 2007 et avril 2008) montrent des chutes de pluies relativement faibles avec néanmoins des cumuls légèrement supérieurs pour le mois de décembre (Figure IV.5 B&C). L'échantillonnage s'est déroulé pendant les jours les moins pluvieux des deux mois.

III.2. Nutriments inorganiques dissous et chlorophylle *a* dans la colonne d'eau

Sur les six paramètres analysés dans la colonne d'eau, l'ammonium est le seul dont les concentrations mesurées apparaissent systématiquement en dessous du seuil de détection du laboratoire ($0,21 \mu\text{M}$), ne permettant pas par conséquent d'étudier sa variabilité saisonnière ou spatiale. Cette variable a uniquement été prise en compte pour le calcul des concentrations en DIN (azote inorganique dissous = $\text{NH}_4+\text{NO}_3+\text{NO}_2$) ; paramètre souvent étudié dans la littérature car il rassemble les formes d'azote dissous préférentiellement assimilées par les algues. Pour cela la valeur minimale de $0,21 \mu\text{M}$ a été utilisée.

Aucune influence significative de la profondeur n'a été mise en évidence sur la répartition des nutriments (Nitrate, SRP, TDN, TDP) et de la chlorophylle *a* dans la colonne d'eau (Mann-Whitney ; $p>0,05$). Les échantillons prélevés sur chaque site ($n=6$) peuvent donc être rassemblés.

Une analyse exploratoire (MDS) réalisée avec les 5 variables mesurées permet de mettre en évidence une différenciation entre les deux saisons échantillonnées avec l'apparition de deux groupements distincts (Figure IV.6). Cette différence est confirmée de manière significative par une analyse de similarité (ANOSIM ; $R=0,422$; $p=0,001$). Une analyse SIMPER sur cette différenciation montre que toutes les variables sont significativement supérieures à la saison sèche par rapport à la saison humide. Cette analyse permet également d'isoler les 3 variables principalement responsables de cette différenciation : chlorophylle *a* (23,82%), nitrate (21,38%) et SRP (20,75%).

Les concentrations en Nitrate (Figure IV.7) sont de $0,59\pm0,35 \mu\text{M}$ ($n=113$) en moyenne sur l'ensemble de l'étude et sont significativement plus faibles (ANOVA ; $F=110,33$; $p<0,01$) à la saison humide ($0,38\pm0,11 \mu\text{M}$; $n=56$) qu'à la saison sèche ($0,81\pm0,38 \mu\text{M}$; $n= 57$). Aucune variation significative des concentrations en Nitrate n'est observée entre les sites (Figure IV.7) à la saison humide (ANOVA ; $F=1,53$; $p>0,05$). A la saison sèche, seul le site TR présente une concentration moyenne significativement plus forte que tous les autres sites (ANOVA ; $F=10,64$; $F<0,001$). Les concentrations en ammonium étant inférieures au taux de détection ($0,21 \mu\text{M}$) pour l'ensemble des échantillons, les concentrations en DIN suivent les même tendances que celles en Nitrate

(Figure IV.7) avec une moyenne générale sur l'étude de $0,80 \pm 0,35 \mu\text{M}$ ($n=113$) et des valeurs significativement plus élevées (ANOVA ; $F=97,73$; $p<0,01$) à la saison sèche ($1,01 \pm 0,38 \mu\text{M}$; $n=57$) qu'à la saison humide ($0,59 \pm 0,11 \mu\text{M}$; $n=56$). Aucun effet significatif de la saisonnalité (ANOVA ; $F=2,76$; $p>0,05$) n'est en revanche observé pour les concentrations en TDN (Figure IV.7), représentant en moyenne sur l'étude $9,22 \pm 1,83 \mu\text{M}$ ($n=113$). Globalement, les concentrations les plus faibles ont été mesurées aux sites DSV ($8,22 \pm 1,06 \mu\text{M}$; $n=12$) et LP ($8,28 \pm 1,65 \mu\text{M}$; $n=12$), et les plus élevées au site CO ($11,90 \pm 1,78 \mu\text{M}$; $n=12$), significativement supérieures aux autres (ANOVA ; $F=5,44$; $p<0,001$).

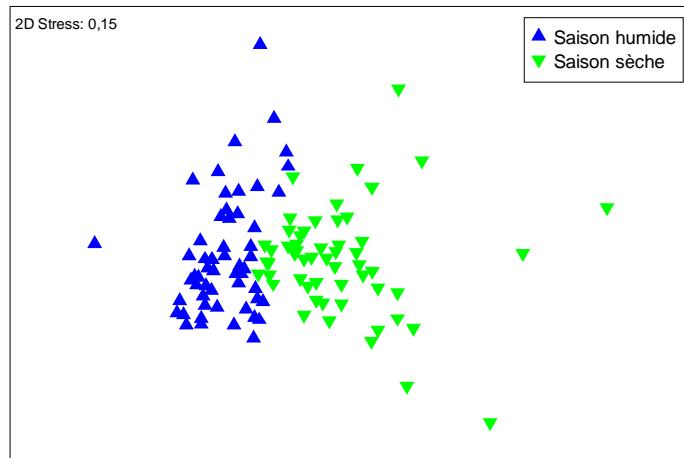


Figure IV.6. MDS effectuée sur les concentrations en nutriments et chlorophylle a des échantillons de l'ensemble des sites. Les échantillons des deux saisons sont distingués par un code couleur.

Les concentrations en SRP (Figure IV.8) sont de $0,10 \pm 0,02 \mu\text{M}$ ($n=113$) en moyenne sur l'ensemble de l'étude et sont significativement plus faibles (ANOVA ; $F=37,94$; $p<0,01$) à la saison humide ($0,08 \pm 0,01 \mu\text{M}$; $n=56$) qu'à la saison sèche ($0,11 \pm 0,03 \mu\text{M}$; $n=57$). En revanche, aucune variation significative des concentrations n'est observée entre les sites, aussi bien pour la saison humide (ANOVA ; $F=0,966$; $p>0,05$) que pour la saison sèche (ANOVA ; $F=1,47$; $p>0,05$). Les mêmes tendances sont observées pour les concentrations en TDP (Figure IV.8) avec des valeurs supérieures (ANOVA ; $F=8,43$; $p<0,01$) à la saison sèche ($0,29 \pm 0,05 \mu\text{M}$; $n=57$) comparé à la saison humide ($0,25 \pm 0,1 \mu\text{M}$; $n=56$) mais aucune différence significative entre les sites (ANOVA ; $F=0,91$; $p>0,05$).

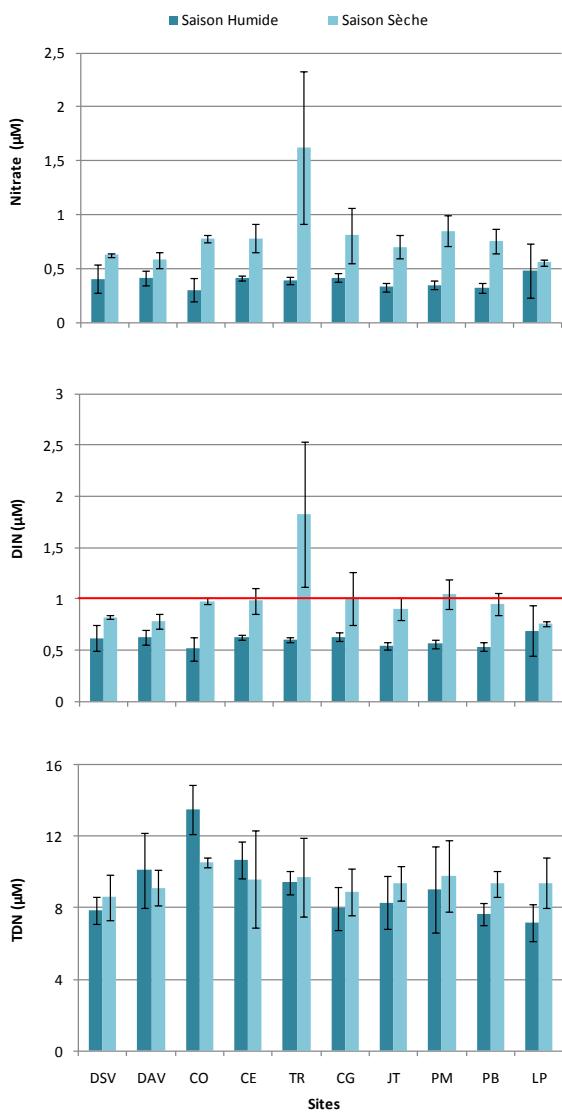


Figure IV.7. Concentrations moyennes (μM , \pm écart-type, $n=6$) en Nitrate (NO_2+NO_3), azote inorganique dissous (DIN) et azote total dissous (TDN) dans la colonne d'eau aux 10 sites échantillonnés pendant la saison humide (décembre 2007) et la saison sèche (avril 2008). La ligne rouge représente le seuil d'eutrophisation défini dans la littérature.

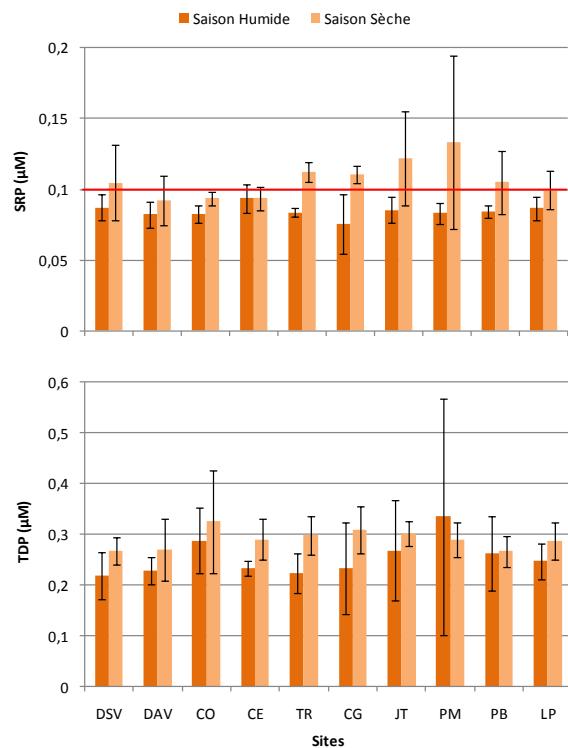


Figure IV.8. Concentrations moyennes (μM , \pm écart-type, $n=6$) en phosphore réactif soluble (SRP) et en phosphore total dissous (TDP) dans la colonne d'eau aux 10 sites échantillonnés pendant la saison humide (décembre 2007) et la saison sèche (avril 2008). La ligne rouge représente le seuil d'eutrophisation défini dans la littérature.

Les rapports de DIN/SRP (ratio permettant d'identifier l'élément limitant) sont de $8,45 \pm 3,18$ ($n=113$) en moyenne sur l'ensemble de l'étude (Figure IV.9) et sont significativement supérieurs (ANOVA ; $F=27,95$; $p<0,01$) à la saison sèche ($9,66 \pm 3,62$; $n=57$) qu'à la saison humide ($7,23 \pm 2,04$; $n=56$). Aucune différence significative n'est observée entre les sites pour la saison humide (ANOVA ; $F=1,52$; $p>0,05$), alors que le site TR présente un DIN/SRP significativement plus élevé (ANOVA ; $F= 4,39$; $P<0,01$) que les autres sites à la saison sèche (Figure IV.9). La valeur moyenne des rapports TDN/TDP (Figure IV.9) au cours

de l'étude est de $35,38 \pm 8,49$ ($n=113$) avec une variation significative (ANOVA ; $F=27,95$; $p<0,01$) entre la saison humide ($37,48 \pm 9,49$; $n=56$) et la saison sèche ($33,27 \pm 6,85$; $n=57$). Aucune variation significative n'est observée entre les sites (ANOVA ; $F=0,35$; $p>0,05$), excepté à la saison humide entre les sites CO et LP (Figure IV.9), caractérisés respectivement par les valeurs moyennes maximales et minimales de TDN/TDP (ANOVA ; $F=3,24$; $p<0,01$).

Une valeur moyenne de $0,44 \pm 0,15 \mu\text{g/l}$ ($n=113$) de chlorophylle *a* est mesurée sur l'ensemble de l'étude (Figure IV.10) avec une fluctuation saisonnière significative (ANOVA ; $F=124,69$; $p<0,01$) entre la saison humide ($0,33 \pm 0,09 \mu\text{g/l}$; $n=56$) et la saison sèche ($0,55 \pm 0,11 \mu\text{g/l}$; $n=57$). Les concentrations en chlorophylle *a* varient significativement entre les sites (Figure IV.10) pendant les deux périodes d'échantillonnages (ANOVA ; $F= 9,60$; $P<0,01$) avec des valeurs minimales pour le site DSV à la saison humide ($0,24 \pm 0,03 \mu\text{g/l}$) et pour le site DAV à la saison sèche ($0,44 \pm 0,03 \mu\text{g/l}$), et des valeurs maximales pour le site PB à la saison humide ($0,48 \pm 0,06 \mu\text{g/l}$) et pour le site CE à la saison sèche ($0,69 \pm 0,05 \mu\text{g/l}$).

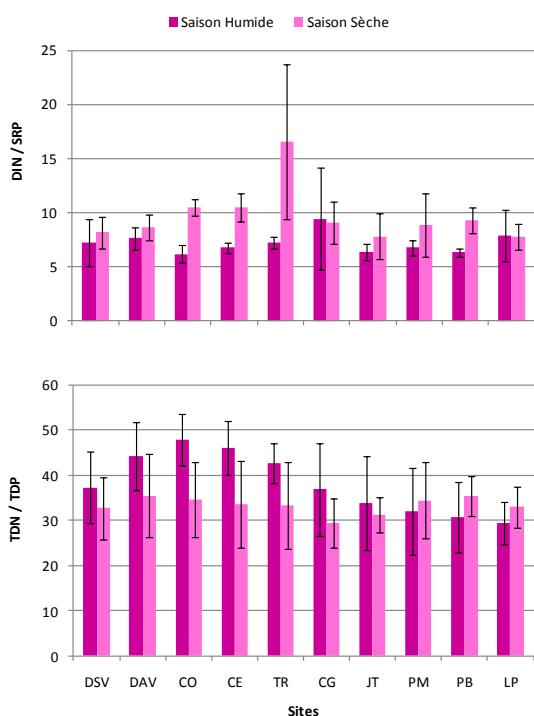


Figure IV.9. Rapports moyens (\pm écarttype, $n=6$) en DIN/SRP et en TDN/TDP aux 10 sites échantillonnés pendant la saison humide (décembre 2007) et la saison sèche (avril 2008).

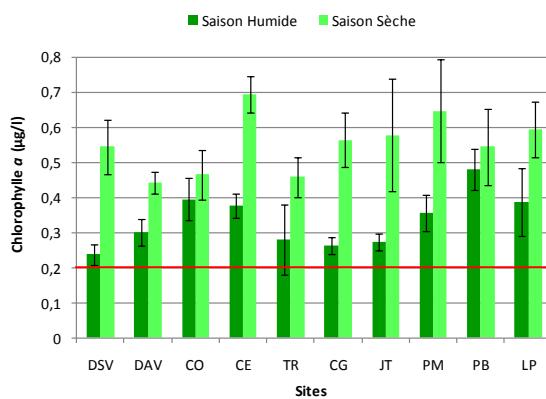


Figure IV.10. Concentrations moyennes ($\mu\text{g/l}$, \pm écarttype, $n=6$) en chlorophylle *a* dans la colonne d'eau aux 10 sites échantillonnés pendant la saison humide (décembre 2007) et la saison sèche (avril 2008). La ligne rouge représente le seuil d'eutrophisation défini dans la littérature.

III.3. Signatures isotopiques des macroalgues

Les signatures isotopiques ($\delta^{15}\text{N}$) mesurées dans les tissus des macroalgues récoltées lors de l'étude (Figure IV.11) sont en moyenne de $+1,98 \pm 1,19\text{\textperthousand}$ ($n=324$). Aucune différence significative n'ayant été mise en évidence entre les deux profondeurs de prélèvement, (Mann-Whitney ; $p>0,05$), les échantillons au niveau de chaque site sont poolés. Une fluctuation saisonnière des valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ est observée (ANOVA ; $F=6,53$; $p<0,05$) bien que ces résultats soient uniquement significatifs pour les sites DAV et CO (Mann-Whitney ; $p<0,01$) (Figure IV.11). Globalement, les signatures isotopiques sont supérieures à la saison humide ($+2,09 \pm 1,03\text{\textperthousand}$; $n=156$) par rapport à la saison sèche ($+1,88 \pm 1,32\text{\textperthousand}$; $n=168$), excepté pour le site CO qui présente la tendance inverse (Figure IV.11). Les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ sont les plus faibles au site LP (ANOVA ; $p<0,01$), pour la saison humide ($+0,47 \pm 0,52\text{\textperthousand}$; $n=9$) et la saison sèche ($+0,56 \pm 0,22\text{\textperthousand}$; $n=9$) (Figure IV.11). En revanche les signatures isotopiques les plus élevées sont mesurées au site CE (ANOVA ; $p<0,01$) pour la saison humide ($+3,11 \pm 0,74\text{\textperthousand}$; $n=18$) et au site CO (ANOVA ; $p<0,01$) pour la saison sèche ($+4,09 \pm 1,42\text{\textperthousand}$; $n=21$) (Figure IV.11).

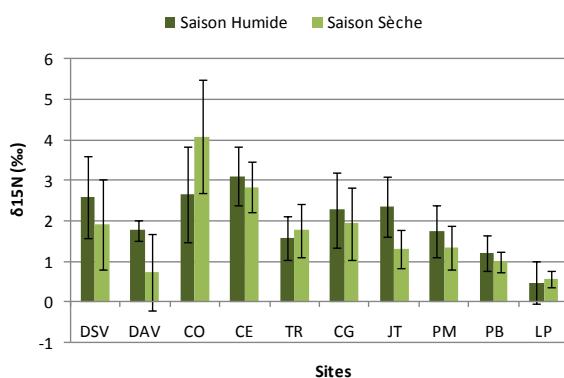


Figure IV.11. Valeurs moyennes de $\delta^{15}\text{N}$ (‰, \pm écart-type, $n=9-21$) mesurées dans les macroalgues prélevées sur les 10 sites échantillonnés pendant la saison humide (décembre 2007) et la saison sèche (avril 2008).

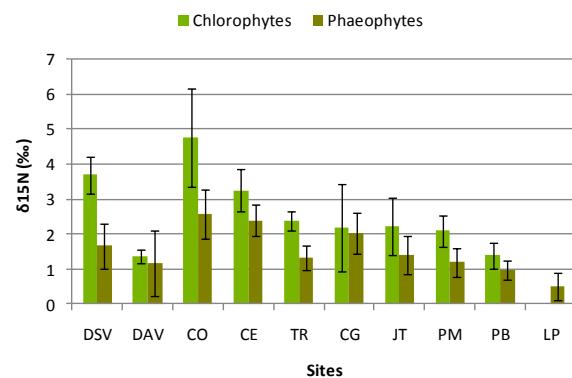


Figure IV.12. Valeurs moyennes de $\delta^{15}\text{N}$ (‰, \pm écart-type, $n=3-30$) mesurées pour les chlorophytes et les phaeophytes aux 10 sites échantillonnés au cours de l'étude.

Les signatures isotopiques varient également de manière significative (ANOVA ; $F=98,70$; $p<0,01$) entre les groupes de macroalgues (Figure IV.12) avec globalement sur l'ensemble de l'étude, des valeurs moyennes de $\delta^{15}\text{N}$ plus élevées chez les chlorophytes ($+2,84\pm1,28\text{\textperthousand}$; $n=114$) que chez les phaeophytes ($+1,51\pm0,82\text{\textperthousand}$; $n=210$). Une variation spatiale significative est mise en évidence pour chaque groupe (ANOVA ; $p<0,01$) : les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ sont minimales au site DAV pour les chlorophytes ($+1,36\pm0,19\text{\textperthousand}$; $n=3$) et au site LP pour les phaeophytes ($+0,52\pm0,39\text{\textperthousand}$; $n=18$) ; et maximales au site CO pour les deux groupes (chlorophytes : $+4,77\pm1,41\text{\textperthousand}$, $n=15$; phaeophytes : $+2,59\pm0,70\text{\textperthousand}$, $n=24$) (Figure IV.12).

Parmi les 9 espèces échantillonnées (Annexe 32), *Dictyota sp.* est la seule prélevée sur tous les sites (chaque site, chaque profondeur, chaque saison). Une variation saisonnière significative (ANOVA, $F=5,67$; $p<0,05$) de la valeur des signatures isotopiques est observée (Figure IV.13), mais ne concerne que les sites DSV, DAV, CO, CE, JT et LP (Mann-Whitney ; $p<0,05$). A la saison humide, les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ les plus faibles (ANOVA, $F=30,44$; $p<0,01$) sont mesurées sur le site LP ($+0,14\pm0,14\text{\textperthousand}$; $n=6$) alors que le site CE présente les valeurs les plus fortes enregistrées ($+2,20\pm0,13\text{\textperthousand}$; $n=3$). Des différences significatives (ANOVA, $F=24,74$; $p<0,01$) sont également relevées entre les sites à la saison sèche (Figure IV.13) mais avec cette fois des signatures isotopiques minimales pour le site DAV ($-0,35\pm0,35\text{\textperthousand}$; $n=6$) et maximales pour le site CO ($+3,25\pm0,21\text{\textperthousand}$; $n=6$).

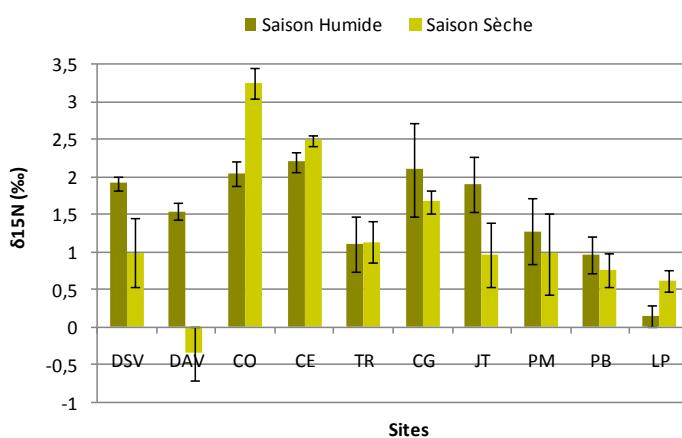


Figure IV.13. Valeurs moyennes de $\delta^{15}\text{N}$ (‰, \pm écarttype, $n=3-6$) mesurées pour *Dictyota sp* aux 10 sites échantillonnés pendant la saison humide (décembre 2007) et la saison sèche (avril 2008).

IV. Discussion

IV.1. Variations saisonnières et spatiales des concentrations en nutriments

L'étude des concentrations en nutriments dans les eaux côtières de la région Marin/Diamant en Martinique a mis en évidence un effet de saisonnalité avec des valeurs globalement supérieures à la saison sèche par rapport à la saison humide. Ces résultats diffèrent de la tendance inverse habituellement observée ailleurs dans la Caraïbe et en général corrélée aux quantités de précipitations relevées à ces deux saisons (Lapointe *et al.*, 2004a ; Lapointe *et al.*, 2005a ; Lapointe *et al.*, 2010). L'analyse des enregistrements pluviométriques aux périodes d'échantillonnage ne permet pas d'expliquer cette inversion : la saison humide 2007 a été globalement peu pluvieuse, mais les précipitations relevées pendant la saison sèche 2008 restent à un niveau plus bas. En conséquence, il semble difficile de corrélérer précipitations et concentrations dans notre cas pour expliquer les taux de nutriments plus élevés mesurés en avril. L'analyse plus détaillée des précipitations à l'échelle des deux mois d'échantillonnage révèle néanmoins un épisode pluvieux important quelques jours avant les prélèvements de fin avril 2008 (cf. Figure IV.5 C). Cependant, même si l'enrichissement des eaux côtières en nutriments à la suite d'évènements pluvieux peut être assez rapide (Lapointe *et al.*, 2004a), il semble peu probable qu'un évènement d'un seul jour soit responsable de l'augmentation en nutriments observée à la saison sèche (les prélèvements ont été réalisés sur certain sites jusqu'à 14 jours après l'épisode de fortes précipitations ; cf. Figure IV.5 C). Les précipitations ne sont pas le seul vecteur de nutriments ; des phénomènes d'upwelling ou de résurgences d'eau douce sous-marines peuvent aussi être à l'origine d'apports en nutriments dans les eaux littorales (Cuet *et al.*, 1988 ; Lapointe, 1997 ; Lapointe *et al.*, 2005a). Aucune information sur ce type de systèmes ne sont disponibles en Martinique, des investigations relatives aux profils de salinité sont nécessaires pour étudier ce genre d'hypothèse (Lapointe, 1997). Par ailleurs, les îles des Petites Antilles sont régulièrement soumises à des flux de nutriments en provenance des grands fleuves sud-américains tels que l'Amazone et l'Orénoque (Hu *et al.*, 2004 ; Chérubin & Richardson, 2007). Leurs panaches, identifiables par la mesure des concentrations en chlorophylle *a* à partir de l'analyse des images satellites des capteurs SeaWiFS, atteignent généralement l'arc Antillais entre Juin et Septembre (Figure IV.14 B). Néanmoins,

l'observation de l'image composite SeaWiFS d'avril 2008 montre une dispersion plus précoce du panache de l'Orénoque (Figure IV.14 D), susceptible d'expliquer un enrichissement en éléments nutritifs des masses d'eaux de la Martinique à cette période. Si ces apports peuvent contribuer au développement des macroalgues il est toutefois peu vraisemblable qu'ils soient responsables de leur colonisation croissante et régulière de sur les récifs de la Martinique. Enfin, il est important de noter que cette étude n'a été conduite que sur une année, limitant par conséquent l'interprétation des variations saisonnières observées.

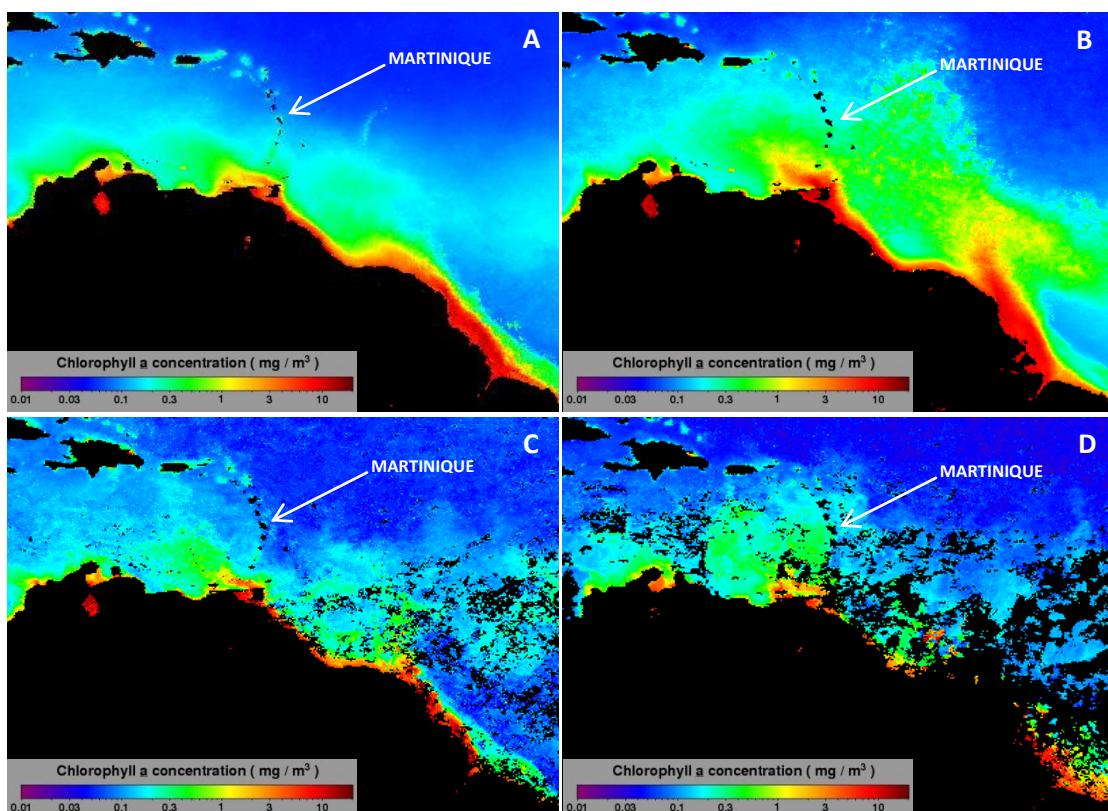


Figure IV.14. Interprétation d'images SeaWiFS pour les concentrations en chlorophylle a (oceancolor.gsfc.nasa.gov) sur la zone Caraïbe: compilation des données des hivers 2002 à 2009 (A), des printemps 2003 à 2009 (B), du mois de décembre 2007 (C) et du mois d'avril 2008 (D).

L'analyse de la variabilité spatiale des concentrations en nutriments mesurées dans les eaux littorales révèle peu de différences entre les sites, la plupart n'étant pas significatives. La composition de la colonne d'eau en éléments nutritifs serait globalement homogène sur la zone d'étude, réfutant l'hypothèse de l'influence de la proximité des sources de pollution sur l'enrichissement des eaux. Pourtant, en observant les variations de certains nutriments tels que TDN ou TDP entre les 10 sites échantillonnés, une tendance

semble se dégager avec des concentrations minimales aux stations de référence (LP, DSV et DAV) et maximales au site CO localisé près d'un émissaire de station d'épuration. La présence de concentrations en nutriments plus faibles à des stations situées au large des côtes ou éloignées des sources de pollution a déjà été mise en évidence dans plusieurs études (Lapointe & Clark, 1992 ; Lapointe *et al.*, 2004a ; Lapointe *et al.*, 2004b ; Lapointe *et al.*, 2010), confirmant le rôle des apports terrestres dans l'eutrophisation des eaux côtières.

La variabilité importante entre les réplicats des prélèvements réalisés à chaque station génère de forts écarts (Figure IV.7 & IV.8), réduisant la probabilité de détection d'une différence significative lors de la comparaison des moyennes par site. Ces différences surprenantes révèlent soit une contamination ou une altération des échantillons avant analyse, soit un problème de mesure des concentrations en nutriments au laboratoire. Ce dernier point semble peu probable si le protocole défini dans la littérature pour ce type de prélèvements (Lapointe & Clark, 1992) a été respecté. En revanche, la durée du transport des échantillons vers le laboratoire d'analyse basé aux Etats-Unis a pu dégrader les échantillons et modifier les concentrations en nutriments (B. Lapointe, com. pers.), notamment du fait de la décongélation. L'analyse dans un laboratoire sur place permettrait d'éliminer cet éventuel biais lié au déplacement des échantillons.

En dehors de la variabilité intra-site, et malgré la distance importante séparant les sites (notamment la station de référence LP localisée au nord de l'île), l'absence de différences significatives des concentrations en nutriments entre les 10 sites étudiés pourrait être le reflet d'un « mixage » des masses d'eau sur la zone d'étude. Comme il a été souligné dans les chapitres précédents, la courantologie des eaux côtières de Martinique est peu connue. De forts courants alternatifs suivant le profil de la côte Caraïbe sont clairement identifiés par les professionnels de la mer (pêcheurs, clubs de plongée). D'après leurs observations et les travaux de Pujos *et al.* (1992), la direction des courants et leur force varient suivant la profondeur, la marée et les conditions météorologiques (vents forts, apports élevés d'eau douce par les cours d'eau...). La complexité de cette circulation pourrait expliquer le brassage des masses d'eau et par conséquent l'homogénéité relative des concentrations en nutriments de nos prélèvements. Un échantillonnage régulier sur une durée plus longue (2 ou 3 ans) est nécessaire à l'analyse de la variabilité spatiale de la composition en sels nutritifs des eaux littorales.

IV.2. Eutrophisation des eaux littorales

Les conditions oligotrophiques qui caractérisent normalement les eaux dans lesquelles se développent les récifs coralliens limitent considérablement la productivité des algues (Lapointe *et al.*, 1987), grandes consommatrices de nutriments. Une augmentation de la concentration en éléments nutritifs peut donc favoriser le développement des algues et accroître fortement leur biomasse sur une courte durée (blooms), pouvant conduire ainsi à des modifications importantes de la composition des communautés benthiques de l'écosystème récifal (Littler & Littler, 1984 ; cf. Figure IV.1). Des travaux réalisés au cours des années 90, dans la Caraïbe mais également sur la grande barrière de corail (Bell, 1992 ; Lapointe *et al.*, 1993 ; Lapointe, 1997) ont proposé des concentrations seuils de nutriments (« nutrient thresholds ») traduisant le début d'une eutrophisation du milieu et de l'apparition de blooms algaux : 1 μM pour DIN et 0,1 μM pour SRP. En effet, l'étude de la relation entre le taux de croissance des macroalgues et la concentration de l'élément nutritif limitant DIN montre clairement une réponse exponentielle de l'ensemble des espèces étudiées, avec une productivité maximale autour de 0,5-1 μM (Figure IV.15). Au-delà de ce seuil, la croissance est saturée ou inhibée.

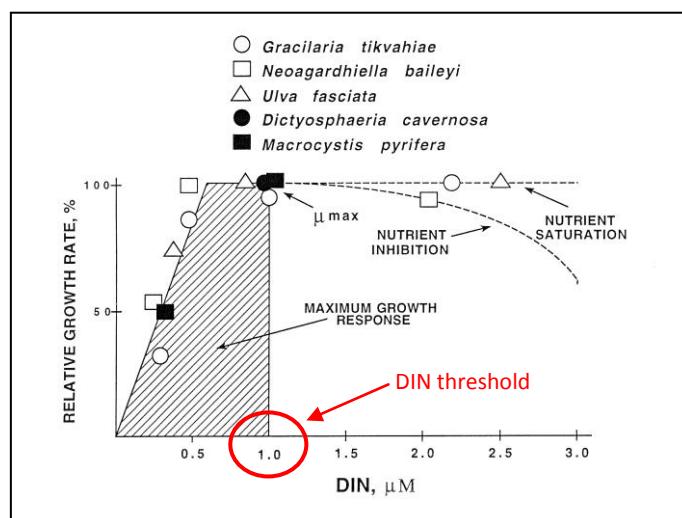


Figure IV.15. Relation entre les taux de croissance relatifs ($\mu:\mu_{\max}$) de différentes macroalgues et la concentration en DIN.
Tiré de Lapointe, 1999.

Les concentrations moyennes en DIN et SRP relevées en Martinique (0,80 μM et 0,10 μM respectivement) se situent à la limite de ces seuils, révélant un état des masses

d'eaux côtières proche de l'eutrophisation. Toutefois, ces valeurs sont relativement faibles en comparaison des concentrations mesurées à la Jamaïque (12,2 µM DIN ; 0,17 µM SRP ; Lapointe, 1997), en Floride (1,7 µM DIN ; 0,6 µM SRP ; Lapointe & Bedford, 2007) et à Tobago (1,6 µM DIN ; 0,23 µM SRP ; Lapointe *et al.*, 2010), îles dans lesquelles les récifs sont envahis par des populations de macroalgues. Pourtant, elles sont similaires à celles déjà relevées 20 ans plus tôt par Littler *et al.* (1993) au rocher du Diamant (0,84 µM DIN ; 0,10 µM SRP), où la couverture macroalgale représentait près de 43% du fond. Les campagnes d'analyses des masses d'eau réalisées dans le cadre de la DCE³⁴ en 2008 sur la zone sud caraïbe (Impact-Mer & Pareto-Ecoconsult, 2009) font également état de concentrations comparables (\approx 0,55 µM DIN ; \approx 0,14 SRP), à l'exception de valeurs très élevées répertoriées au cours de la saison humide sur la majorité des stations (jusqu'à 9 µM DIN et 2 µM SRP à Pointe Borgnesse en octobre 2008). Ces mesures provenant de l'échantillonnage de seulement 3 stations (Pointe Borgnesse, Baie du Marin, Rocher du Diamant) et aucun réplicat n'ayant été réalisé, ces résultats doivent toutefois être considérés avec prudence.

Une des caractéristiques des eaux côtières en Martinique est la faible teneur en azote (du fait de concentrations en ammonium en dessous du seuil de détection) par rapport au phosphore (DIN/SRP \approx 8), indiquant une forte limitation du milieu pour cet élément. En 1992, Lapointe *et al.* mettaient en évidence la prédominance de ce phénomène dans les environnements siliciclastiques, à l'inverse des milieux carbonatés caractérisés par une forte limitation en phosphore. Cette différence de constitution chimique des eaux est liée à la nature géologique des îles : les sédiments carbonatés des îles basses telles que les atolls, ont la propriété d'adsorber le phosphore (SRP) réduisant ainsi sa disponibilité dans les eaux côtières (Lapointe *et al.*, 1992). Les îles hautes volcaniques, présentant beaucoup moins de sédiments carbonatés et des apports terrestres élevés du fait de l'érosion des sols par ruissellement, contribuent à un enrichissement naturel des eaux littorales en phosphore, l'azote devenant ici l'élément limitant. Ainsi des îles comme les Keys en Floride (Lapointe *et al.*, 2004a), les Bahamas (Lapointe *et al.*, 2004b) ou la Jamaïque (Lapointe, 1997 ; Lapointe & Thacker, 2002) présentent des ratios DIN/SRP élevés (16 à 81), contrastant avec ceux en général inférieurs à 15 des îles hautes telles que Sainte-Lucie (Wieggers, 2007) ou Tobago

³⁴ Directive Cadre européenne sur l'Eau.

(Lapointe *et al.*, 2010) ou bien encore la côte est de la Floride (Lapointe, 2007). La valeur moyenne de DIN/SRP mesurée pour la Martinique semblerait donc cohérente avec sa nature géologique, favorisant une limitation en azote du milieu. L'apport de composés azotés *via* les rejets domestiques ou l'érosion des sols agricoles est alors susceptible de stimuler fortement la croissance des algues et provoquer des blooms en zone récifale.

Toutefois, les concentrations en nutriments de la colonne d'eau pouvant varier rapidement en réponse à l'assimilation par les végétaux, celles-ci ne sont pas toujours les meilleurs indicateurs des conditions de limitation qui caractérisent le milieu.

La mesure des quantités (en %) de C, N et P dans les tissus des macroalgues dominant les récifs permet d'évaluer le type et le degré de limitation de leur productivité (Lapointe, 1997). Ainsi, des ratios C/P et N/P élevés (>700 et >30 respectivement) indiquent une P-limitation du milieu alors que de fortes valeurs de C/N (>15) et de faibles valeurs de N/P (<10) témoignent d'une N-limitation (Lapointe *et al.*, 1992). Les teneurs en azote et en phosphore dans les tissus des algues donnent une information sur le niveau d'enrichissement du milieu : des quantités de N et de P élevées (ou des ratios C/N et C/P faibles) traduisent un milieu enrichi en nutriments (Littler *et al.*, 1991 ; Lapointe, 2007).

Une autre méthode pour identifier l'élément limitant impliqué dans la croissance des macroalgues consiste à réaliser des tests d'enrichissement en N et P sur la capacité photosynthétique de ces végétaux. L'activité, en réponse à un enrichissement expérimental en azote et en phosphore, est considérée comme un indice de l'assimilation à long-terme des concentrations en nutriments environnantes (Lapointe *et al.*, 1987 ; Littler & Littler, 2007). Une augmentation de la capacité photosynthétique (P_{max}) d'une algue en réponse à un apport en N ou en P reflète donc la limitation du milieu pour le nutriment concerné. Des enrichissements en N augmentant la productivité de *Enteromorpha chaetomorphoides* au nord de la baie de Fort-de-France en Martinique (Littler *et al.*, 1993) et de *Codium isthmocladum* en Floride (Lapointe, 1997) ont ainsi permis de mettre en évidence le caractère N-limité de ces milieux. A l'inverse, un enrichissement en P ayant entraîné une amélioration significative de P_{max} chez *Chaetomorpha linum* à la Jamaïque et de *Sargassum filipendula* au rocher du Diamant en Martinique, les mêmes auteurs ont pu conclure à une forte limitation du milieu étudié en phosphore. Enfin, l'absence d'augmentation voir même l'inhibition de la productivité des algues suite à un enrichissement expérimental en N et en P (N, P ou N+P) indique en général un état d'eutrophisation aggravé du milieu, les algues étant

déjà saturées par les concentrations en nutriments présentes dans l'environnement (Lapointe *et al.*, 1987 ; Littler *et al.*, 1991 ; Littler & Littler, 2007). Ce phénomène avait notamment été observé en Martinique par Littler *et al.* (1993) sur le site de Cap Salomon, localisé à la sortie de la baie de Fort-de-France et présentant des couvertures en macroalgues de près de 86% dont 56% de *Sargassum filipendula*.

Enfin, une technique fréquemment employée pour appréhender le type de limitation du milieu est la mesure de l'activité de l'alkaline phosphatase (APA). Cette exo-enzyme est produite par les macroalgues P-déficientes et leur permet d'utiliser le phosphore organique dissous (DOP) comme source de SRP pour leur croissance. La mesure de l'APA est donc un moyen d'évaluer le degré de P-limitation de la productivité des macroalgues. Des valeurs élevées de APA relevées pour différentes espèces de macroalgues à la Jamaïque, à Belize ou aux Bahamas ont ainsi confirmé l'état de P-limitation du milieu (Lapointe *et al.*, 1992, 1993 ; Lapointe, 1997 ; Lapointe *et al.*, 2004b). Par ailleurs, plusieurs genres de phaeophytes (*Sargassum*, *Dictyota* et *Lobophora* notamment) possèdent naturellement des concentrations en APA élevées, favorisant leur développement dans les environnements présentant de faibles valeurs en SRP (Lapointe *et al.*, 2005b). Cette dernière observation concorde avec les fortes valeurs d'APA enregistrées par Littler *et al.* (1993) pour *Sargassum filipendula* au site du rocher du Diamant en Martinique, identifié comme P-limité. Si à l'époque de l'étude (1989) la prolifération de cette espèce de Sargasse semblait cantonnée à la côte de la presqu'île des Trois-Îlets, son extension vers le récif méridional est observée quelques années plus tard (Bouchon *et al.*, 1992), mettant en cause une eutrophisation croissante des eaux martiniquaises. L'accentuation de la P-limitation du milieu par l'apport massif de N en provenance des rejets anthropiques pourrait donc peut-être être à l'origine de l'invasion des récifs sud par ces algues brunes. Pourtant, les concentrations de nutriments et les ratios N/P (DIN/SRP et TDN/TDP) mesurés dans nos échantillons semblent indiquer plutôt une tendance à une N-limitation des eaux littorales. Comme nous l'avons souligné précédemment, ces paramètres ne sont pas toujours le reflet exact des conditions réelles de limitation de l'environnement. Si l'hypothèse d'une N-limitation naturelle de la Martinique semble cohérente avec sa nature géologique, la présence du large récif frangeant carbonaté tout le long de la côte sud de l'île pourrait par ailleurs favoriser une P-limitation de ce secteur. L'anthropisation constante du littoral martiniquais au cours des 30 dernières années et les rejets qui en découlent ont tout à fait pu exacerber ces tendances, les inverser ou

même conduire à une saturation du milieu. Cependant, en l'absence de mesures des teneurs en azote et phosphore présentes dans les tissus des macroalgues, ou de tests d'enrichissement/APA, il est difficile d'appréhender les mécanismes impliqués dans le développement des macroalgues sur la zone d'étude. Enfin, la mesure des concentrations en nutriments présentes au niveau des sources potentielles de rejets (émissaires, embouchure des cours d'eau...) pourrait apporter des informations considérables sur les taux de nutriments rejetés mais également le type prédominant (N ou P) (Lapointe, 2007).

A la vue des concentrations de nutriments mesurées dans les échantillons des sites de la zone d'étude, le niveau d'eutrophisation des eaux côtières de la Martinique apparaît modéré. Toutefois (en raison des phénomènes d'assimilation par les végétaux), les concentrations en éléments nutritifs dans la colonne d'eau ne sont pas toujours les indicateurs les plus adaptés à la caractérisation du niveau d'eutrophisation du milieu.

Le phytoplancton ayant la caractéristique d'assimiler très rapidement les nutriments dissous présents dans la colonne d'eau (Furnas *et al.*, 2005), la chlorophylle *a* (reflet de la biomasse phytoplanctonique) constitue un des meilleurs indices de l'état d'enrichissement du milieu (Bell, 1992 ; Lapointe & Clark, 1992). Les concentrations en chlorophylle *a* (Chl *a*) dans les récifs oligotrophiques sont habituellement inférieures à 0,1 µg/l, et des taux supérieurs à 0,2 µg/l sont considérés comme signes de conditions eutrophiques (Lapointe *et al.*, 2004a). Les fortes concentrations relevées au cours de notre étude (0,44 µg/l en moyenne), près de deux fois supérieures à la valeur seuil définie, reflètent donc un état d'eutrophisation avancé des eaux littorales martiniquaises. Ces valeurs, comparées aux niveaux mesurés ailleurs dans la Caraïbe, sont similaires à celles observées sur la côte est de la Floride (0,47 µg/l ; Lapointe, 2007) où l'enrichissement des eaux et le développement fréquent de blooms algaux est avéré. Par ailleurs, elles représentent le double des concentrations enregistrées à Bonaire ou Curaçao (\approx 0,20 µg/l ; Wiegers, 2007) où les signes d'eutrophisation sont relativement réduits. La variation saisonnière marquée des teneurs en Chl *a* mise en évidence (humide < sèche), contraste en revanche avec la tendance inverse généralement observée dans la Caraïbe (Lapointe *et al.*, 2004a ; Lapointe *et al.*, 2010). Cette tendance, indicatrice d'une disponibilité en nutriments plus importante à la saison sèche, est néanmoins cohérente avec les concentrations globalement plus élevées mesurées à cette période. Enfin, bien qu'aucune variation spatiale nette des quantités d'éléments nutritifs

présents dans la colonne d'eau ne se dégagent sur la zone d'étude, des différences significatives apparaissent entre plusieurs sites pour les concentrations en Chl *a*. Les sites de « référence » DAV et DSV, avec des taux de Chl *a* plus faibles ($\approx 0,25 \mu\text{g/l}$), présenteraient un niveau d'eutrophisation plus modéré, à l'inverse des sites CE, PB ou CO proches de sources de pollutions (décharge, baie du Marin, émissaire) et caractérisés par les concentrations les plus élevées ($\approx 0,50 \mu\text{g/l}$).

Considérant l'importance des nutriments dans l'établissement et la croissance des macroalgues, leur pourcentage de recouvrement sur le fond demeure un des indicateurs les plus pertinents de l'état d'eutrophisation des masses d'eaux autour des milieux récifaux. L'évaluation des surfaces occupées par ce groupe benthique et par les coraux (à l'aide de transects vidéo par exemple), est souvent réalisée en parallèle à l'analyse de la qualité de l'eau et aux différentes mesures présentées précédemment (Littler *et al.*, 1993 ; Lapointe *et al.*, 2004b ; Lapointe, 2007 ; Lapointe *et al.*, 2010). Ces investigations n'ont malheureusement pas pu être réalisées lors de notre étude mais la présence de plusieurs travaux sur la caractérisation des peuplements benthiques récifaux permettent d'avoir un aperçu de la composition de la plupart des sites étudiés ici (Figure IV.16).

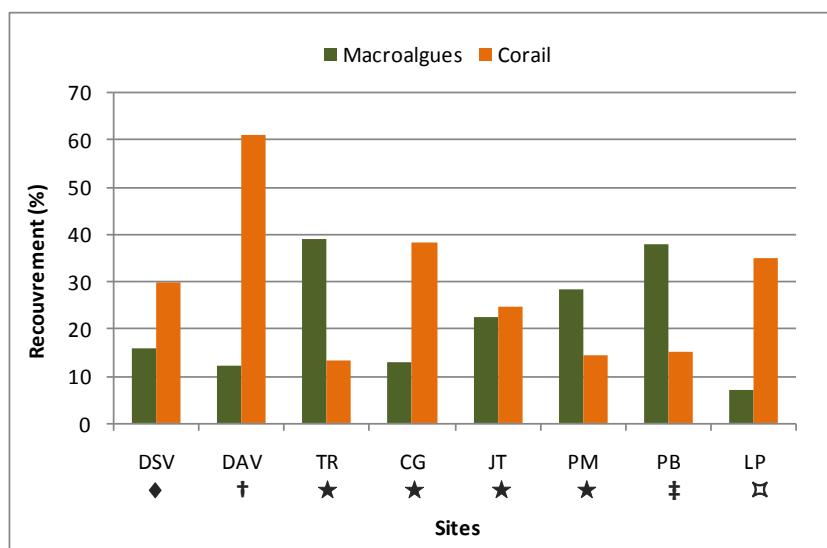


Figure IV.16. Recouvrement moyen (%) en macroalgues et en coraux sur 8 des 10 sites de la zone d'étude. Les données sont issues des travaux suivants : ♦OMMM, 2007b ; †OMMM, données non publiées ; ★Rousseau, 2010 ; #OMMM, 2008 ; ☒OMMM, 2006.

Quatre sites se distinguent avec des couvertures corallines élevées (>30%) et des couvertures en macroalgues réduites (<15%) (Figure IV.16) : les trois sites de référence

choisis pour cette étude (DSV, DAV et LP) et le site CG situé au centre du récif méridional (cf. Figure IV.3). Ces informations sont en accord avec les conditions d'eutrophisation à priori plus modérées mises en évidence sur ces sites. Par ailleurs, les sites PB, TR et PM sont caractérisés par les recouvrements en macroalgues les plus élevés (>30%) tandis que la catégorie corallienne occupe moins de 15% du récif (Figure IV.16). Ces observations semblent corroborer les concentrations en nutriments relativement élevées enregistrées à ces stations. L'absence de relevés de la composition benthique pour les deux sites présentant globalement les taux d'enrichissement en nutriments les plus forts (CO et CE), nous empêche néanmoins de vérifier la tendance d'une prédominance algale croissante dans un milieu où la disponibilité en éléments nutritifs est plus importante, pourtant déjà mise en évidence dans d'autres études (Littler *et al.*, 1991 ; Lapointe *et al.*, 1993 ; Lapointe *et al.*, 2004b). L'absence de relevés de la composition benthique pour les deux sites présentant globalement les taux d'enrichissement en nutriments les plus forts (CO et CE), nous empêche néanmoins de vérifier la tendance d'une prédominance algale croissante (Littler *et al.*, 1991 ; Lapointe *et al.*, 1993 ; Lapointe *et al.*, 2004b).

Le développement des biomasses phytoplanctoniques et macroalgales est fortement associé à une dégradation de la qualité des eaux littorales de la Martinique mais pourrait aussi expliquer les faibles concentrations en ammonium (en dessous du seuil de détection) mesurées au cours de l'étude ; NH₄ étant la forme d'assimilation préférentielle des algues et du phytoplancton (Lapointe *et al.*, 2004a ; Lapointe *et al.*, 2005b ; Risk *et al.*, 2009). Il apparaît important de réaliser un suivi régulier de la qualité des eaux côtières, ainsi que de l'évolution des populations macroalgales, afin de mieux appréhender les mécanismes impliqués dans leur prolifération.

IV.3. Signatures isotopiques des macroalgues

L'utilisation des signatures isotopiques de l'azote ($\delta^{15}\text{N}$) s'est avérée depuis quelques années comme un outil efficace pour identifier les apports anthropiques d'azote dans les écosystèmes côtiers tropicaux et distinguer leurs origines (Risk *et al.*, 2009). La capacité des macroalgues à assimiler les nutriments sur une échelle de temps de quelques jours à quelques semaines, leur omniprésence et la simplicité d'échantillonnage et d'analyse, ont

fait de ces organismes un des meilleurs supports pour l'application de cette technique (Lapointe & Thacker, 2002 ; Lapointe *et al.*, 2004a ; Lapointe *et al.*, 2005a ; Lapointe *et al.*, 2010).

Les signatures isotopiques supérieures à +1‰ mesurées en moyenne sur la zone d'étude (+1,98‰ ; n=234) mettent en évidence l'origine anthropique des apports azotés impliqués dans le développement des macroalgues.

Le site de référence LP se démarque néanmoins avec la plus faible valeur de $\delta^{15}\text{N}$ enregistrée ($\approx +0,52\text{\textperthousand}$). Il s'agit du site le plus éloigné de la zone d'étude sud et localisé dans un des secteurs les moins anthropisés de l'île (cf. Figure IV.3). Cette valeur est proche de celles mesurées dans des environnements peu impactés par l'homme (Bahamas : +0,4‰, Lapointe, 2007 ; Porto Rico : +0,3‰, Lapointe *et al.*, 2004a) et soutient l'hypothèse, déjà avancée après l'analyse des concentrations en nutriments relevées et des couvertures en macroalgues/coraux observées, d'une eutrophisation limitée de la masse d'eau sur ce site. Les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ pour le site de référence DAV sont aussi parmi les plus faibles de la zone d'étude mais témoignent cependant d'un enrichissement anthropique avec une valeur moyenne de +1,19‰. La localisation de cette station éloignée de la côte (et par conséquent des sources de pollution), pourrait expliquer cette valeur de $\delta^{15}\text{N}$ réduite, les apports terrestres y étant a priori moins importants, en raison notamment du phénomène de dilution. La notion de gradient de diminution des signatures isotopiques associée à l'éloignement des sources (du littoral) a été démontrée dans plusieurs publications (Lapointe & Thacker, 2002 ; Lapointe *et al.*, 2005a ; Lapointe *et al.*, 2010). En revanche, les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ mesurées à l'autre station située au Rocher du Diamant (DSV) sont près de deux fois supérieures (+2,24‰ en moyenne) à celles enregistrées à DAV. Cette différence de niveau d'enrichissement en azote est cohérente avec la présence de colonies d'oiseaux sur la façade sous le vent du Rocher, source importante d'apports en nutriments lors du lessivage du guano (Lapointe *et al.*, 1993).

Les signatures isotopiques moyennes les plus élevées (+3,43‰) ont été relevées au site CO localisé près de l'émissaire en mer de la principale station d'épuration du bourg du Diamant. Cette valeur se situe dans la gamme de valeur de $\delta^{15}\text{N}$ typique des macroalgues des milieux enrichis par des eaux usées (+3 à +15‰) (Costanzo *et al.*, 2001 ; Lapointe & Thacker, 2002 ; Lapointe *et al.*, 2004a ; Lapointe *et al.*, 2005a) et illustre donc l'influence des rejets du dispositif d'assainissement sur le développement des populations algales sur le site

CO. La station CE située près de la décharge littorale, source potentielle de libération dans le milieu marin d'un autre type d'eaux usées (les lixiviats), a une valeur moyenne de $\pm 2,97\text{\textperthousand}$, à la limite inférieure de la fourchette de valeurs associées aux rejets des stations d'épuration.

Les cinq autres stations du récif sud ont des valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ moyennes comprises entre $+1,1\text{\textperthousand}$ et $+2,1\text{\textperthousand}$, habituellement caractéristiques d'un enrichissement par des engrains provenant des activités agricoles (Lapointe & Thacker, 2002 ; Lapointe *et al.*, 2004a). Ces valeurs peuvent paraître cohérentes pour le site TR, situé en face de l'exutoire du bassin versant rassemblant les plus grandes surfaces agricoles de la zone d'étude et une urbanisation littorale relativement faible (cf. Figure IV.3) et caractérisé par une forte domination algale. En revanche, les signatures isotopiques faibles des sites CG, JT, PB et PM sont peu cohérentes avec la localisation de ces stations à proximité de zones littorales fortement urbanisées comme Sainte-Luce ou Le Marin (cf. Figure IV.3). Plusieurs hypothèses peuvent expliquer ces résultats : tout d'abord, la présence d'autres sources d'enrichissement possédant des $\delta^{15}\text{N}$ plus faibles (comme les engrains inorganiques) peuvent faire diminuer la signature isotopique caractéristique d'un milieu soumis à des eaux usées (Lapointe *et al.*, 2004a) et compliquer l'identification de la source principale d'enrichissement (Risk *et al.*, 2009). Une autre explication peut venir de la valeur de $\delta^{15}\text{N}$ des sources de pollution : si les eaux usées en Martinique sont caractérisées par une valeur relativement faible (par exemple $\approx +3\text{-}4\text{\textperthousand}$), alors des valeurs de l'ordre de $+2\text{\textperthousand}$ dans les macroalgues peuvent être cohérentes compte tenu de l'éloignement par rapport à la source et du facteur de dilution induit (B. Lapointe, com. pers.). Il apparaît donc au regard de cette dernière hypothèse extrêmement important d'échantillonner les différentes sources de pollution identifiées sur la zone (émissaires, cours d'eau, écoulements de décharges etc.).

Parmi les 9 espèces de macroalgues échantillonnées, 6 sont des Chlorophytes, principalement du genre *Caulerpa*. Les signatures isotopiques pour ce groupe sont apparues en moyenne plus élevées ($+2,84\text{\textperthousand}$) que celles mesurées pour les espèces de Phaeophytes prélevées ($+1,51\text{\textperthousand}$) (*Sargassum sp*, *Dictyota sp* et *Lobophora variegata*). Cette caractéristique, déjà observée par Lapointe *et al.* (2010) à Tobago, identifierait les Chlorophytes comme étant de meilleurs indicateurs pour retracer l'origine des apports en azote. Ces résultats doivent toutefois être pris avec précaution, le nombre d'échantillons de Chlorophytes analysés ($n=114$) étant près de deux fois moins important que celui des

Phaeophytes (n=210). En effet, bien que les Chlorophytes soient présentes partout sur les récifs en Martinique, les Phaeophytes dominent très largement le peuplement algal de la côte caribéenne (OMMM, 2007a, 2008), notamment les espèces du genre *Sargassum* et *Dictyoya*. Un échantillonnage plus systématique de ces deux groupes permettrait de discriminer de manière plus robuste une éventuelle différence de signature isotopique.

Afin d'essayer de s'affranchir de cette potentielle variation taxonomique des $\delta^{15}\text{N}$, nous nous sommes intéressés aux valeurs mesurées pour le seul genre récolté sur l'ensemble des sites (et à toutes les profondeurs) : *Dictyota sp.* La variation spatiale des signatures isotopiques de cette espèce corrobore les tendances observées à partir de l'ensemble des macroalgues prélevées : le site de référence LP avec des $\delta^{15}\text{N}$ minimales (+0,14‰) apparaît non impacté par des apports anthropiques, à l'inverse des sites CO et CE témoins d'un enrichissement provenant d'eaux usées avec des $\delta^{15}\text{N}$ maximales (+3,25‰). L'étude de la variabilité saisonnière indique globalement des valeurs plus élevées à la saison humide, à l'exception du site CO qui présente des signatures isotopiques beaucoup plus fortes à la saison sèche. Des investigations supplémentaires sur les concentrations en nutriments et les signatures isotopiques de l'eau sortant de l'émissaire proche de cette station permettrait peut-être d'expliquer cette différence observée.

Bien que les macroalgues soient reconnues comme un support efficace pour identifier les apports en nutriments, la vitesse de turnover de leurs tissus limite l'intégration du signal à quelques mois au maximum. Récemment, plusieurs auteurs ont mis en évidence l'efficacité de la mesure des $\delta^{15}\text{N}$ chez les gorgonaires pour retracer l'enrichissement des eaux côtières par les sources d'azote dans le temps (Lapointe & Bedford, 2007 ; Risk *et al.*, 2009 ; Sherwood *et al.*, 2010). Ces organismes ont une durée de vie longue (plusieurs décennies), présentent des anneaux de croissance annuels et sont peu sensibles aux conditions eutrophiques. Ces éléments en font de bons « enregistreurs » de la variabilité interannuelle des sources d'apports en azote (Sherwood *et al.*, 2010). Les herbiers (grâce à leur permanence et l'absence de spécificité du signal isotopique en fonction de l'espèce) ainsi que les coraux sont également utilisés pour étudier cette problématique (Mendes *et al.*, 1997 ; Heikoop *et al.*, 2000 ; Yamamuro *et al.*, 2003).

IV.4. Eutrophisation et dégradation des écosystèmes récifaux

La conséquence la plus marquée de l'eutrophisation des eaux littorales est sans conteste le développement massif des populations de macroalgues. Cependant, l'enrichissement du milieu marin en nutriments peut également avoir des impacts indirects sur l'écosystème récifal, notamment lorsqu'il est associé à des perturbations naturelles.

En effet, Nagelkerken (2006) a montré que des conditions eutrophiques pouvaient altérer la capacité des coraux à survivre à un épisode de blanchissement et augmenter ainsi la mortalité corallienne. En 2005, les récifs du sud de la Martinique ont été confrontés à une augmentation importante de la température de surface de l'eau pendant plusieurs semaines, entraînant le blanchissement et la mortalité de 14% en moyenne des colonies sur la zone (Legrand *et al.*, 2008). Cette mortalité élevée et les maladies qui se sont développées peu de temps après sur ces récifs (entraînant à nouveau une baisse de 15% de la couverture corallienne), pourraient donc avoir été favorisées par le niveau d'enrichissement des eaux.

Par ailleurs en 2007, la Martinique a été frappée par un cyclone pour la 1^{ère} fois en 30 ans, occasionnant des dégâts majeurs sur le récif du site Jardin Tropical (JT) avec la perte immédiate de 38% du peuplement corallien et le doublement de la couverture en macroalgues dans les mois qui suivirent l'évènement (Rousseau *et al.*, In press). Il est probable que l'eutrophisation des eaux littorales ait fortement contribué à l'expansion des macroalgues dans le récif dégradé.

Enfin, si l'étude réalisée ici s'est particulièrement concentrée sur l'impact de l'eutrophisation en zone récifale, ces phénomènes d'enrichissement peuvent également avoir des conséquences majeures sur un autre écosystème marin fondamental : les herbiers. Des effets sur leur répartition spatiale, leur productivité et leur biomasse ont ainsi déjà été observés en réponse à des conditions eutrophiques (Tomasko & Lapointe, 1991 ; Tomasko *et al.*, 1996 ; Burkholder *et al.*, 2007).

V. Conclusion

Même si les preuves de l'eutrophisation des eaux côtières de la Martinique sont évidentes du fait du développement croissant des populations macroalgales au détriment des récifs, les mécanismes impliqués dans ce phénomène sont complexes et ne peuvent totalement être identifiés à la lumière seule des éléments recueillis ici. La mise en œuvre de l'étude sur une plus longue durée et à une fréquence plus importante, mais également la mesure de paramètres additionnels tels que les quantités de nutriments présents dans les tissus des macroalgues, des tests d'enrichissements en nutriments sur la productivité photosynthétique ou la mesure des concentrations aux sources de pollution, sont essentiels pour comprendre la situation et prendre les décisions adaptées pour limiter la progression de ce phénomène.

CHAPITRE 5

Conclusion générale et perspectives



Ce travail de thèse a pour but de caractériser les écosystèmes marins côtiers de la Martinique et d'essayer de mieux comprendre la relation entre leur état de santé et la présence de pressions anthropiques. Il s'agit de la première cartographie des biocénoses marines réalisée sur l'ensemble du littoral martiniquais et surtout de la première estimation de leur état de santé à l'échelle globale du territoire.

I. Cartographie des biocénoses marines

I.1. Synthèse des résultats

Une gestion efficace et durable des écosystèmes côtiers nécessite une connaissance approfondie des milieux. Jusqu'en 2010, des lacunes importantes subsistaient en Martinique, notamment concernant la distribution des communautés benthiques dans les eaux littorales.

L'utilisation combinée de techniques optiques (photographies aériennes) et acoustiques (sonar interférométrique et RoxAnn AGDS) a permis d'obtenir une cartographie détaillée des substrats et des biocénoses marines de la frange côtière entre 0 et 50 m tout autour de la Martinique, représentant une surface totale de 452 km² (Legrand *et al.*, *In Press*). Parmi les 6 biocénoses identifiées, les communautés corallieennes occupent 56 km² (soit 12% des fonds marins cartographiés) et sont localisées principalement sur la côte sud-caraïbe, l'entrée de la baie de Fort-de-France et la côte atlantique. Les herbiers de phanérogames, deuxième biocénose à fort intérêt écologique, sont présents tout autour de l'île (excepté dans le nord-atlantique) où ils couvrent 50 km² essentiellement répartis entre 0 et 7 m. Les surfaces les plus importantes se situent le long des côtes du sud-caraïbe et du sud-atlantique. Ce travail de cartographie a mis en évidence la dominance des communautés algales qui occupent un tiers des fonds marins cartographiés (140 km²) et semblent remplacer progressivement les communautés corallieennes dans certains secteurs.

L'analyse de la bathymétrie produite à partir des données sonar a par ailleurs permis de distinguer 6 zones autour du littoral martiniquais définies par des systèmes géomorphologiques distincts. Les régions Centre-Atlantique et Sud-Caraïbe possèdent les formations récifales les plus importantes de l'île avec un système complexe de double barrière pour la première et un large récif frangeant continu pour la seconde. Ces

constructions diffèrent cependant en plusieurs points. La barrière atlantique est majoritairement colonisée depuis plusieurs décennies par des macroalgues et les communautés coralliennes y subsistant sont présentes presque exclusivement sous forme de placage encroûtant. Les formations coralliennes bioconstructrices de ce secteur sont réduites aux petits récifs frangeants qui se sont développés en arrière de la barrière le long du littoral très découpé. La région Sud-Caraïbe possède les constructions récifales les plus remarquables de l'île. Formant un plateau continu de plusieurs kilomètres de long et large de plusieurs centaines de mètres, les communautés coralliennes bioconstruites constituent le récif le plus actif et le plus florissant de la Martinique. La baie de Fort-de-France, la plus vaste de l'île, représente un système unique caractérisé par des récifs en patchs et des micro-lagons. Des surfaces importantes de communautés coralliennes bioconstruites y ont été mises en évidence grâce aux relevés acoustiques, mais ces formations restent limitées à des colonies en patchs dispersées sur un substrat meuble. Le Nord-Caraïbe, avec ses pentes accres et ses fonds à dominance sédimentaire, présente majoritairement des communautés de fonds meubles nus. Des herbiers bordent le littoral en zone peu profonde et des colonies coralliennes colonisent de manière diffuse les éboulis rocheux. Enfin la région Nord-Atlantique, la plus exposée à la houle océanique du fait de l'absence de formations récifales, est la moins diversifiée en termes de biocénoses. Les communautés de fonds meubles nus et les communautés algales dominent très largement les fonds de ce secteur.

I.2. Perspectives

La réalisation de cette base de données cartographique représente un travail de référence à l'échelle du territoire martiniquais. Remise à la DIREN en 2009, l'étude fournit pour la première fois une connaissance précise et détaillée de la distribution des biocénoses benthiques sur l'intégralité de la frange côtière de l'île. Ces informations sont cruciales pour la Martinique et constituent un outil précieux pour de nombreux acteurs, qu'il s'agisse d'études d'impact dans le cadre de projets d'aménagement du littoral ou de la protection et de la gestion des ressources. A l'heure de la publication de ce manuscrit, les données cartographiques produites sont à la base de l'analyse des enjeux débutée par l'Agence des Aires Marines Protégées (AAMP) pour définir une stratégie adaptée de mise en place d'aires marines protégées sur le département. En plus de la vision globale de répartition des

biocénoses marines autour du littoral, les cartes réalisées ont permis d'identifier des zones d'intérêt écologique majeur telle que le récif méridional de Sainte-Luce et certains secteurs de la côte atlantique où les principaux écosystèmes côtiers (récifs coralliens, herbiers et mangroves) sont juxtaposés.

L'importance de ce travail de cartographie réside également dans le fait qu'il permettra une réévaluation périodique des surfaces occupées par les biocénoses. A une époque où les écosystèmes littoraux sont de plus en plus menacés par une pression anthropique et des changements climatiques croissants, il apparaît fondamental de pouvoir suivre dans le temps l'évolution spatiale des communautés benthiques telles que les récifs coralliens, les herbiers ou encore les communautés algales. Les méthodes employées au cours de cette étude sont très coûteuses et nécessitent des moyens techniques et humains très lourds. Les améliorations récentes dans le traitement des images satellites permettent d'envisager leur utilisation généralisée pour l'identification des biocénoses marines. Il s'agit de l'un des objectifs du projet CARIBSAT, démarré en février 2010 dans le cadre du programme INTERREG IV Caraïbes et géré et coordonné par le Centre IRD Martinique-Caraïbe. La confrontation des données cartographiques acquises au cours de ce travail de thèse avec les données numériques d'images satellites SPOT5, devrait permettre de calibrer l'analyse spectrale des signaux et de cartographier les grands ensembles biocénotiques marins. La méthode de cartographie par télédétection ainsi développée constituera un outil de suivi beaucoup plus rapide à mettre en œuvre pour une réévaluation périodique des communautés biologiques marines.

Par ailleurs, un projet d'acquisition de données hyperspectrales a débuté en mai 2010 dans le cadre du programme Litto3D®³⁵ développé sur la Martinique, afin de compléter et d'affiner les données biologiques cartographiées. La discrimination entre les différents types d'herbiers ou la caractérisation du niveau de colonisation algale des récifs devrait pouvoir être obtenue grâce à l'étude des signatures spectrales des principaux taxons ou espèces (Andréfouët *et al.*, 2004 ; Phinn *et al.*, 2008).

³⁵ Le programme Litto3D®, réalisé par le Service hydrographique et océanographique de la marine (SHOM) et l'Institut géographique national (IGN), a pour objectif la production d'un référentiel altimétrique et bathymétrique tridimensionnel liant de façon continue et cohérente les parties immergées et émergées qui composent le littoral.

II. Etat de santé des biocénoses et pressions anthropiques

II.1. Synthèse des résultats

A l'ère de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), du Grenelle de la Mer ou encore de la conférence de Copenhague, le rôle de l'homme dans la dégradation de son environnement est à la tête des préoccupations mondiales. Les dernières études réalisées montrent l'étendue de l'impact anthropique sur les écosystèmes marins et surtout son intensité extrêmement élevée dans des secteurs tels que la Caraïbe (Burke *et al.*, 2004 ; Halpern *et al.*, 2008).

La phase de cartographie des biocénoses a permis d'évaluer l'état de santé des communautés corallieennes et des herbiers autour du littoral martiniquais et le bilan est plutôt préoccupant. Sur les 1 325 points de vérification effectués pour ces deux biocénoses, 68% présentent des signes de dégradation. De plus, les biocénoses en très bon état de santé représentent moins de 1% des points inventoriés. Concernant chaque biocénose prise séparément, le constat est plus alarmant encore pour les communautés corallieennes puisque 80% d'entre elles sont dégradées contre 61% pour les herbiers. La façade atlantique est la plus touchée, notamment dans sa partie médiane, où seulement 10% des communautés corallieennes sont encore en bon état de santé. Les biocénoses de la côte caraïbe sont globalement moins dégradées, à l'exception de la baie de Fort-de-France où la quasi-totalité des communautés corallieennes sont moribondes et les herbiers très envasés. Quelques secteurs en bon état apparaissent toutefois dans le nord-caraïbe, à l'extrême de la presqu'île des Trois-Îlets et au large de la presqu'île de la Caravelle pour les communautés corallieennes et au niveau de l'anse du Diamant et de la pointe sud de l'île pour les herbiers.

Essayer de mieux appréhender les causes de cette dégradation nécessitait de s'intéresser aux pressions anthropiques présentes sur le territoire martiniquais et susceptibles de menacer les écosystèmes côtiers. Celles-ci sont nombreuses : monoculture importante de la banane et de la canne à sucre, assainissement collectif insuffisant et peu efficace, construction littorale croissante, industries, surpêche, activités nautiques... Comprendre et évaluer l'impact des sources de pollution sur la santé des biocénoses marines est une tâche extrêmement complexe et implique l'intégration de nombreux paramètres. Une méthode simple d'évaluation des risques de pollution en nutriments et en MES au niveau de chaque bassin versant de l'île a été développée à partir des données

disponibles pour 6 types de pression. La cartographie obtenue fait état de risques très élevés autour des baies et des zones de concentration de la population. A l'inverse, les secteurs les moins exposés aux risques sont localisés au niveau des zones les moins habitées et les moins exploitées de l'île. La mise en parallèle de ces résultats avec la distribution des états de santé évalués pour les communautés corallieennes montre globalement une corrélation positive entre le niveau de risque défini et le degré de dégradation de la biocénose présente à proximité. Par ailleurs, si un gradient de dégradation par rapport à la distance aux sources de pollution a été clairement mis en évidence dans la baie de Fort-de-France, cette observation reste à confirmer sur des secteurs plus complexes comme le récif de Sainte-Luce et le système de barrière atlantique où des informations majeures comme la courantologie côtière font cruellement défaut.

II.2. Perspectives

Le travail réalisé ici constitue le premier état des lieux de l'état de santé des biocénoses littorales à l'échelle du territoire martiniquais. La réévaluation périodique de ces données va permettre de suivre l'évolution de l'état de santé des communautés benthiques vers une dégradation, un maintien ou une amélioration de leur condition. Ces informations peuvent être précieuses lors du suivi de l'impact d'aménagements littoraux, de rejets en milieu marin ou dans le cadre de la mise en place de mesures de protection des écosystèmes. Si le couplage de l'évaluation des états de santé avec les vérifications cartographiques répondait aux contraintes matérielles et humaines imposées par l'échelle de notre étude, l'utilisation d'une stratégie d'échantillonnage différente serait plus adaptée pour des études locales. On peut ainsi imaginer à partir de la cartographie du récif sud de l'île, mettre en place une évaluation systématique de l'état de santé de la communauté corallienne selon une grille de points espacés de 100 m par exemple. Ce plan d'échantillonnage permettrait d'une part d'identifier plus facilement des gradients éventuels de dégradation en fonction de la distance à la côte ou de la profondeur et d'autre part de calculer par interpolation des surfaces pour chaque état de santé et observer leur évolution dans le temps.

L'approche retenue dans cette thèse au travers de l'établissement d'une carte des risques de pollution en nutriments et en MES correspond à la première étape vers la

compréhension de l'impact des activités humaines sur la qualité des milieux récepteurs et la dégradation des écosystèmes marins. Si cette carte permet d'appréhender la vulnérabilité du littoral martiniquais face aux pressions anthropiques et d'identifier les secteurs les plus menacés, il semble important maintenant de pouvoir déterminer l'importance relative de chaque type de pression dans la dégradation des écosystèmes côtiers. Pour cela il est impératif de quantifier les flux de pollution générés au niveau de chaque source afin de mettre en place une analyse intégrée au niveau des bassins versants prioritaires et identifier les actions à mettre en œuvre pour réduire l'impact sur le milieu marin. Les travaux déjà engagés dans ce sens à l'échelle du territoire par la DCE, mais aussi à l'échelle locale par le projet LITEAU III sur la baie du Robert et les contrats de baie de Fort-de-France et du Marin, devraient permettre dans les mois et les années à venir de répondre à cette problématique cruciale pour l'avenir écologique et économique de la Martinique. Enfin, l'acquisition d'une courantologie littorale et d'une bathymétrie complète pour la frange côtière (la bathymétrie obtenue ici ne concerne que la partie 7-50 m) est également primordiale pour comprendre la dispersion des polluants et modéliser leur impact sur les écosystèmes. Le programme Litto 3D®, avec la création d'un modèle altimétrique terre-mer (utilisation de lasers bathymétrique et topographique aéroportés et de sondeur multifaisceaux), devrait affiner et compléter les données bathymétriques acquises au cours de ce travail de thèse et fournir les données nécessaires à la réalisation d'un atlas précis des courants marins.

III. Eutrophisation

III.1. Synthèse résultats

La présence importante de sources de pollution en nutriments et le développement croissant des macroalgues observé sur les récifs dégradés de Martinique nous a amené à nous interroger sur le rôle de l'eutrophisation des eaux côtières dans la prolifération de ces organismes hautement compétitifs. Une investigation des taux de nutriments dans l'eau de mer et des signatures isotopiques de l'azote $\delta^{15}\text{N}$ de plusieurs espèces de macroalgues a donc été réalisée pendant 2 saisons sur plusieurs stations sélectionnées sur le récif sud-caraïbe en fonction de la présence de pressions anthropiques. L'analyse des concentrations en nutriments a révélé un niveau d'eutrophisation modéré des masses d'eau, à la limite des

seuils proposés dans la littérature et globalement homogène sur l'ensemble de la zone d'étude. Toutefois, la mesure de fortes concentrations en chlorophylle *a* et la présence de couvertures en macroalgues importantes témoignent de l'état d'eutrophisation avancé des masses d'eaux littorales en Martinique sur la plupart des sites échantillonnés. Seules les 3 stations de référence, plus éloignées de la côte ou dans un secteur moins anthropisé, semblent caractérisées par un niveau d'eutrophisation plus modéré. Les signatures isotopiques $\delta^{15}\text{N}$, utilisées pour identifier les apports anthropiques d'azote, confirment ces résultats avec des valeurs caractéristiques d'un enrichissement en nutriments ($>+1\text{\textperthousand}$) sur tous les sites, à l'exception de la station de référence située en dehors de la zone d'étude. Les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ les plus élevées, typiques des macroalgues des milieux enrichis par des eaux usées, ont été relevées sur la station localisée près de l'émissaire en mer d'une station d'épuration. La distinction entre les types de sources d'apports en azote est en revanche plus difficile pour les autres stations inventoriées, notamment en raison de la multiplicité des sources sur les bassins versants. Enfin, une variabilité importante des signatures isotopiques a été observée entre les différentes espèces échantillonnées, avec des valeurs supérieures pour les Chlorophycées.

III.2. Perspectives

Très peu d'informations sont disponibles en Martinique sur la qualité des masses d'eau côtières et cette étude donne une première série d'éléments permettant de mieux appréhender l'impact de l'enrichissement des eaux littorales en nutriments sur le développement des macroalgues en zone récifale. Si les résultats obtenus reflètent des problèmes d'eutrophisation sur la majorité de la zone d'étude, l'acquisition de paramètres supplémentaires comme les teneurs en azote et en phosphore dans les macroalgues, l'activité APA où la caractérisation des sources de pollution permettraient de mieux comprendre les mécanismes impliqués dans la prolifération des macroalgues. Il semble également important de poursuivre ces analyses sur une plus longue durée (afin d'étudier les variations saisonnières et annuelles) et d'étendre la prospection à des zones très impactées comme les baies et des zones plus préservées, notamment grâce à la carte des risques réalisée.

Enfin, cette étude a mis en évidence la difficulté d'identifier l'origine des sources majeures d'enrichissement, en raison de la multiplicité des sources de pollution sur les bassins versants mais également de la sensibilité des espèces et de leur localisation géographique par rapport à la côte. Un travail fondamental sur les seuils d'eutrophisation, basé sur l'étude des macroalgues en fonction du niveau d'enrichissement du milieu est donc nécessaire. L'observatoire du Milieu Marin Martiniquais débute un projet dans ce sens, avec la mesure des signatures isotopiques, des taux de croissance et de l'activité photosynthétique de 3 espèces de macroalgues (*Dictyota sp.*, *Lobophora variegata* et *Sargassum polyceratum*) en réponse à des augmentations expérimentales de la concentration en N et en P. Cette étude devrait permettre de définir des grilles de référence (similaires à celles utilisées par la DCE) de la qualité des milieux à partir des populations de macroalgues, et fournir ainsi des éléments pour suivre l'évolution de l'état d'eutrophisation des eaux côtières en Martinique.

Bibliographie

- Adey W. H., Adey P. J., Burke R. and Kaufman L. 1977. The holocene reef systems of eastern Martinique, French West Indies. *Atoll Research Bulletin* **218**:1-41
- AGRESTE. 2009. Mémento agricole 2009 - Résultats 2008. *Agreste Martinique, la statistique agricole*, 2p
- Al-Masroori H., Al-Oufi H., McIlwain J. L. and McLean E. 2004. Catches of lost fish traps (ghost fishing) from fishing grounds near Muscat, Sultanate Oman. *Fisheries Research* **69**:407-414
- Alcala A. C., Russ G. R. and Maypa A. P. 2002. Evidence for fishery enhancement effects of marine reserves in Central Philippines. *UPV Journal of Natural Sciences*:1-5
- Allison W. R. 1996. Snorkeler damage to reef corals in the Maldives Islands. *Coral Reefs* **15**:215-218
- Anderson J. T., Gregory R. S. and Collins W. T. 2002. Acoustic classification of marine habitats in coastal Newfoundland. *ICES Journal of Marine Science* **59**:156-167
- Anderson J. T., Van Holliday D., Kloser R., Reid D. G. and Simard Y. 2008. Acoustic seabed classification: Current practice and future directions. *ICES Journal of Marine Science* **65**:1004-1011
- Andréfouët S. and Guzman H. M. 2005. Coral reef distribution, status and geomorphology-biodiversity relationship in Kuna Yala (San Blas) archipelago, Caribbean Panama. *Coral Reefs* **24**:31-42
- Andréfouët S., Berkelmans R., Odriozola L., Done T., Oliver J. and Müller-Karger F. 2002. Choosing the appropriate spatial resolution for monitoring coral bleaching events using remote sensing. *Coral Reefs* **21**:147-154
- Andréfouët S., Payri C., Hochberg E. J., Hu C., Atkinson M. J. and Muller-Karger F. E. 2004. Use of in situ and airborne reflectance for scaling-up spectral discrimination of coral reef macroalgae from species to communities. *Marine Ecology Progress Series* **283**:161-177
- Andréfouët S., Kramer P., Torres-Pulliza D., Joyce K. E., Hochberg E. J., Garza-Pérez R., Mumby P. J., Riegl B., Yamano H., White W. H., Zubia M., Brock J. C., Phinn S. R., Naseer A., Hatcher B. G. and Muller-Karger F. E. 2003. Multi-site evaluation of IKONOS data for classification of tropical coral reef environments. *Remote Sensing of Environment* **88**:128-143
- Augris C., Durand F., Chauvaud S. and Mazé J.-P. 2000. Carte des formations superficielles du plateau insulaire de la Martinique. *Editions IFREMER*
- Banks S. A. and Skilleter G. A. 2002. Mapping intertidal habitats and an evaluation of their conservation status in Queensland, Australia. *Ocean and Coastal Management* **45**:485-509
- Banner A. H. 1974. Kaneohe Bay, Hawaii: Urban pollution and a coral reef ecosystem. *Proceedings of the 2nd International Coral Reef Symposium* **2**:685-702
- Barker N. H. L. and Roberts C. M. 2004. Scuba diver behaviour and the management of diving impacts on coral reefs. *Biological Conservation* **120**:481-489
- Battistini R. 1978. Les récifs coralliens de la Martinique. Comparaison avec ceux du sud-ouest de l'océan Indien. *Cahiers de l'ORSTOM, série Océanographie* **16**:157-177
- BCEOM. 1994. Etude des courants et de la qualité des eaux dans le cul-de-sac du Marin. *Rapport Bureau Central pour les Equipements d'Outre-Mer (BCEOM)*, 102p
- Bell P. R. F. 1992. Eutrophication and coral reefs - Some examples in the Great Barrier Reef lagoon. *Water Research* **26**:553-568
- Bell P. R. F. and Tomascik T. 1993. The demise of the fringing coral reefs of Barbados and of regions in the Great Barrier Reef (GBR) lagoon - Impacts of eutrophication. *Proceedings of the Colloquium on Global Aspects of Coral Reefs: Health, Hazards and History*:319-325
- Bell P. R. F., Lapointe B. E. and Elmetri I. 2007. Reevaluation of ENCORE: Support for the eutrophication threshold model for coral reefs. *Ambio* **36**:416-424
- Ben-Tzvi O., Loya Y. and Abelson A. 2004. Deterioration Index (DI): A suggested criterion for assessing the health of coral communities. *Marine Pollution Bulletin* **48**:954-960
- Benaka L. R. 1999. Fish Habitat: Essential Fish Habitat and Rehabilitation. *American Fisheries Society Symposium 22, Bethesda, Maryland*
- Bocquené G. and Franco A. 2005. Pesticide contamination of the coastline of Martinique. *Marine Pollution Bulletin* **51**:612-619

- Bouchon-Navaro Y. 1997. Les peuplements ichtyologiques récifaux des Antilles. Distribution spatiale et dynamique temporelle. *Thèse de doctorat, Université des Antilles et de la Guyane*
- Bouchon-Navaro Y. and Louis M. 1986. Les poissons des formations corallieennes de la Martinique. *Annales de l'Institut Océanographique* **62**:251-270
- Bouchon-Navaro Y., Bouchon C. and Louis M. 1992. L'ichtyofaune des herbiers de Phanérogames marines de la baie de Fort-de-France (Martinique, Antilles françaises). *Cybium* **16**:307-330
- Bouchon C. 1998. L'état des des récifs coralliens en France Outre-Mer: La Martinique. *Rapport IFRECOR Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement / Secrétariat d'Etat à l'Outre-Mer*, 136p
- Bouchon C. and Laborel J. 1986. Les peuplements coralliens des côtes de la Martinique. *Annales de l'Institut Océanographique* **62**:199-237
- Bouchon C. and Bouchon-Navaro Y. 2000. L'état des récifs coralliens dans les Antilles Françaises : Martinique, Guadeloupe, Saint-Barthélemy et Saint-Martin. *Rapport IFRECOR*
- Bouchon C. and Lemoine S. 2003. Niveau de contamination par les pesticides des chaînes trophiques des milieux marins côtiers de la Guadeloupe et recherche de biomarqueurs de génotoxicité. *Rapport UAG*
- Bouchon C., Bouchon-Navaro Y. and Louis M. 1992. A first record of a Sargassum (Phaeophyta, Algae) outbreak in a Caribbean coral reef ecosystem. *Proceedings of the 41th Congress Gulf and Caribbean Fish Institute*
- Bouchon C., bouchon-Navaro Y. and Louis M. 2003. Manuel technique d'étude des récifs coralliens de la région Caraïbe. *Rapport UAG*
- Bouchon C., Bouchon-Navaro Y. and Louis M. 2004. Critères d'évaluation de la dégradation des communautés corallieennes dans la région Caraïbe. *Revue d'Ecologie (Terre Vie)* **59**:113-121
- Bouchon C., Bouchon-Navaro Y., Imbert D. and Louis M. 1991. Effets de l'ouragan Hugo sur les communautés côtières de Guadeloupe (Antilles Françaises). *Annales de l'Institut Océanographique* **67**:5-33
- Bouchon C., Portillo P., Bouchon-Navaro Y., Louis M., Hoetjes P., De Meyer K., Macrae D., Armstrong H., Datadin V., Harding S., Mallela J., Parkinson R., Van Bochove J.-W., Wynne S., Lirman D., Herlan J., Baker A., Collado L., Nimrod S., Mitchell J., Morrall C. and Isaac C. 2008. Status of coral reefs of the Lesser Antilles: the French West Indies, the Netherlands Antilles, Anguilla, Antigua, Grenada, Trinidad and Tobago. In Wilkinson C 2008 *Status of Coral Reefs of the World: 2008*
- Boutry M. 2001. Cartographie des biocénoses marines côtières de la Basse-Terre de Guadeloupe. Diagnostic écologique et pressions anthropiques. *Mémoire de DESS de l'Université des Antilles et de la Guyane*:60p
- Bray X. 2008. Conception d'indicateurs agro-environnementaux pour une démarche de gestion intégrée des zones côtières : cas de la baie du Robert. *Mémoire de stage de fin d'études, ENITA Bordeaux*:50p
- Brossard M., Imbert D., Menard S. and Cuny P. 1991. La mangrove de la Baie de Fort de France: relations sols-végétation et dynamique actuelle. *Rapport PNUE*
- Brown C. J., Cooper K. M., Meadows W. J., Limpenny D. S. and Rees H. L. 2002. Small-scale mapping of sea-bed assemblages in the eastern English Channel using sidescan sonar and remote sampling techniques. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **54**:263-278
- Brugneaux S., Pierret L. and Mazataud V. 2004. Les agressions d'origine anthropiques sur le milieu marin côtier et leurs effets sur les écosystèmes coralliens et associés de la Martinique. *Les cahiers de l'Observatoire du Milieu Marin Martiniquais: Volume 1*, 96p
- Bryant D., Burke L., McManus J. and Spalding M. 1998. Reefs at risk: a map-based indicator of threats to the world's coral reefs. *World Ressources Institute, Washington*
- Burke L., Maidens J., Spalding M., Kramer P., Green E., Greenhalgh S., Nobles H. and Kool J. 2004. Reefs at risk in the Caribbean. *World Ressources Institute, Washington*
- Burkholder J. M., Tomasko D. A. and Touchette B. W. 2007. Seagrasses and eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **350**:46-72

- CARICOMP. 2001. Caribbean Coastal Marine Productivity Program (CARICOMP) methods manual, levels 1 and 2. *Manual of methods for mapping and monitoring of physical and biological parameters in the coastalzone of the Caribbean*
- Cassata L. and Collins L. B. 2008. Coral reef communities, habitats, and substrates in and near sanctuary zones of Ningaloo Marine Park. *Journal of Coastal Research* **24**:139-151
- Chabanet P., Adjeroud M., Andréfouët S., Bozec Y. M., Ferraris J., Garcia-Charton J. A. and Schrimm M. 2005. Human-induced physical disturbances and their indicators on coral reef habitats: A multi-scale approach. *Aquatic Living Resources* **18**:215-230
- Chassaing J. P., Delplanque A. and Laborel J. 1978. Coraux des Antilles françaises. *Revue Française d'Aquariologie* **5**:57-84
- Chauvaud S. 1997. Cartographie par télédétection à haute résolution des biocénoses marines côtières de la Guadeloupe et de la Martinique. Estimation de la biomasse et de la production primaire des herbiers à *Thalassia testudinum*. . Thèse de doctorat, Université de Bretagne Occidentale, 246p
- Chauvaud S., Bouchon C. and Manière R. 1998. Remote sensing techniques adapted to high resolution mapping of tropical coastal marine ecosystems (coral reefs, seagrass beds and mangrove). *International Journal of Remote Sensing* **19**:3625-3639
- Chauvaud S., Bouchon C. and Manière R. 2001. Thematic mapping of tropical marine communities (coral reefs, seagrass beds and mangroves) using SPOT data in Guadeloupe Island - Cartographie des biocénoses marines de Guadeloupe à partir de données SPOT (réefs coralliens, phanérogames marines, mangroves). *Oceanologica Acta* **24**:S3-S16
- Chérubin L. M. and Richardson P. L. 2007. Caribbean current variability and the influence of the Amazon and Orinoco freshwater plumes. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* **54**:1451-1473
- Coat S., Bocquené G. and Godard E. 2006. Contamination of some aquatic species with the organochlorine pesticide chlordcone in Martinique. *Aquatic Living Resources* **19**:181-187
- Cocheret De La Morinière E., Pollux B. J. A., Nagelkerken I. and Van Der Velde G. 2002. Post-settlement life cycle migration patterns and habitat preference of coral reef fish that use seagrass and mangrove habitats as nurseries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **55**:309-321
- Cochrane G. R. and Lafferty K. D. 2002. Use of acoustic classification of sidescan sonar data for mapping benthic habitat in the Northern Channel Islands, California. *Continental Shelf Research* **22**:683-690
- Cole M. L., Silva M. E. C., Valiela I., Kroeger K. D., Fry B., Tomasky G. L., Cebrian J., Wigand C., McKinney R. A. and Grady S. P. 2004. Assessment of a $\delta^{15}\text{N}$ isotopic method to indicate anthropogenic eutrophication in aquatic ecosystems. *Journal of Environmental Quality*
- Costanzo S. D., O'Donohue M. J., Dennison W. C., Loneragan N. R. and Thomas M. 2001. A new approach for detecting and mapping sewage impacts. *Marine Pollution Bulletin* **42**:149-156
- Cowan C. A. 2006. Coral Bleaching and Disease: Recovery and Mortality on Martinique Reefs following the 2005 Caribbean Bleaching Event. *MSC Tropical Coastal Management thesis, University of Newcastle*
- Criquet G. 2009. Variabilité spatiale et temporelle de la structure des peuplements ichtyques exploités à la Martinique : Impact des réserves marines de pêche. Thèse de doctorat, Ecole Pratique des Hautes Etudes, 158p
- CRISP. 2008. Approche prospective pour l'analyse des impacts naturels et anthropiques du bassin versant sur le milieu récifo-lagonaire. *Rapport technique Coral Reefs InitiativeS for the Pacific*, 19p
- Cuet P., Naim O., Faure G. and Conan J. Y. 1988. Nutrient-rich groundwater impact on benthic communities of La Saline fringing reef (Reunion Island, Indian Ocean): Preliminary results. *Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium* **2**:207-212

- Dao J.-C. 2008. Etude préalable à l'aménagement intégré de la zone côtière : site atelier de la baie du Robert/Martinique. Caractérisation des apports terrigènes et du milieu récepteur. *Rapport final Programme LITEAU II*, 128p
- Davies J., Foster-Smith R. and Sotheran I. S. 1997. Marine biological mapping for environment management using acoustic ground discrimination systems and geographic information systems. *Underwater Technology* **22**:167-172
- Delgado O. and Lapointe B. E. 1994. Nutrient-limited productivity of calcareous versus fleshy macroalgae in a eutrophic, carbonate-rich tropical marine environment. *Coral Reefs* **13**:151-160
- Dinsdale E. A. and Harriott V. J. 2004. Assessing Anchor Damage on Coral Reefs: A Case Study in Selection of Environmental Indicators. *Environmental Management* **33**:126-139
- DIREN. 2007. La qualité des cours d'eau en Martinique - Edition 2007. *Rapport de synthèse Direction Régionale de l'Environnement de Martinique*, 12p
- DIREN. 2008. Profil environnemental Martinique. *Rapport Direction Régionale de l'Environnement de Martinique*, 228p
- Dobson E. and Dustan P. 2000. The use of satellite imagery for detection of shifts in coral reef communities. *Proceedings of the American Society for Photogrammetry and Remote Sensing*
- Done T. J., Ogden J. C., Wiebe W. J. and Rosen B. R. 1996. Biodiversity and ecosystem function of coral reefs. In: Mooney H. A., Cushman, J.H., Medina, E., Sala, O.E., Schulze, E.-D. (ed) *Functional Roles of Biodiversity: A Global Perspective*, pp393-429
- DRAM. 2005. Monographie des pêches maritimes et des élevages marins de la Martinique: année 2004. *Rapport Direction Régionale des Affaires Maritimes de la Martinique*
- Dubinsky Z. 1990. Ecosystems of the World: Coral reefs. *Elsevier*
- Durand F. 1996. Hydrodynamique sédimentaire sur le plateau insulaire de la Martinique. Thèse doctorat, Université de Bordeaux 1, 248p
- Dustan P., Dobson E. and Nelson G. 2001. Landsat thematic mapper: Detection of shifts in community composition of coral reefs. *Conservation Biology* **15**:892-902
- Dutrieux E., Canovas S., Denis J., Hénocque Y., Quod J.-P. and Bigot L. 2000. Guide méthodologique pour l'élaboration de cartes de vulnérabilité des zones côtières de l'Océan Indien. *Rapport UNESCO*
- Ehrhold A. 2003. L'application des Systèmes Acoustiques de Classification Automatique des natures de Fonds pour la cartographie des habitats : SACLAF. *Rapport IFREMER REBENT*
- Elvidge C. D., Dietz J. B., Berkelmans R., Andréfouët S., Skirving W., Strong A. E. and Tuttle B. T. 2004. Satellite observation of Keppel Islands (Great Barrier Reef) 2002 coral bleaching using IKONOS data. *Coral Reefs* **23**:123-132
- Fabricius K. E. 2005. Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: Review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin* **50**:125-146
- Feeley D. A., Almany G. R., McCormick M. I. and Jones G. P. 2007. Habitat choice, recruitment and the response of coral reef fishes to coral degradation. *Oecologia* **153**:727-737
- Feiss C., Bonté P., Andrieu A. and Lefevre I. 2004. Transfer of matters from the watersheds toward the coast: identification, characterisation and estimation of the silting up speed. Exemple of la baie du Marin (Martinique). Transfert de matières des bassins versants côtiers au milieu marin: identification, caractérisation et vitesse. L'exemple de la baie du Marin (Martinique). *Géomorphologie: relief, processus, environnement* **1**:81-90
- Ferrier-Pagès C., Gattuso J. P., Dallot S. and Jaubert J. 2000. Effect of nutrient enrichment on growth and photosynthesis of the zooxanthellate coral *Stylophora pistillata*. *Coral Reefs* **19**:103-113
- Finkbeiner M., Stevenson B. and Seaman R. 2001. Guidance for benthic habitat mapping: an aerial photographic approach. *National Oceanic and Atmospheric Administration Coastal Services Center*, 79p
- Foster-Smith R. L. and Sotheran I. S. 2003. Mapping marine benthic biotopes using acoustic ground discrimination systems. *International Journal of Remote Sensing* **24**:2761-2784

- Foster-Smith R. L., Brown C. J., Meadows W. J. and Rees I. 2001. Procedural Guideline 1-3 Seabed mapping using acoustic ground discrimination interpreted with ground-truthing. *Marine Monitoring Handbook*, 183-197
- Franklin E. C., Ault J. S., Smith S. G., Luo J., Meester G. A., Diaz G. A., Chiappone M., Swanson D. W., Miller S. L. and Bohnsack J. A. 2003. Benthic habitat mapping in the Tortugas Region, Florida. *Marine Geodesy* **26**:19-34
- Freitas R., Rodrigues A. M. and Quintino V. 2003. Benthic biotopes remote sensing using acoustics. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **285-286**:339-353
- Fretey J. 1990. Les Tortues marines - La grande encyclopédie de la Caraïbe, Tome 5: *Le monde marin*, pp182-187
- Furnas M., Mitchell A., Skuza M. and Brodie J. 2005. In the other 90%: Phytoplankton responses to enhanced nutrient availability in the Great Barrier Reef Lagoon. *Marine Pollution Bulletin* **51**:253-265
- Gabrié C. 1998. L'état des récifs coralliens en France Outre-Mer. *Rapport IFRECOR Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement / Secrétariat d'Etat à l'Outre-Mer*
- Gardner T. A., Cote I. M., Gill J. A., Grant A. and Watkinson A. R. 2003. Long term region wide declines in Caribbean corals. *Science* **31**:858-960
- Gobert B. 1991. Elément d'évaluation de l'état des ressources en poissons du plateau insulaire martiniquais. *Document Scientifique n°31 Pôle de Recherche Océanologique et Halieuthique Caraïbe*, 108p
- Gobert B. 2000. Comparative assessment of multispecies reef fish resources in the Lesser Antilles. *Fisheries Research* **44**:247-260
- Gobert B. and Stanisière J.-Y. 1997. Répartition spatiale de l'effort de pêche aux nasses en Martinique (Antilles). *Aquatic Living Resources* **10**:93-100
- Green E. P., Mumby P. J., Edwards A. J. and Clark C. D. 1996. A review of remote sensing for the assessment and management of tropical coastal resources. *Coastal Management* **24**:1-40
- Greenstreet S. P. R., Tuck I. D., Grewar G. N., Armstrong E., Reid D. G. and Wright P. J. 1997. An assessment of the acoustic survey technique, RoxAnn, as a means of mapping seabed habitat. *ICES Journal of Marine Science* **54**:939-959
- Guennoc P. and Duclos P.-A. 2007. Cartographie morphosédimentologique du domaine côtier de la Martinique. *Rapport BRGM*
- Halpern B. S., Walbridge S., Selkoe K. A., Kappel C. V., Micheli F., D'Agrosa C., Bruno J. F., Casey K. S., Ebert C., Fox H. E., Fujita R., Heinemann D., Lenihan H. S., Madin E. M. P., Perry M. T., Selig E. R., Spalding M., Steneck R. and Watson R. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* **319**:948-952
- Hamilton L. J., Mulhearn P. J. and Poeckert R. 1999. Comparison of RoxAnn and QTC-View acoustic bottom classification system performance for the Cairns area, Great Barrier Reef, Australia. *Continental Shelf Research* **19**:1577-1597
- Hasler H. and Ott J. A. 2008. Diving down the reefs? Intensive diving tourism threatens the reefs of the northern Red Sea. *Marine Pollution Bulletin* **56**:1788-1794
- Hastings K., Hesp P. and Kendrick G. A. 1995. Seagrass loss associated with boat moorings at Rottnest Island, Western Australia. *Ocean and Coastal Management* **26**:225-246
- Hawkins J. P. and Roberts C. M. 1994. The growth of coastal tourism in the Red Sea: Present and future effects on coral reefs. *Ambio* **23**:503-508
- Hawkins J. P. and Roberts C. M. 1997. Estimating the carrying capacity of coral reefs for scuba diving. *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium* **2**:1923-1926
- Hawkins J. P., Roberts C. M., Van't Hof T., De Meyer K., Tratalos J. and Aldam C. 1999. Effects of recreational scuba diving on Caribbean coral and fish communities. *Conservation Biology* **13**:888-897
- Heikoop J. M., Risk M. J., Lazier A. V., Edinger E. N., Jompa J., Limmon G. V., Dunn J. J., Browne D. R. and Schwarcz H. P. 2000. Nitrogen-15 signals of anthropogenic nutrient loading in reef corals. *Marine Pollution Bulletin* **40**:628-636

- Hill J. and Wilkinson C. 2004. Methods for Ecological Monitoring of Coral Reefs: A resource for managers. Version 1. *Australian Institute of Marine Science, Townsville, Australia*, 117p
- Hochberg E. J., Atkinson M. J. and Andréfouët S. 2003. Spectral reflectance of coral reef bottom-types worldwide and implications for coral reef remote sensing. *Remote Sensing of Environment* **85**:159-173
- Hodgson G. 1999. A global assessment of human effects on coral reefs. *Marine Pollution Bulletin* **38**:345-355
- Hopley D. 1978. Aerial photography and other remote sensing techniques. *Coral Reefs: Research Methods*:23-44
- Hu C., Montgomery E. T., Schmitt R. W. and Muller-Karger F. E. 2004. The dispersal of the Amazon and Orinoco River water in the tropical Atlantic and Caribbean Sea: Observation from space and S-PALACE floats. *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* **51**:1151-1171
- Hughes T. P. 1994a. Coral reef degradation: a long-term study of human and natural impacts. *Proceedings of the colloquium on global aspects of coral reefs, Miami, 1993*:208-213
- Hughes T. P. 1994b. Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science* **265**:1547-1551
- Hughes T. P., Baird A. H., Bellwood D. R., Card M., Connolly S. R., Folke C., Grosberg R., Hoegh-Guldberg O., Jackson J. B. C., Kleypas J., Lough J. M., Marshall P., Nyström M., Palumbi S. R., Pandolfi J. M., Rosen B. and Roughgarden J. 2003. Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *Science* **301**:929-933
- Iborra M. J. 2007. La pêche en Martinique. *Rapport du Département thématique Politiques structurelles et de Cohésion - Parlement Européen*, 23p
- Impact-Mer. 1998. Dossier de création de la réserve naturelle marine de la Baie du Trésor. *Rapport DIREN*
- Impact-Mer. 2001. Cartographie des biocénoses marines benthiques du cul-de-sac du Marin, Martinique. *Rapport DIREN*
- Impact-Mer. 2005. Réalisation d'une base de données cartographiques des biocénoses marines et informations associées: application à la Baie du Robert. *Rapport DIREN*
- Impact-Mer and Pareto-Ecoconsult. 2009. Directive Cadre européenne sur l'Eau. Réalisation du contrôle de surveillance des masses d'eau côtières et de transition de la Martinique. Année 2008. *Rapport DIREN*, 161p
- Jameson S. C. and Kelty R. A. 2004. A review of indicators of land-based pollution stress on coral reefs. *Assessing pollution stress on coral reefs Workshop, Honolulu Hawaii*, 75p
- Jameson S. C., Erdmann M. V., Gibson Jr G. R. and Potts K. W. 1998. Development of biological criteria for coral reef ecosystem assessment. *Atoll Research Bulletin*:1-102
- Jones G. P., McCormick M. I., Srinivasan M. and Eagle J. V. 2004. Coral decline threatens fish biodiversity in marine reserves. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **101**:8251-8253
- Jordan A., Lawler M., Halley V. and Barrett N. 2005. Seabed habitat mapping in the Kent Group of islands and its role in marine protected area planning. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **15**:51-70
- Kendall M. S., Jensen O. P., Alexander C., Field D., McFall G., Bohne R. and Monaco M. E. 2005. Benthic mapping using sonar, video transects, and an innovative approach to accuracy assessment: A characterization of bottom features in the Georgia Bight. *Journal of Coastal Research* **21**:1154-1165
- Kinsey D. W. and Davies P. J. 1979. Effects of elevated nitrogen and phosphorus on coral reef growth. *Limnology and Oceanography* **24**:935-940
- Koop K., Booth D., Broadbent A., Brodie J., Bucher D., Capone D., Coll J., Dennison W., Erdmann M., Harrison P., Hoegh-Guldberg O., Hutchings P., Jones G. B., Larkum A. W. D., O'Neil J., Steven A., Tentori E., Ward S., Williamson J. and Yellowlees D. 2001. ENCORE: The effect of nutrient

- enrichment on coral reefs. Synthesis of results and conclusions. *Marine Pollution Bulletin* **42**:91-120
- Kuffner I. B., Walters L. J., Becerro M. A., Paul V. J., Ritson-Williams R. and Beach K. S. 2006. Inhibition of coral recruitment by macroalgae and cyanobacteria. *Marine Ecology Progress Series* **323**:107-117
- Laborel-Deguen F. 1984. Les herbiers de phanérogames marines de la Martinique - Mission Corantilles II sur les côtes de la Martinique, du 18 décembre 1983 au 6 janvier 1984. *COREMA, UAG, Université de Aix-Marseille II*
- Laborel J. 1982. Formations corallines des Antilles francaises. *Oceanis* **8**:339-354
- Laborel J., Laborel-Deguen F., Vacelet J., Bouchon C., Bouchon-Navaro Y., Philipot V., Louis M. and Lamy D. 1984. Mission Corantilles II sur les côtes de la Martinique, du 18 décembre 1983 au 6 janvier 1984. *COREMA, UAG, Université de Aix-Marseille II*
- Lamy D., Pointier J. P., Eraville J. M. and Eraville M. J. 1984. La faune malacologique marine de la Martinique (Antilles Françaises). *Xenophora (Bulletin de L'Association Française de Conchyliologie)* **23**:9-17
- Lapointe B. 2007. Comparative Ecology of Harmful Macroalgal Blooms in South Florida's Coastal Waters (CEHAB). *Harbor Branch Oceanographic Institution, Center for Costal Research, Final Report* 63p
- Lapointe B. E. 1997. Nutrient thresholds for bottom-up control of macroalgal blooms on coral reefs in Jamaica and southeast Florida. *Limnology and Oceanography* **42**:1119-1131
- Lapointe B. E. 1999. Simultaneous top-down and bottom-up forces control macroalgal blooms on coral reefs. *Limnology and Oceanography* **44**:1586-1592
- Lapointe B. E. and Clark M. W. 1992. Nutrient inputs from the watershed and coastal eutrophication in the Florida Keys. *Estuaries* **15**:465-476
- Lapointe B. E. and Thacker K. 2002. Community-based water quality and coral reef monitoring in the Negril Marine park, Jamaica: land-based nutrient inputs and their ecological consequences. In: *Porter J. W., Porter K. G. (eds) The Everglades, Florida Bay and Coral reefs of the Florida Keys: an ecosystem sourcebook*. CRC Press, pp939-964
- Lapointe B. E. and Bedford B. J. 2007. Drift rhodophyte blooms emerge in Lee County, Florida, USA: Evidence of escalating coastal eutrophication. *Harmful Algae* **6**:421-437
- Lapointe B. E., Littler M. and Littler D. 1987. A comparison of nutrient-limited productivity in macroalgae from a Caribbean barrier reef and from a mangrove ecosystem. *Aquatic Botany* **28**:243-255
- Lapointe B. E., Littler M. M. and Littler D. S. 1992. Nutrient availability to marine macroalgae in siliciclastic versus carbonate-rich coastal waters. *Estuaries* **15**:75-82
- Lapointe B. E., Littler M. M. and Littler D. S. 1993. Modification of benthic community structure by natural eutrophication: The Belize Barrier Reef. *Proceedings of the 7th International Coral Reef Symposium* **1**:323-334
- Lapointe B. E., Littler M. M. and Littler D. S. 1997. Macroalgal overgrowth of fringing coral reefs at Discovery Bay, Jamaica: Bottom-up versus top-down control. *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium* **1**:927-932
- Lapointe B. E., Barile P. J. and Matzie W. R. 2004a. Anthropogenic nutrient enrichment of seagrass and coral reef communities in the Lower Florida Keys: Discrimination of local versus regional nitrogen sources. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **308**:23-58
- Lapointe B. E., Barile P. J., Littler M. M. and Littler D. S. 2005a. Macroalgal blooms on southeast Florida coral reefs: II. Cross-shelf discrimination of nitrogen sources indicates widespread assimilation of sewage nitrogen. *Harmful Algae* **4**:1106-1122
- Lapointe B. E., Barile P. J., Yentsch C. S., Littler M. M., Littler D. S. and Kakuk B. 2004b. The relative importance of nutrient enrichment and herbivory on macroalgal communities near Norman's Pond Cay, Exumas Cays, Bahamas: a "natural" enrichment experiment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **298**:275-301

- Lapointe B. E., Barile P. J., Littler M. M., Littler D. S., Bedford B. J. and Gasque C. 2005b. Macroalgal blooms on southeast Florida coral reefs: I. Nutrient stoichiometry of the invasive green alga *Codium isthmocladum* in the wider Caribbean indicates nutrient enrichment. *Harmful Algae* **4**:1092-1105
- Lapointe B. E., Langton R., Bedford B. J., Potts A. C., Day O. and Hu C. 2010. Land-based nutrient enrichment of the Buccoo Reef Complex and fringing coral reefs of Tobago, West Indies. *Marine Pollution Bulletin* **60**:334-343
- Legrand H., Rousseau Y., Pérès C. and Maréchal J. P. 2008. Ecological monitoring of coral reefs in IFRECOR survey sites in Martinique between 2001 and 2006. *Revue d'Ecologie (Terre Vie)* **63**:67-84
- Legrand H., Lefant P., Sotheran I., Foster-Smith R., Galzin R. and Maréchal J. P. In Press. Mapping marine benthic habitats in Martinique (French West Indies). *Caribbean Journal of Science*
- Li M. Z. and King E. L. 2007. Multibeam bathymetric investigations of the morphology of sand ridges and associated bedforms and their relation to storm processes, Sable Island Bank, Scotian Shelf. *Marine Geology* **243**:200-228
- Linton D. M. and Warner G. F. 2003. Biological indicators in the Caribbean coastal zone and their role in integrated coastal management. *Ocean and Coastal Management* **46**:261-276
- Littler M. M. and Littler D. S. 1984. Models of tropical reef biogenesis: The contribution of algae. *Progress in Phycological Research* **3**:323-364
- Littler M. M. and Littler D. S. 2007. Assessment of coral reefs using herbivory/nutrient assays and indicator groups of benthic primary producers: A critical synthesis, proposed protocols, and critique of management strategies. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **17**:195-215
- Littler M. M., Littler D. S. and Titlyanov E. A. 1991. Comparisons of N- and P-limited productivity between high granitic islands versus low carbonate atolls in the Seychelles Archipelago: a test of the relative-dominance paradigm. *Coral Reefs* **10**:199-209
- Littler M. M., Littler D. S. and Lapointe B. E. 1993. Modification of tropical reef community structure due to cultural eutrophication: The southwest coast of Martinique. *Proceedings of the 7th International Coral Reef Symposium* **1**:335-343
- Loubersac L., Dahl A. L., Collotte P., Lemaire O., D'Ozouville L. and Grotte A. 1988. Impact assessment of Cyclone Sally on the almost atoll of Aitutaki (Cook Islands) by remote sensing. *Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium* **2**:455-462
- Louis M., Bouchon C. and Bouchon-Navaro Y. 1995. Spatial and Temporal variations of mangrove fish assemblages in Martinique (French West Indies). *Hydrobiologia* **295**:275-284
- Loya Y., Lubinevsky H., Rosenfeld M. and Kramarsky-Winter E. 2004. Nutrient enrichment caused by in situ fish farms at Eilat, Red Sea is detrimental to coral reproduction. *Marine Pollution Bulletin* **49**:344-353
- Manière R., Bouchon C., Bouchon-Navaro Y., Louis M., Menut T. and Chiaverini S. 1993. Photographies aériennes numérisées et cartographie des herbiers de Phanérogames marines de la baie de Fort-de-France. *Photo-interprétation* **2**:131-140
- Maréchal J.-P. 2007. No-take zones as a management tool for artisanal fisheries in Martinique, FWI. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute*
- Marin B. 2000. Etat des lieux environnemental de la baie de Sainte-Luce. *Rapport Geol Services*, 58p
- McClanahan T. R., Hendrick V., Rodrigues M. J. and Polunin N. V. C. 1999. Varying responses of herbivorous and invertebrate-feeding fishes to macroalgal reduction on a coral reef. *Coral Reefs* **18**:195-203
- McCook L. J. 1999. Macroalgae, nutrients and phase shifts on coral reefs: Scientific issues and management consequences for the Great Barrier Reef. *Coral Reefs* **18**:357-367
- McCook L. J., Jompa J. and Diaz-Pulido G. 2001. Competition between corals and algae on coral reefs: A review of evidence and mechanisms. *Coral Reefs* **19**:400-417

- McGonigle C., Brown C., Quinn R. and Grabowski J. 2009. Evaluation of image-based multibeam sonar backscatter classification for benthic habitat discrimination and mapping at Stanton Banks, UK. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **81**:423-437
- McRea Jr J. E., Greene H. G., O'Connell V. M. and Wakefield W. W. 1999. Mapping marine habitats with high resolution sidescan sonar. *Oceanologica Acta* **22**:679-686
- Mendes J. M., Risk M. J., Schwarcz H. P. and Woodley J. D. 1997. Stable isotopes of nitrogen as measures of marine pollution: A preliminary assay of coral tissue from Jamaica. *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium* **2**:1869-1872
- Mishra D., Narumalani S., Rundquist D. and Lawson M. 2006. Benthic habitat mapping in tropical marine environments using quickbird multispectral data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* **72**:1037-1048
- Moberg F. and Folke C. 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics* **29**:215-233
- Montély M.-A. 2007. Etude socio-économique du projet de réserve marine régionale de Sainte-Luce. *Rapport de Master 2 Professionnel Génie des Anthroposystèmes Littoraux, Université de La Rochelle - Observatoire du Milieu Marin Martiniquais*, 100p
- Moufaddal W. M. 2005. Use of satellite imagery as environmental impact assessment tool: A case study from the NW Egyptian Red Sea coastal zone. *Environmental Monitoring and Assessment* **107**:427-452
- Mumby P. J. 2006. Connectivity of reef fish between mangroves and coral reefs: Algorithms for the design of marine reserves at seascape scales. *Biological Conservation* **128**:215-222
- Mumby P. J. and Edwards A. J. 2002. Mapping marine environments with IKONOS imagery: Enhanced spatial resolution can deliver greater thematic accuracy. *Remote Sensing of Environment* **82**:248-257
- Mumby P. J., Green E. P., Clark C. D. and Edwards A. J. 1998. Digital analysis of multispectral airborne imagery of coral reefs. *Coral Reefs* **17**:59-69
- Mumby P. J., Hedley J. D., Chisholm J. R. M., Clark C. D., Ripley H. and Jaubert J. 2004. The cover of living and dead corals from airborne remote sensing. *Coral Reefs* **23**:171-183
- Nagelkerken I. 2006. Relationship between anthropogenic impacts and bleaching-associated tissue mortality of corals in Curaçao (Netherlands Antilles). *Revista de Biología Tropical* **54**:31-43
- Nagelkerken I., Van Der Velde G. and Cocheret De La Morinière E. 2001. Fish feeding guilds along a gradient of bay biotopes and coral reef depth zones. *Aquatic Ecology* **35**:73-86
- Nagelkerken I., Van Der Velde G., Gorissen M. W., Meijer G. J., Van't Hof T. and Den Hartog C. 2000. Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **51**:31-44
- Nagelkerken I., Roberts C. M., Van der Velde G., Dorenbosch M., Van Riel M. C., Cocheret de la Morinière E. and Nienhuis P. H. 2002. How important are mangroves and seagrass beds for coral-reef fish? The nursery hypothesis tested on an island scale. *Marine Ecology Progress Series* **244**:299-305
- Ogden J. C. 1988. The influence of adjacent systems on the structure and function of coral reefs. *Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium* **1**:123-129
- Ogden J. C. and Gladfelter E. H. 1983. Coral reefs, seagrass beds and mangroves: Their interaction in the coastal zones of the Caribbean. *Unesco reports in marine science*
- OMMM. 2004. Etude de la fréquentation des sites de plongée de la Martinique. *Rapport OMMM*, 43p
- OMMM. 2006. Evaluation écologique du secteur de La Perle et le Sous-Marin (commune du Prêcheur). *Rapport OMMM*, 21p
- OMMM. 2007a. Peuplements algaux majoritaires du littoral martiniquais. *Rapport OMMM*, 41p
- OMMM. 2007b. Evaluation écologique des sites de plongée et étude socio-économique du tourisme de la plongée sous-marine en Martinique. *Rapport OMMM*, 169p

- OMMM. 2008. Suivi de l'état de santé des récifs coralliens de la Martinique - Campagnes IFRECOR 2008. *Rapport OMMM*, 73p
- Palandro D., Andréfouët S., Dustan P. and Müller-Karger F. E. 2003. Change detection in coral reef communities using Ikonos satellite sensor imagery and historic aerial photographs. *International Journal of Remote Sensing* **24**:873-878
- Palandro D. A., Andréfouët S., Hu C., Hallock P., Müller-Karger F. E., Dustan P., Callahan M. K., Kranenburg C. and Beaver C. R. 2008. Quantification of two decades of shallow-water coral reef habitat decline in the Florida Keys National Marine Sanctuary using Landsat data (1984-2002). *Remote Sensing of Environment* **112**:3388-3399
- Pasqualini V., Pergent-Martini C. and Pergent G. 1999. Environmental impact identification along the Corsican coast (Mediterranean sea) using image processing. *Aquatic Botany* **65**:311-320
- Pasqualini V., Pergent-Martini C., Clabaut P. and Pergent G. 1998. Mapping of Posidonia oceanica using aerial photographs and side scan sonar: Application off the Island of Corsica (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **47**:359-367
- Pasqualini V., Clabaut P., Pergent G., Benyoussef L. and Pergent-Martini C. 2000. Contribution of side scan sonar to the management of Mediterranean littoral ecosystems. *International Journal of Remote Sensing* **21**:367-378
- Pellerin-Massicotte J. 1991. Evaluation de la condition physiologique de *Crassostrea rhizophorae* et de la contamination de la chaîne alimentaire dans la baie de Fort-de-France. *Rapport PNUE, Université des Antilles et de la Guyane, Centre Océanographique de Rimouski*, 18p
- Peterson B. J. and Fry B. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual review of ecology and systematics* Vol 18:293-320
- Philippot V. 1986. Les gorgones des côtes de l'île de la Martinique (Antilles françaises). *Annales de l'Institut Océanographique* **62**:239-250
- Phinn S., Roelfsema C., Dekker A., Brando V. and Anstee J. 2008. Mapping seagrass species, cover and biomass in shallow waters: An assessment of satellite multi-spectral and airborne hyperspectral imaging systems in Moreton Bay (Australia). *Remote Sensing of Environment* **112**:3413-3425
- Pinte K. 2006. Diagnostic de l'érosion sur le bassin versant de la baie du Robert en Martinique. *Rapport de Master AGER, Institut National Agronomique Paris-Grignon*, 56p
- PNUE. 1999. Programme des Nations Unies pour l'Environnement, Caraïbes Environmental Outlook:15p
- Pons J.-C. 1988. Teneurs en métaux lourds des sédiments fins de la baie de Fort de France, Martinique, Petites Antilles Françaises. *Oceanologica Acta* **11**:47-54
- Pujos M., Gonzalez J.-L. and Pons J.-C. 1992. Circulation des eaux sur les plateaux insulaires de Martinique et de Guadeloupe. In: Prost M.-T. (ed) *Evolution des littoraux de Guyane et de la zone caraïbe méridionale pendant le quaternaire*. ORSTOM, pp415-435
- Pujos M., Pons J. C. and Parra M. 2000. Evolution of heavy metals in the recent sediments of the Fort-de-France Bay (Martinique) - Evolution des metaux lourds dans la sedimentation récente de la baie de Fort-de-France (Martinique). *Oceanologica Acta* **23**:701-715
- Ramade F. and Roche H. 2006. Pollutant effects on coral reefs ecosystems - Effets des polluants sur les écosystèmes récifaux. *Revue d'Ecologie (Terre Vie)* **61**:3-33
- Ramdine G. 2004. La pêche en Martinique et en Dominique: étude comparative. *Publibook Edition/Collection Sciences Humaines et Géographie*
- Reopanichkul P., Schlacher T. A., Carter R. W. and Worachananant S. 2009. Sewage impacts coral reefs at multiple levels of ecological organization. *Marine Pollution Bulletin* **58**:1356-1362
- Reynal L., Berthou P., Guyader O., Demanèche S., Jean-François M., Lagin A., Merrien C., Guegan F., Lespagnol P., Bermell S., Daurès F. and Leblond E. 2008. Système d'Informations relatif aux activités de pêche maritime en Martinique (SIHM). *Rapport intermédiaire du projet pilote 2007-2008*, 42p

- Riegl B. M. and Purkis S. J. 2005. Detection of shallow subtidal corals from IKONOS satellite and QTC View (50, 200 kHz) single-beam sonar data (Arabian Gulf; Dubai, UAE). *Remote Sensing of Environment* **95**:96-114
- Risk M. J., Heikoop J. M., Edinger E. N. and Erdmann M. V. 2001. The assessment 'toolbox': Community-based reef evaluation methods coupled with geochemical techniques to identify sources of stress. *Bulletin of Marine Science* **69**:443-458
- Risk M. J., Lapointe B. E., Sherwood O. A. and Bedford B. J. 2009. The use of $\delta^{15}\text{N}$ in assessing sewage stress on coral reefs. *Marine Pollution Bulletin* **58**:793-802
- Roff J. C., Taylor M. E. and Laughren J. 2003. Geophysical approaches to the classification, delineation and monitoring of marine habitats and their communities. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **13**:77-90
- Rogers C. S. 1985. Degradation of Caribbean and western Atlantic coral reefs and decline of associated fisheries. *Proceedings of the 5th International Coral Reef Symposium* **6**:491-496
- Rogers C. S. 1990. Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation. *Marine Ecology Progress Series* **62**:185-202
- Rogers C. S., Gilnack M. and Fitz H. C. 1983. Monitoring of coral reefs with linear transects : a study of storm damage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **66**:285-300
- Rogers C. S., McLain L. and Zullo E. 1988. Damage to coral reefs in Virgin Islands national park and biosphere reserve from recreational activities. *Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium* **2**:405-410
- Roose E. 2003. Expérimentations sur la lutte antiérosive et la revégétalisation assistée d'un versant décapé de la Réserve Naturelle de la Caravelle en Martinique. Rapport 3 : Résultats de la deuxième campagne (2002). *Rapport IRD*, 27p
- Rousseau Y. 2010. Structure des peuplements ichthyologiques des récifs coralliens de la Martinique en relation avec la qualité de l'habitat. Thèse de doctorat, Ecole Pratique des Hautes Etudes,
- Rousseau Y., Galzin R. and Maréchal J. P. In press. Impact of hurricane Dean on coral reef benthic and fish structure of Martinique, French West Indies. *Cybium*
- Saffache P. 2000. Coastal accretion as a result of erosion of farmed watersheds: Example of the Galion Bay. Un engrissement cotier résultant de l'erosion des bassins-versants cultives: Exemple de la baie du Galion à la Martinique. *Oceanologica Acta* **23**:159-166
- Saffache P. 2002. Les rivières de la Martinique: caractéristiques physiques et propositions d'aménagement. *Editions Naturellement, Collection Sciences, Lyon*
- Saffache P., Jandia J. and Marc J. V. 2004. Pour une gestion raisonnée du littoral martiniquais. *La Géographie (Acta Geographica)* **1513**:64-70
- Saffache P., Blanchart E., Hartmann C. and Albrecht A. 1999. The progression of the outline of the Marin Bay coastline (Martinique): Consequences of anthropogenic activity on surrounding watersheds. L'avancée du trait de côte de la baie du Marin (Martinique): Conséquence de l'activité anthropique sur les bassins versants alentour. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Serie IIa: Sciences de la Terre et des Planètes* **328**:739-744
- Salvat B. 2001. La gestion des récifs coralliens. *Site internet de l'université de Perpignan*
- Sanchirico J. N., Malvadkar U., Hastings A. and Wilen J. E. 2006. When are no-take zones an economically optimal fishery management strategy? *Ecological Applications* **16**:1643-1659
- SEPANMAR. 2003. Echantillonnage visuel et acoustique des populations de Cétacés et de l'avifaune marine dans les eaux territoriales à la Martinique: mars-avril 2003. Estimation de l'abondance et distribution en début de saison sèche (Carême). *Rapport Technique SEPANMAR n°1*, 1-54
- Sermage C. 2006. Suivi écologique des herbiers de la côte Caraïbe de la Martinique et impact des ancrages des bateaux de plaisance 2. *Rapport de Master 2 Recherche Exploitation Durable des Ecosystèmes Littoraux, Université de La Rochelle*, 47p
- Sheppard C. R. C., Matheson K., Bythell J. C., Murphy P., Myers C. B. and Blake B. 1995. Habitat mapping in the Caribbean for management and conservation: use and assessment of aerial photography. *Aquatic Conservation* **5**:277-298

- Sherwood O. A., Lapointe B. E., Risk M. J. and Jamieson R. E. 2010. Nitrogen isotopic records of terrestrial pollution encoded in floridian and bahamian gorgonian corals. *Environmental Science and Technology* **44**:874-880
- Smith A., Rogers C. and Bouchon C. 1997. Status of Western Atlantic coral reefs in the Lesser Antilles. *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium* **1**:351-356
- Smith S. R. and Ogden J. C. 1993. Status and recent history of reefs at the CARICOMP network of Caribbean marine laboratories. *Proceedings of the Colloquium on Global Aspects of Coral Reefs: Health, Hazards and History*:73-79
- Smith V. E., Rogers R. H. and Reed L. E. 1975. Thematic mapping of coral reefs using landsat data. *Proceedings of the 10th International Symposium on Remote Sensing of Environment* **1**:585-594
- Sotheran I. S., Foster-Smith R. L. and Davies J. 1997. Mapping of marine benthic habitats using image processing techniques within a raster-based geographic information system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **44**:25-31
- Spalding M., Taylor M., Ravilious C., Short F. T. and Green E. 2003. Global overview: The distribution and status of seagrasses. In: *Green E., Short F. T. (eds) World Atlas of Seagrasses*. UNEP World Conservation Monitoring Centre, pp5-26
- Spalding M. D., Ravilious C. and Green E. P. 2001. World Atlas of Coral Reefs. UNEP World Conservation Monitoring Centre
- Tomascik T. 1990. Growth rates of two morphotypes of Montastrea annularis along a eutrophication gradient, Barbados, W.I. *Marine Pollution Bulletin* **21**:376-381
- Tomascik T. 1991. Settlement patterns of Caribbean scleractinian corals on artificial substrata along a eutrophication gradient, Barbados, West Indies. *Marine Ecology Progress Series* **77**:261-269
- Tomasko D. A. and Lapointe B. E. 1991. Productivity and biomass of Thalassia testudinum as related to water column nutrient availability and epiphyte levels: field observations and experimental studies. *Marine Ecology Progress Series* **75**:9-17
- Tomasko D. A., Dawes C. J. and Hall M. O. 1996. The effects of anthropogenic nutrient enrichment on turtle grass (Thalassia testudinum) in Sarasota Bay, Florida. *Estuaries* **19**:448-456
- Tratalos J. A. and Austin T. J. 2001. Impacts of recreational SCUBA diving on coral communities of the Caribbean island of Grand Cayman. *Biological Conservation* **102**:67-75
- Vacelet J. 1984. Etude préliminaire des Spongiaires de la Martinique. *Mission Corantilles II sur les côtes de la Martinique, COREMA, UAG, Université de Aix-Marseille II*
- Van De Beuke S., Auzende J. M., Lafoy Y. and Grandperrin R. 1999. Benefits of swath mapping for the identification of marine habitats in the New Caledonia Economic Zone. *Oceanologica Acta* **22**:641-650
- Vela A., Pasqualini V., Leoni V., Djelouli A., Langar H., Pergent G., Pergent-Martini C., Ferrat L., Ridha M. and Djabou H. 2008. Use of SPOT 5 and IKONOS imagery for mapping biocenoses in a Tunisian Coastal Lagoon (Mediterranean Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **79**:591-598
- Voss J. D. and Richardson L. L. 2006. Nutrient enrichment enhances black band disease progression in corals. *Coral Reefs* **25**:569-576
- Wabnitz C. C., Andréfouët S., Torres-Pulliza D., Müller-Karger F. E. and Kramer P. A. 2008. Regional-scale seagrass habitat mapping in the Wider Caribbean region using Landsat sensors: Applications to conservation and ecology. *Remote Sensing of Environment* **112**:3455-3467
- Walker B. K., Riegl B. and Dodge R. E. 2008. Mapping coral reef habitats in Southeast Florida using a combined technique approach. *Journal of Coastal Research* **24**:1138-1150
- Ward-Paige C. A., Risk M. J., Sherwood O. A. and Jaap W. C. 2005. Clionid sponge surveys on the Florida Reef Tract suggest land-based nutrient inputs. *Marine Pollution Bulletin* **51**:570-579
- White W. H., Harborne A. R., Sotheran I. S., Walton R. and Foster-Smith R. L. 2003. Using an acoustic ground discrimination system to map coral reef benthic classes. *International Journal of Remote Sensing* **24**:2641-2660

- Wiegers M. W. 2007. Impact of increased nutrient input on coral reefs on Bonaire and Curacao. *Master thesis, University of Utrecht*, 66p
- Wilkinson C. 1998. Status of coral reefs of the world: 1998. *Global Coral Reef Monitoring Network, Australian Institute of Marine Science, Townsville, Queensland, Australia*
- Wilkinson C. 2008. Status of Coral Reefs of the World: 2008. *Global Coral Reef Monitoring Network, Australian Institute of Marine Science, Townsville, Queensland, Australia*
- Williams I. D. and Polunin N. V. C. 2001. Large-scale associations between macroalgal cover and grazer biomass on mid-depth reefs in the Caribbean. *Coral Reefs* **19**:358-366
- Yamamuro M., Kayanne H. and Yamano H. 2003. $\delta^{15}\text{N}$ of seagrass leaves for monitoring anthropogenic nutrient increases in coral reef ecosystems. *Marine Pollution Bulletin* **46**:452-458
- Yonge C. M. 1972. Aspects of productivity in coral reefs. *Proceedings of the 1st International Coral Reef Symposium* **1**:1-12

Annexes

Annexe 1. Localisation des 58 secteurs d'étude (cartes au 1/17 000^e) répartis le long du littoral martiniquais.

Annexe 2. Représentation des valeurs E1 (rugosité) acquises par le système RoxAnn sur l'ensemble de la zone d'étude en Martinique. Les données sont représentées selon une gamme de couleurs du plus rugueux au plus lisse.

Annexe 3. Représentation des valeurs E2 (dureté) acquises par le système RoxAnn sur l'ensemble de la zone d'étude en Martinique. Les données sont représentées selon une gamme de couleurs du plus dur au plus meuble.

Annexe 4. Paramètres utilisés dans *Surfer™* pour le calibrage de l'interpolation appliquée aux données brutes RoxAnn.

Annexe 5. Calibrage des paramètres pour le traitement des données sonar interférométrique.

Annexe 6. Types de biocénoses identifiés par Envision et leur correspondance avec les catégories de l'étude.

Annexe 7. Types d'habitat (substrat) identifiés par Envision et leur correspondance avec les catégories de l'étude.

Annexe 8. Régions définies pour la réalisation des cartes bathymétriques et sonar latéral.

Annexe 9. Profil bathymétrique de la région nord-ouest de la Martinique.

Annexe 10. Profil bathymétrique de la région nord-est de la Martinique.

Annexe 11. Profil bathymétrique de la région est de la Martinique.

Annexe 12. Profil bathymétrique de la région sud de la Martinique.

Annexe 13. Profil bathymétrique de la région ouest de la Martinique.

Annexe 14. Cartographie des substrats entre 0 et 50 m de la région Centre-Atlantique.

Annexe 15. Cartographie des substrats entre 0 et 50 m de la région Sud-Atlantique.

Annexe 16. Cartographie des substrats entre 0 et 50 m de la région Sud-Caraïbe.

Annexe 17. Cartographie des substrats entre 0 et 50 m de la région baie de Fort de France.

Annexe 18. Cartographie des substrats entre 0 et 50 m de la région Nord-Caraïbe.

Annexe 19. Cartographie des substrats entre 0 et 50 m de la région Nord-Atlantique.

Annexe 20. Localisation des secteurs de la Martinique cartographiés dans l'étude de Chauvaud (1997) : (1) Les Anses d'Arlet, (2) la région de Sainte-Luce, (3) la région du Marin, (4) la région de l'Anse Macabou à la Pointe d'Enfer, (5) la région du François au Vauclin, (6) la baie du Robert.

Annexe 21. Cartographie de l'état de santé des communautés corallieennes de la région de la baie de Fort-de-France.

Annexe 22. Cartographie de l'état de santé des communautés corallieennes de la région Centre-Atlantique.

Annexe 23. Cartographie de l'état de santé des communautés corallieennes de la région Sud-Caraïbe.

Annexe 24. Cartographie de l'état de santé des communautés corallieennes de la région Nord-Caraïbe.

Annexe 25. Cartographie de l'état de santé des herbiers de la baie de Fort-de-France.

Annexe 26. Cartographie de l'état de santé des herbiers de la région Centre-Atlantique.

Annexe 27. Cartographie de l'état de santé des herbiers de la région Sud-Caraïbe.

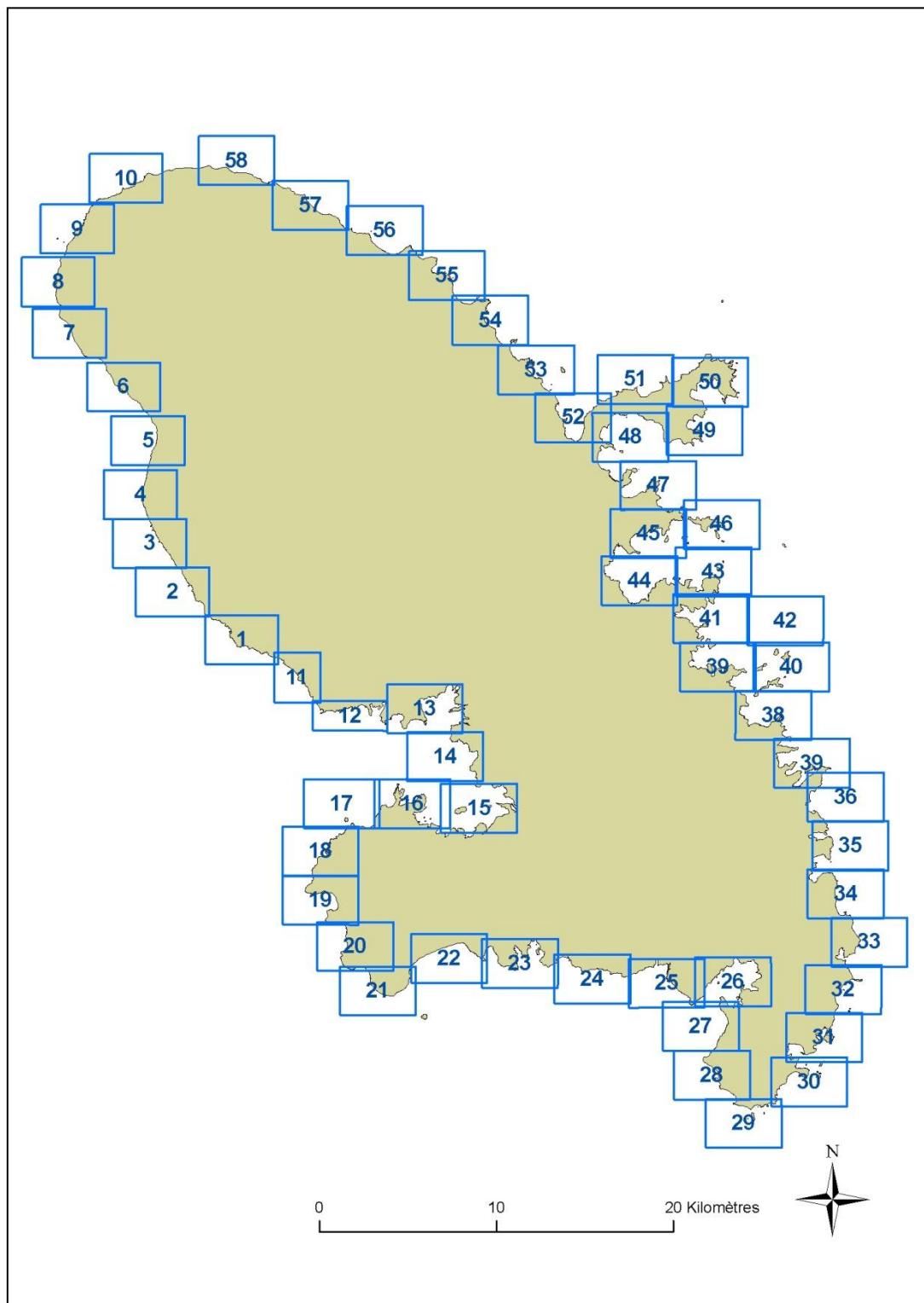
Annexe 28. Cartographie de l'état de santé des herbiers de la région Nord-Caraïbe.

Annexe 29. Cartographie de l'état de santé des herbiers de la région Sud-Atlantique.

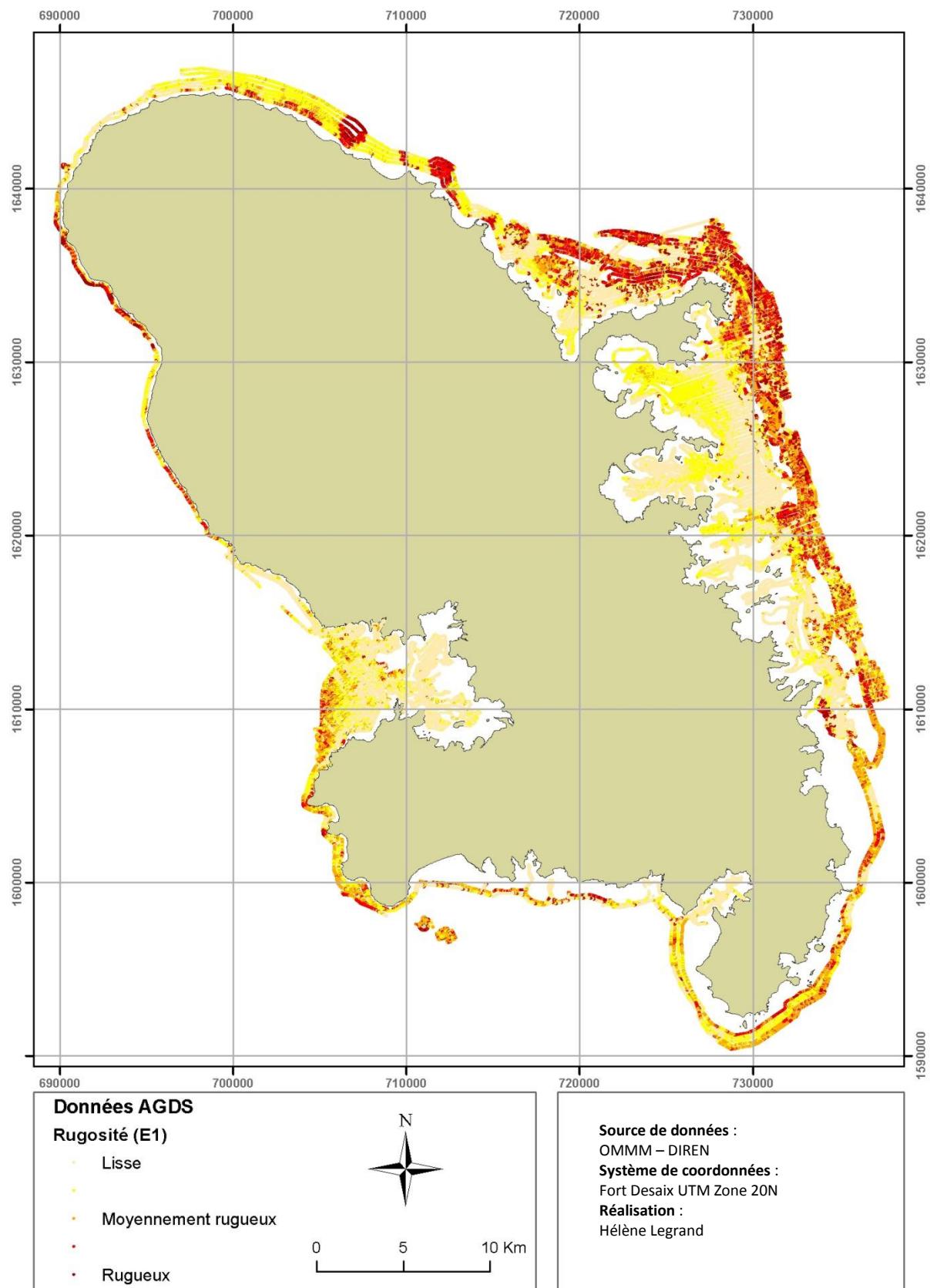
Annexe 30. Localisation des 115 bassins versants de la Martinique.

Annexe 31. Tableau récapitulatif des indices de risque calculés pour chaque type de pression et de leur somme sur la zone de 3 km des 115 bassins versants de la Martinique.

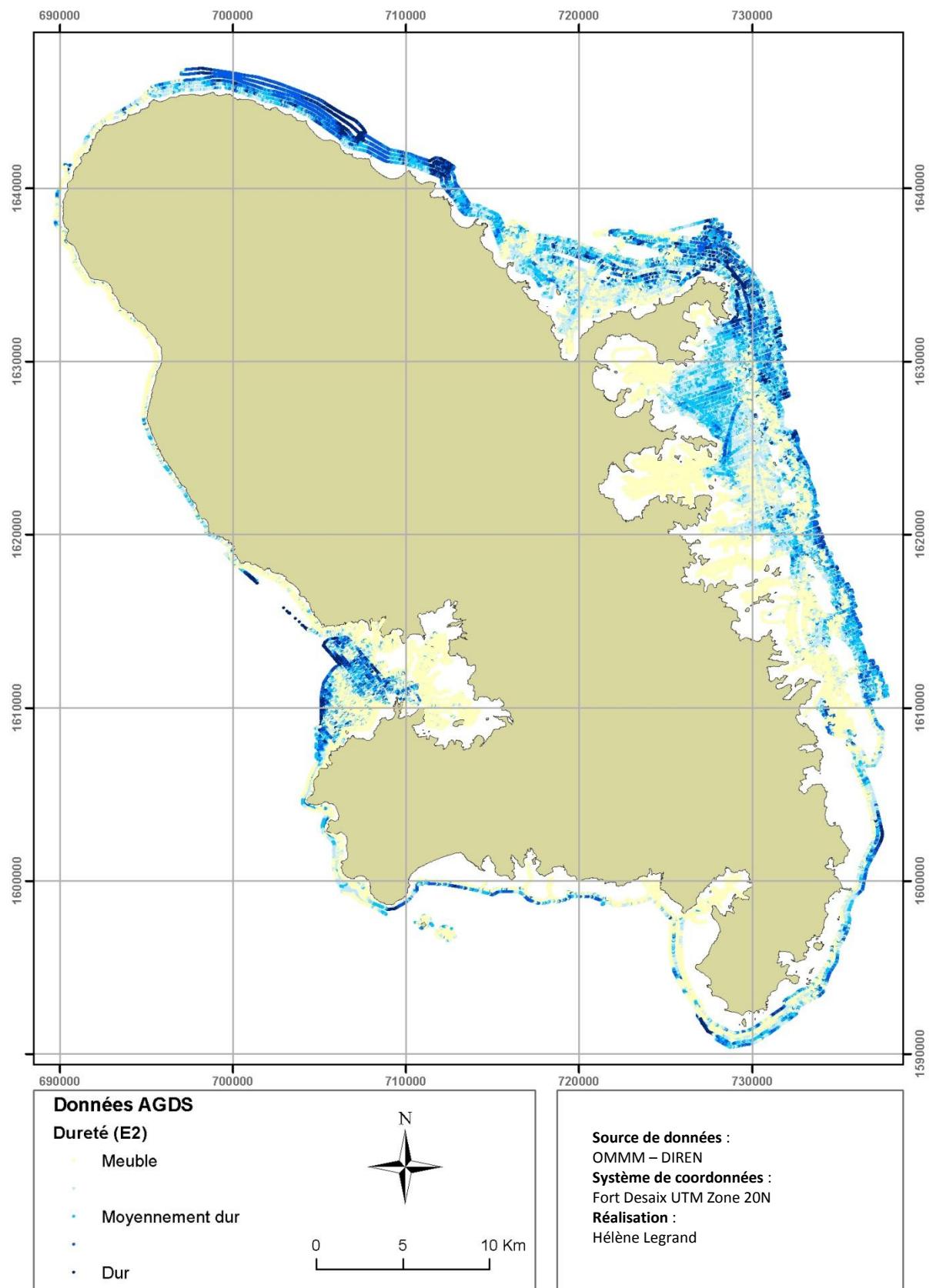
Annexe 1. Localisation des 58 secteurs d'étude (cartes au 1/17 000^e) répartis le long du littoral martiniquais.



Annexe 2. Représentation des valeurs E1 (rugosité) acquises par le système RoxAnn sur l'ensemble de la zone d'étude en Martinique. Les données sont représentées selon une gamme de couleurs du plus rugueux au plus lisse.



Annexe 3. Représentation des valeurs E2 (dureté) acquises par le système RoxAnn sur l'ensemble de la zone d'étude en Martinique. Les données sont représentées selon une gamme de couleurs du plus dur au plus meuble.



Annexe 4. Paramètres utilisés dans *Surfer™* pour le calibrage de l’interpolation appliquée aux données brutes RoxAnn.

- un carré de 25m pour la grille finale,
- un algorithme de distance inverse avec pondération sur le barycentre de valeur 2,
- une recherche des points dans un rayon de 1000m pour éviter un « trou » dans la couverture,
- une recherche sur 4 secteurs, avec un maximum de 16 valeurs par secteur,
- absence de lissage, coefficient à 0.

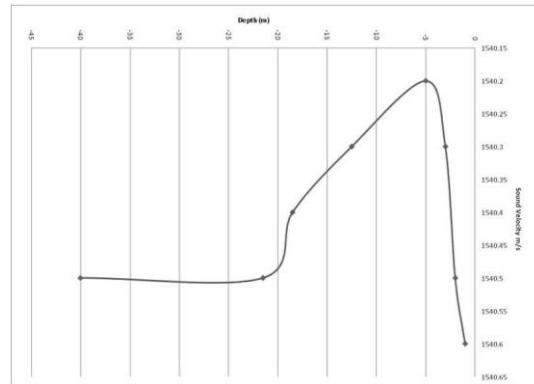
Annexe 5. Calibrage des paramètres pour le traitement des données sonar interférométrique.

Calibrage des mouvements du navire

Un navire soumis à la houle lors d'une campagne d'échantillonnage subit trois types de mouvements : la latence, le roulis et le tangage. La procédure pour effectuer le calibrage de ces paramètres suppose que le navire se déplace le long de lignes au dessus d'un fond marin relativement lisse et présentant une pente (comme le long d'une côte). La longueur de ces lignes de navigation dépend des fonds marins, même si les recommandations des fabricants précisent qu'elle doit être inférieure à 500m.

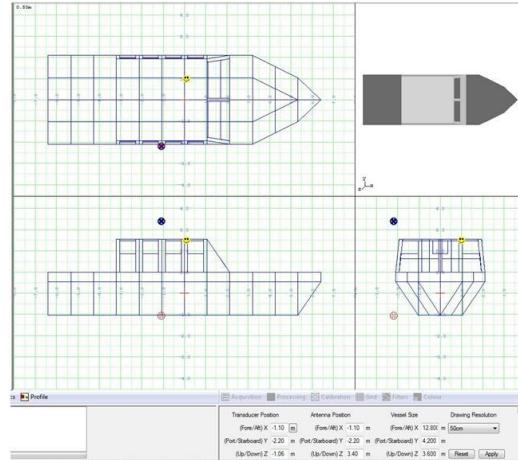
Célérité de l'environnement aquatique

Les vitesses de son de la colonne d'eau ont été mesurées grâce à un célérimètre DigiBar Pro de Odom Hydrographic Systems. Six sites ont été échantillonnés sur l'ensemble de la zone d'étude ; un exemple des données obtenues est présenté dans le graphique ci-contre. Ces données ont été utilisées lors du traitement des données bathymétriques afin de compenser les différences de vitesse de son de la colonne d'eau.



Géométrie du système d'acquisition

Les paramètres physiques du navire, les positions de l'antenne GPS et des capteurs acoustiques ont été relevés puis utilisés lors du traitement des données bathymétriques afin de compenser toute erreur géométrique ou paramétrique. Les mêmes paramètres ont été utilisés pour la seconde campagne pour exclure les erreurs due à des variations entre les paramètres. Une copie de la feuille de campagne du bateau est présentée ci-contre.



Données de marées

Les marées étant négligeables dans la zone (<50cm), aucune correction de marées n'a été appliquée aux données.

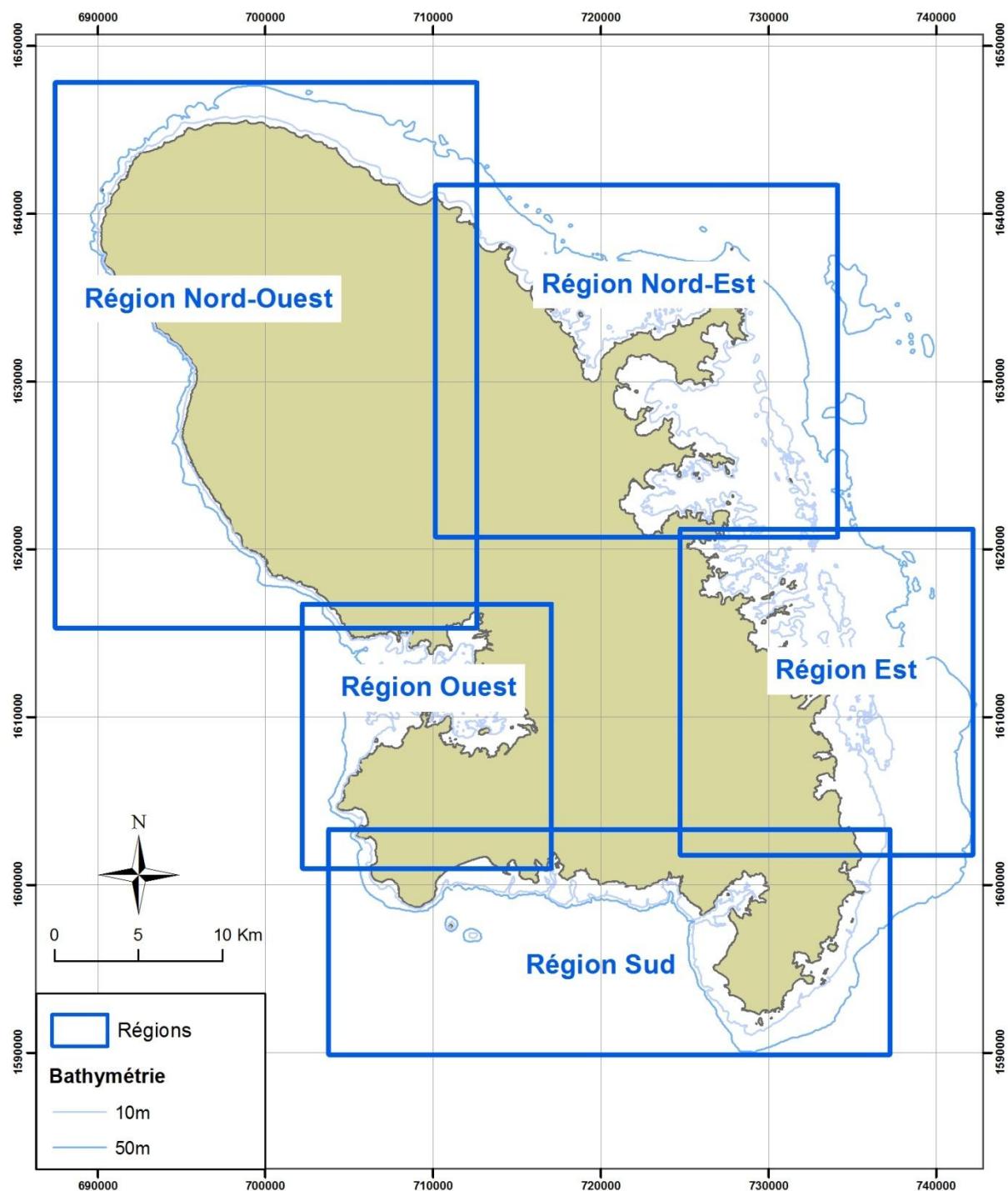
Annexe 6. Types de biocénoses identifiés par Envision et leur correspondance avec les catégories de l'étude.

Biocénoses Envision	Description des biocénoses	Biocénoses correspondantes
Turf algal	Algues filamenteuses jusqu'à 10 mm de haut	Communauté algale
Macroalgues	Algues molles de plus de 10mm de haut	Communauté algale
Turf algal et macroalgues	Présence de turf algal et de macroalgues	Communauté algale
Film algal	Film ou tapis algal présent en surface du sable	Communauté algale
Herbier	Tout herbier présent, des patchs diffus aux surfaces denses.	Herbiers de phanérogames
Algues et herbier	Herbier associé à du turf, des macroalgues ou du film algal	Herbiers de phanérogames
Faune endogée	Terriers dans le sable	Communauté de fonds meubles nus
Récif	Structure récifale intacte avec présence de coraux, gorgones et éponges	Communauté corallienne
Récif en patch	Récif en patchs isolés entrecoupés par des zones de sable	Communauté corallienne
Récif à éperons et sillons	Récif caractérisé par ses formations en éperons et sillons	Communauté corallienne
Récif dégradé	Structure récifale toujours apparente mais couverture en corail et gorgones en déclin montrant souvent des signes de maladies ou de mortalité. Invasion par les macroalgues ou couverture en éponges en hausse etc.	Communauté corallienne
Récif en patch dégradé	Comme pour le récif dégradé mais en patchs	Communauté corallienne
Récif à éperons et sillons dégradé	Comme pour le récif dégradé mais en formation éperons et sillons	Communauté corallienne
Sable nu	Aucun signe de biocénose sur le sable	Communauté de fonds meubles nus

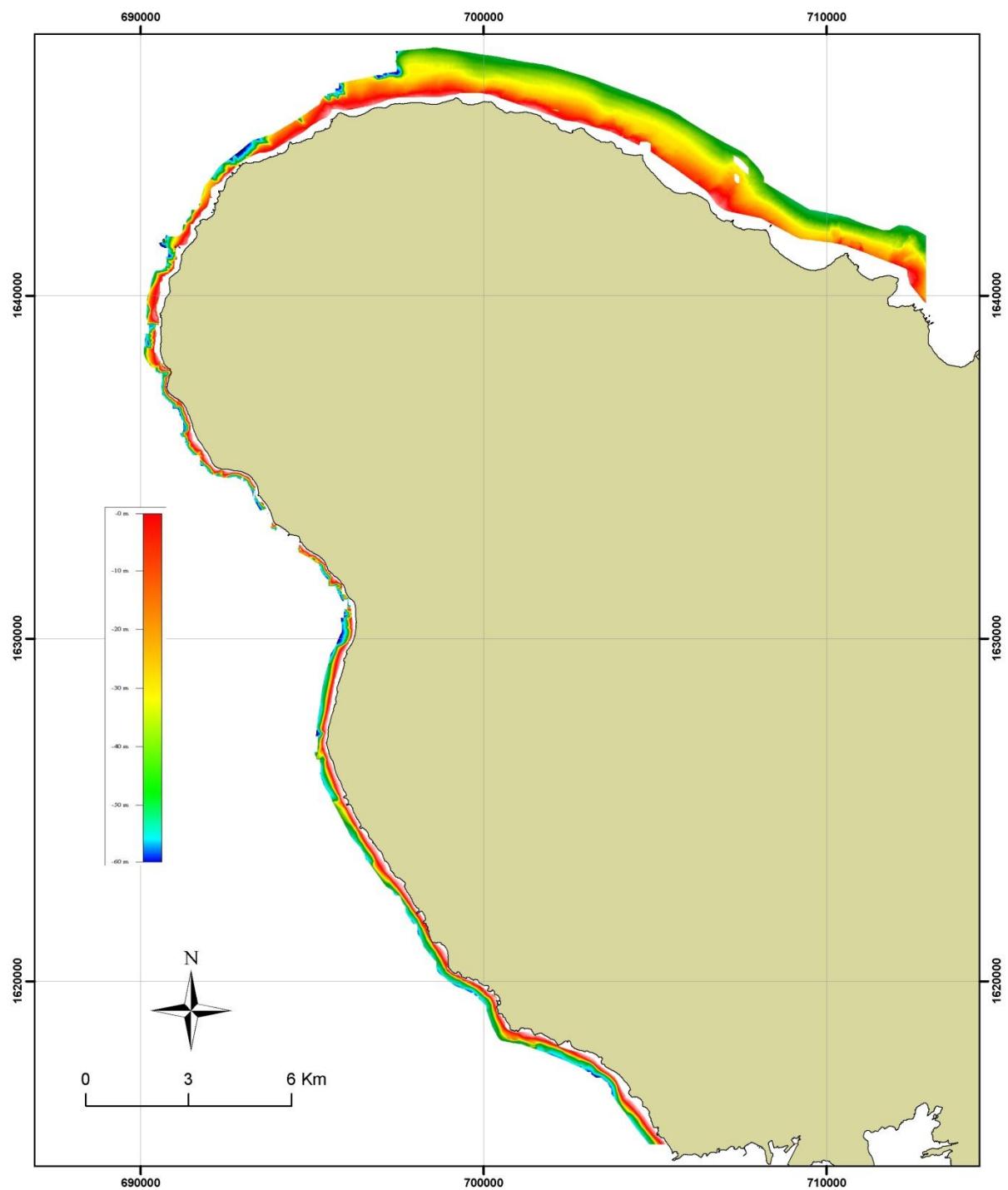
Annexe 7. Types d'habitat (substrat) identifiés par Envision et leur correspondance avec les catégories de l'étude.

Substrats	Description des substrats	Substrats correspondants
Sable	Sable plat, pas de rides	Sable
Sables avec rides	Sable avec présence de rides	Sable
Sable envasé	Sables fins mis en suspension par la camera	Sablot-vaseux
Sable et Roche	Zones de substrat rocheux entrecoupées par des zones de sable	Sable et Roche/Corail
Sable avec rides et Roche	Zones de substrat rocheux entrecoupées par des zones de sable avec rides	Sable et Roche/Corail
Roche	Socle rocheux, roches sur sédiment ou structure récifale	Roche
Gravats inconsolidés / Roches sur sable	Substrat inconsolidé (gravats ou roches) sur sable	Détritique
Gravats consolidés	Gravats colonisés indiquant un manque de mouvement	Détritique

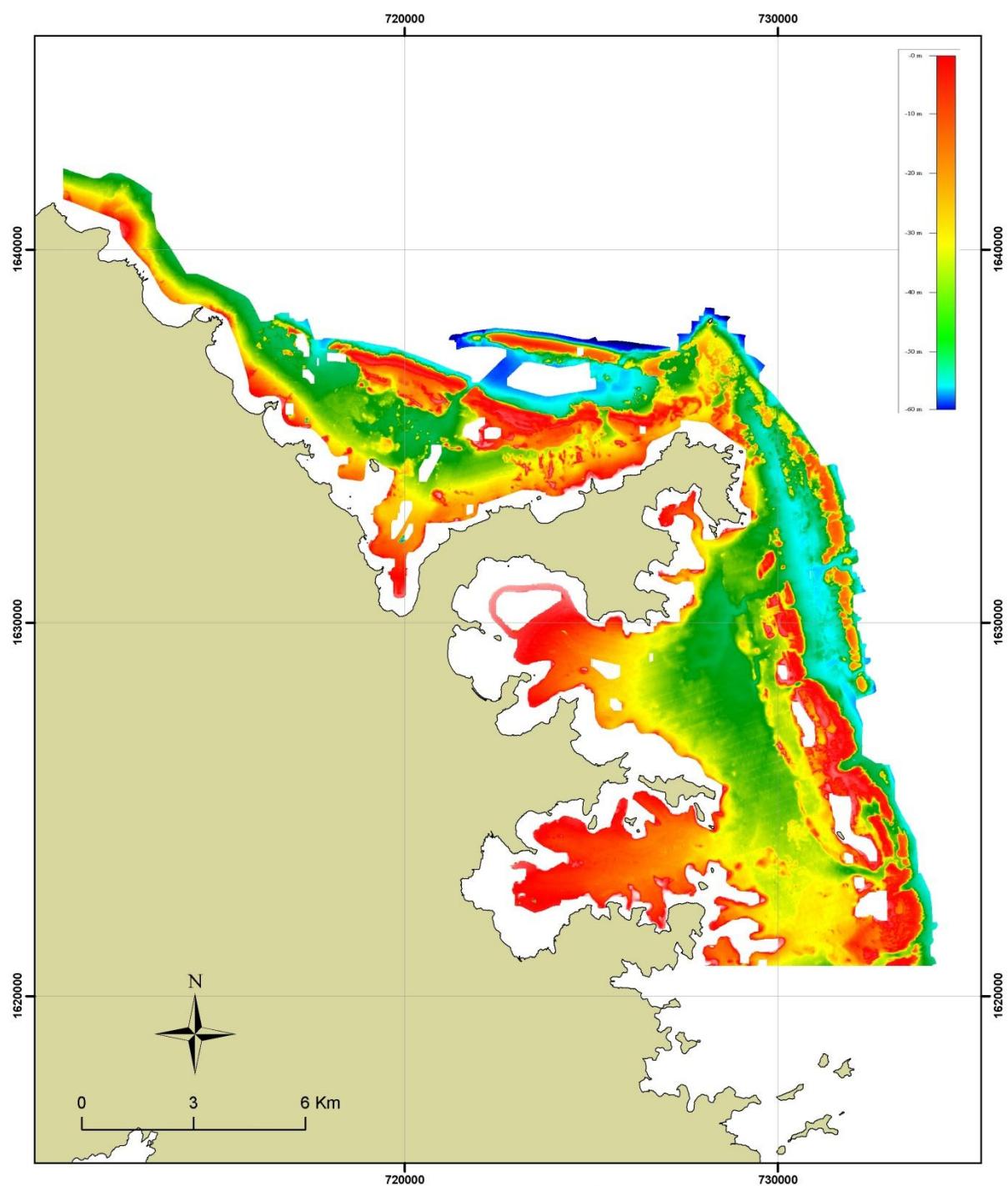
Annexe 8. Régions définies pour la réalisation des cartes bathymétriques et sonar latéral.



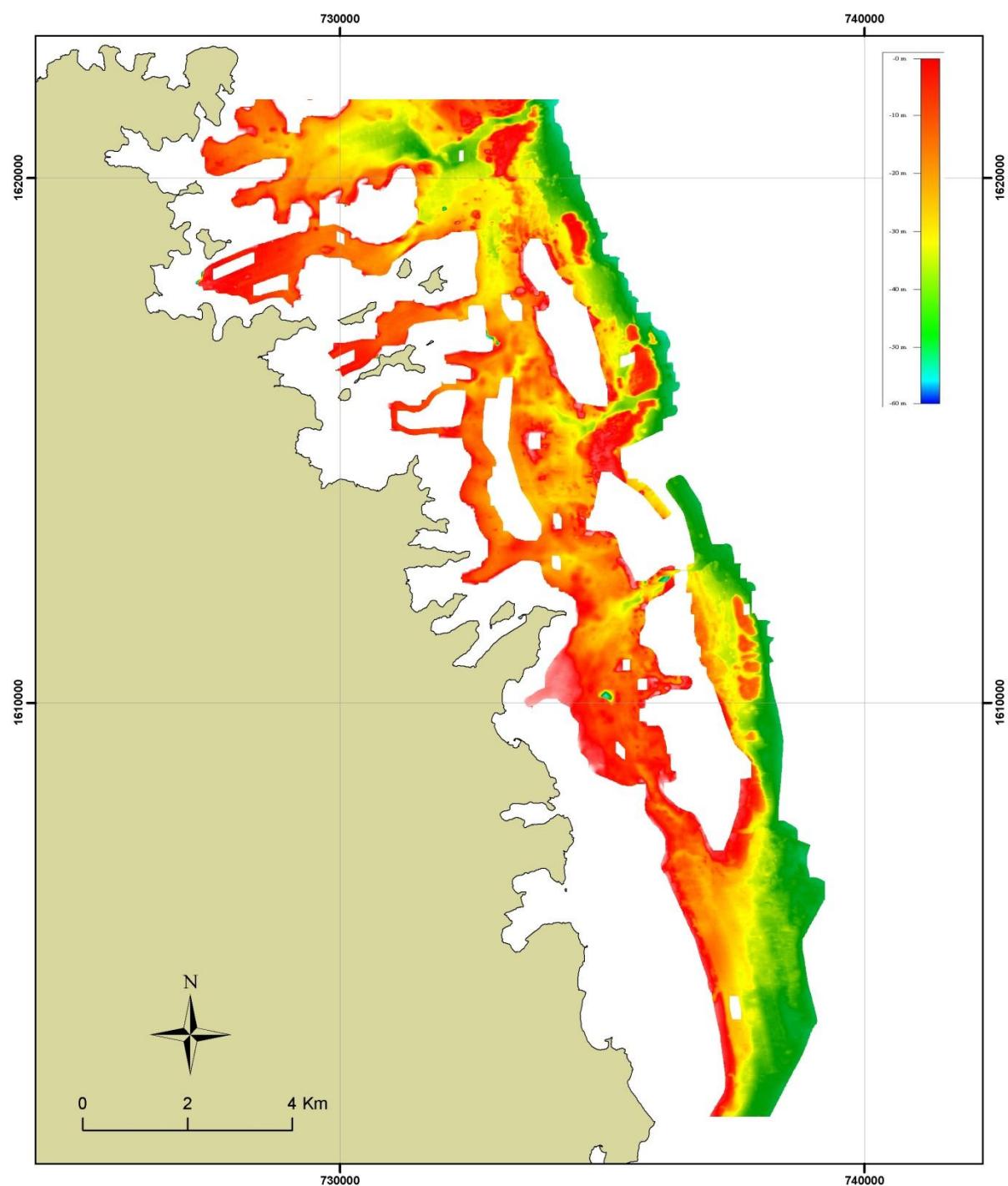
Annexe 9. Profil bathymétrique de la région nord-ouest de la Martinique.



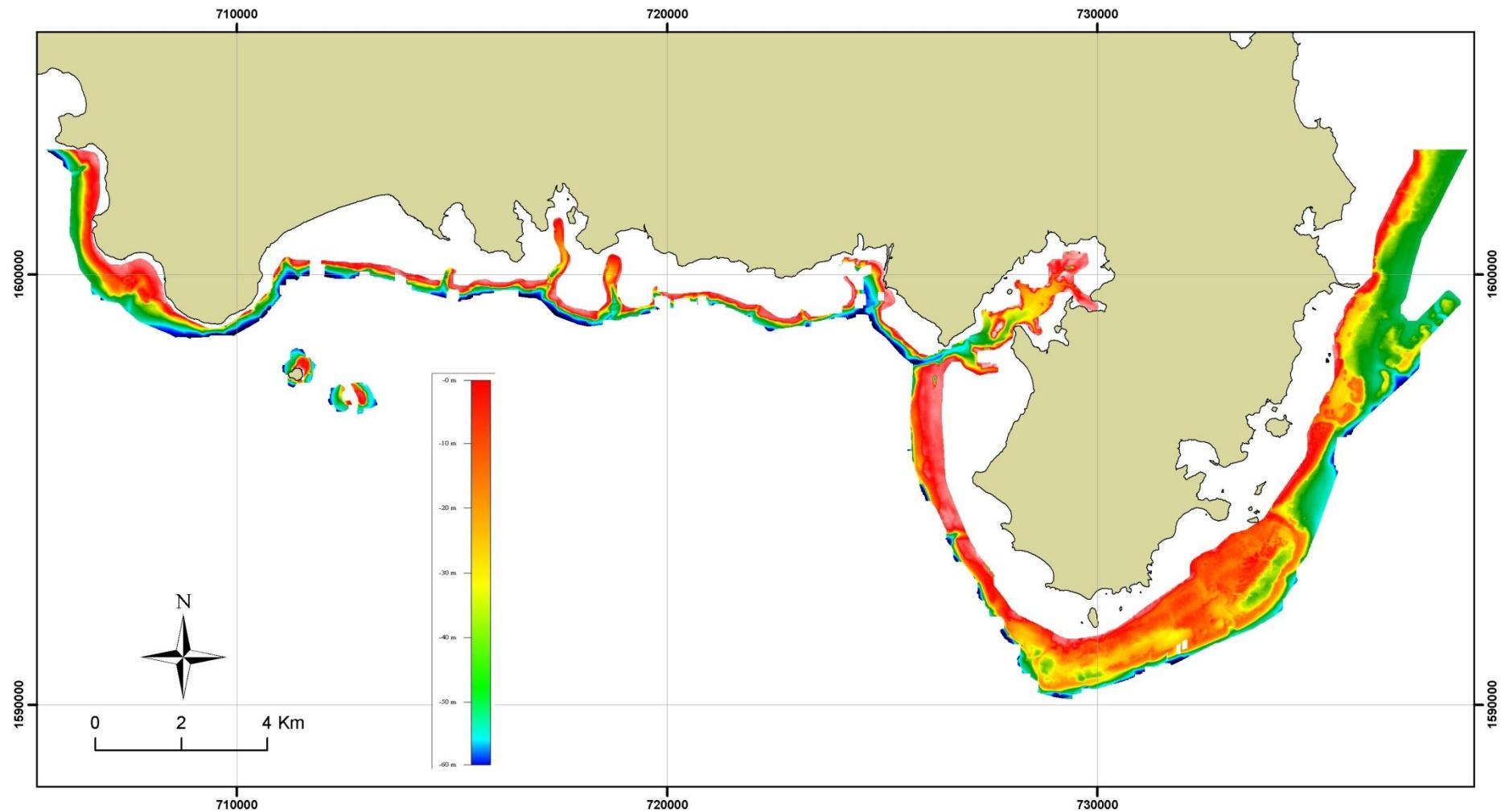
Annexe 10. Profil bathymétrique de la région nord-est de la Martinique.



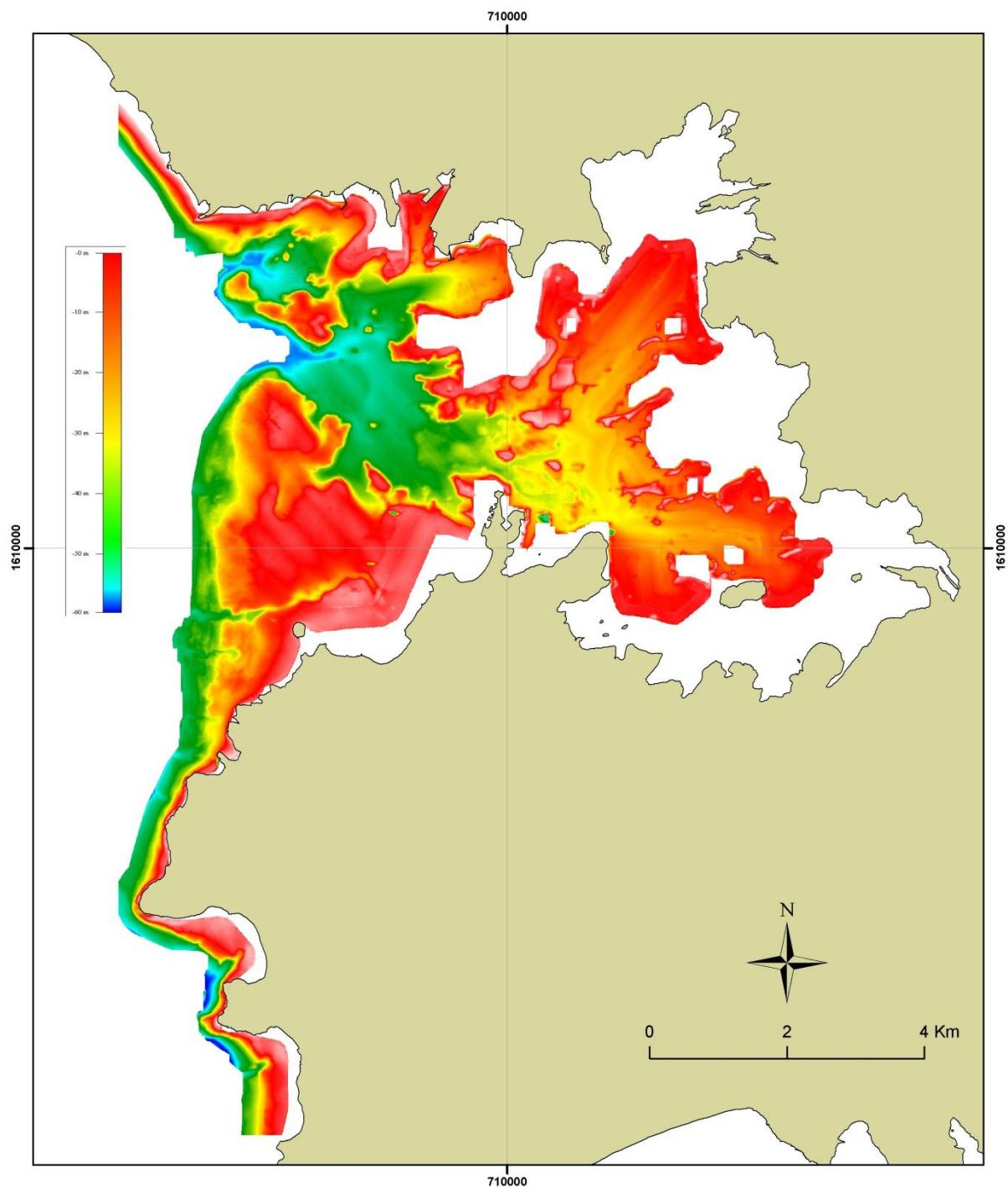
Annexe 11. Profil bathymétrique de la région est de la Martinique.



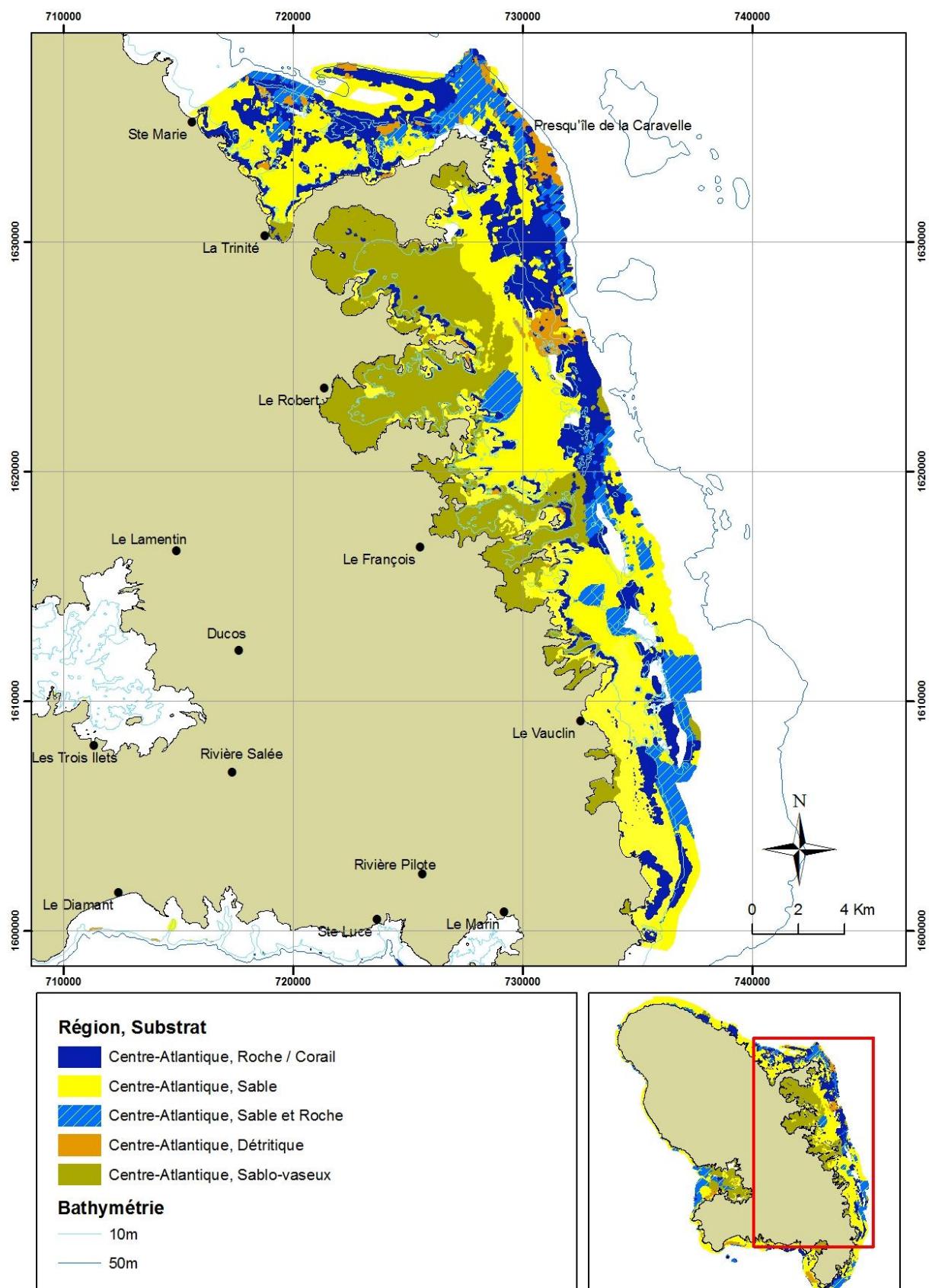
Annexe 12. Profil bathymétrique de la région sud de la Martinique.



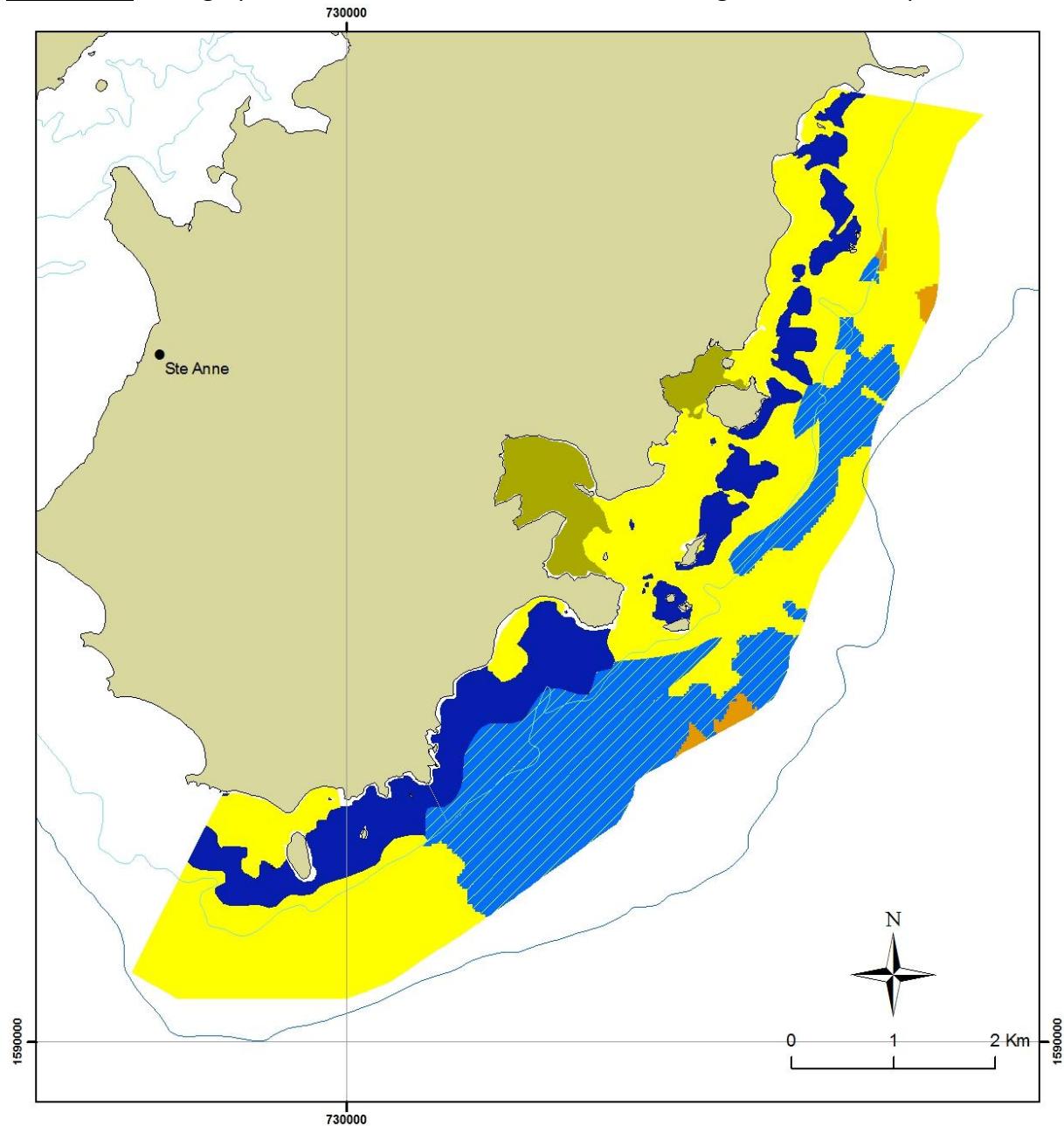
Annexe 13. Profil bathymétrique de la région ouest de la Martinique.



Annexe 14. Cartographie des substrats entre 0 et 50 m de la région Centre-Atlantique.



Annexe 15. Cartographie des substrats entre 0 et 50 m de la région Sud-Atlantique.

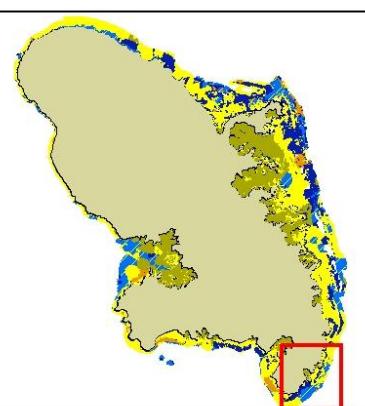


Région, Substrat

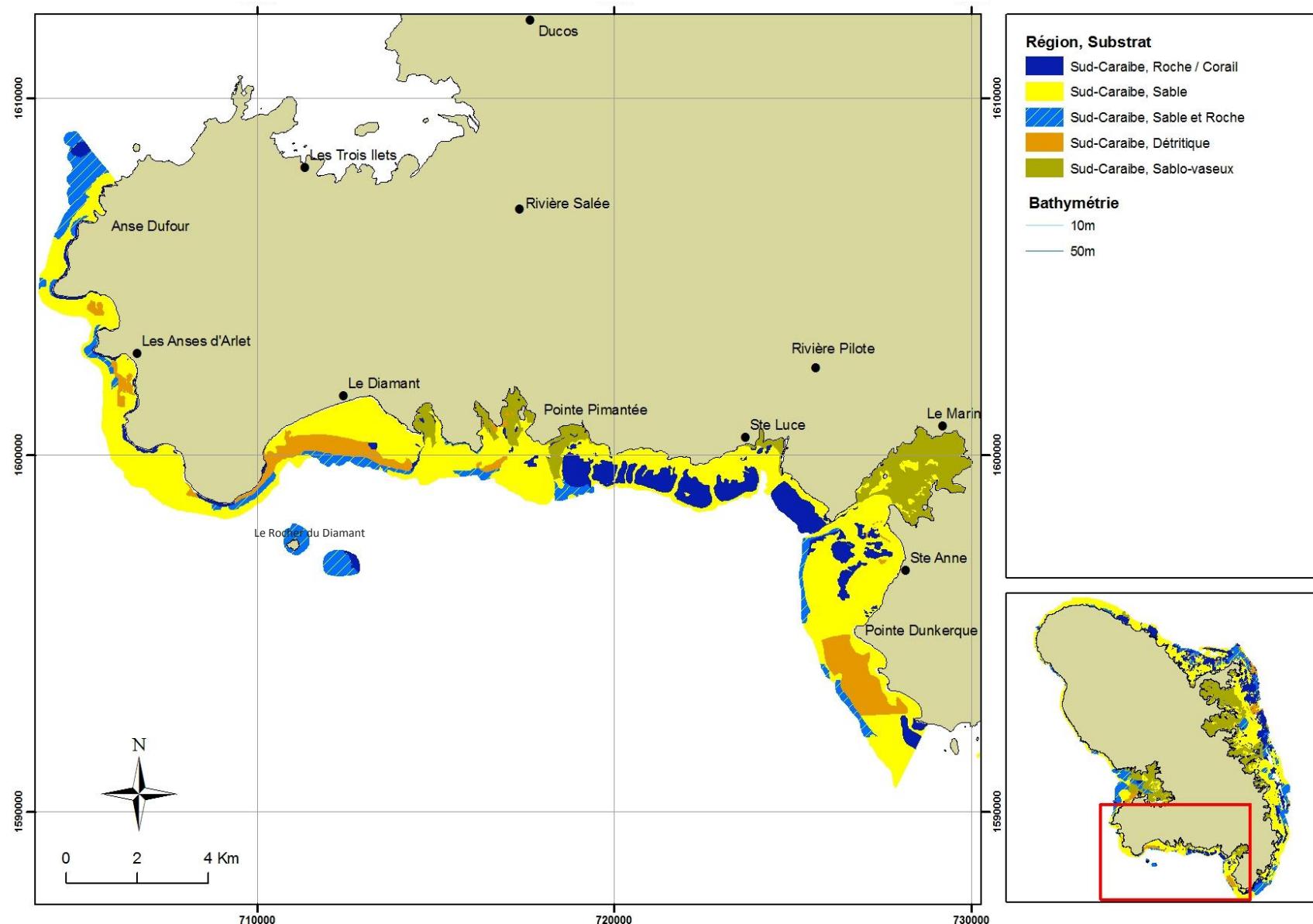
- Sud-Atlantique, Roche / Corail
- Sud-Atlantique, Sable
- Sud-Atlantique, Sable et Roche
- Sud-Atlantique, Détritique
- Sud-Atlantique, Sablo-vaseux

Bathymétrie

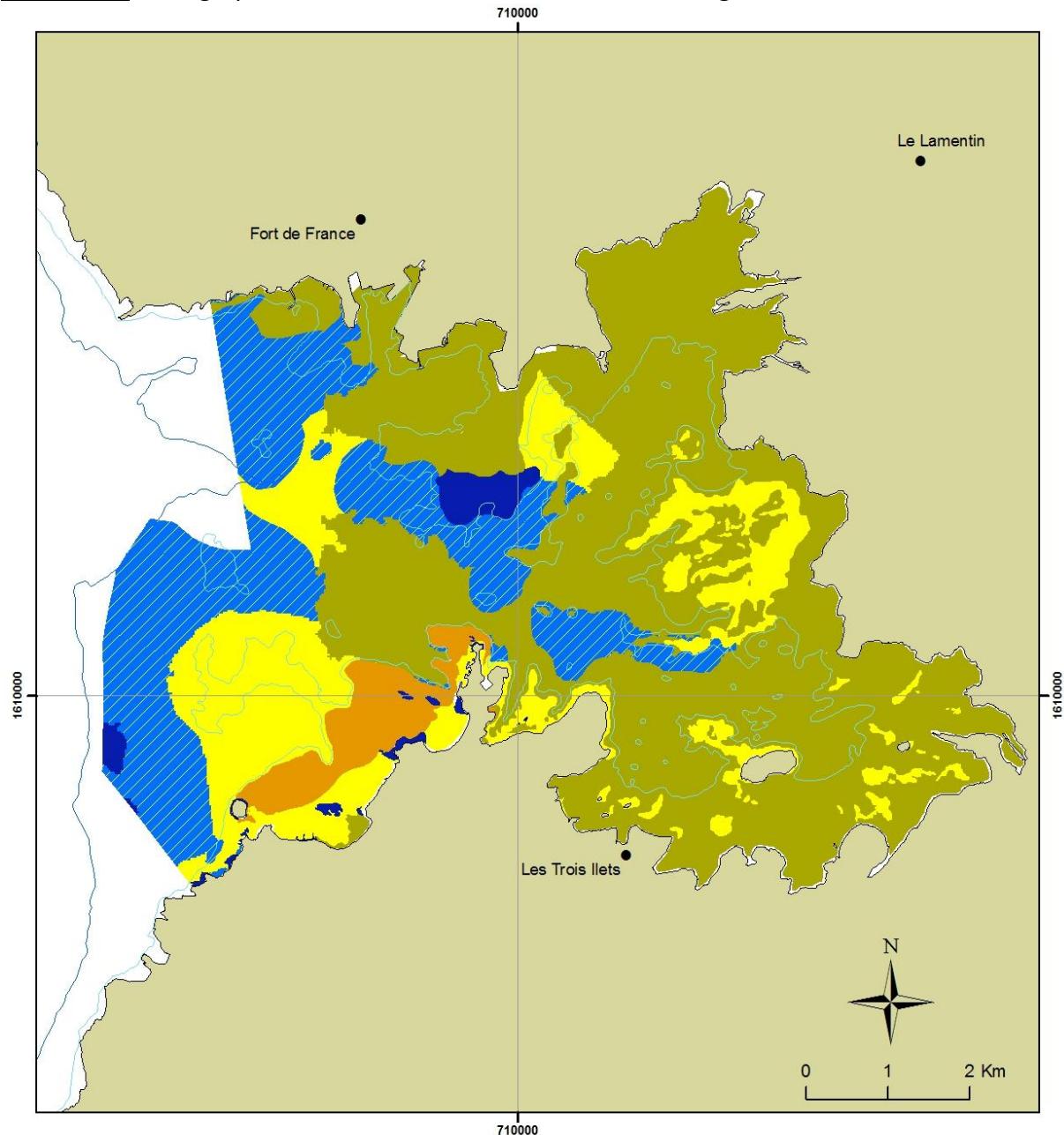
- 10m
- 50m



Annexe 16. Cartographie des substrats entre 0 et 50 m de la région Sud-Caraïbe.



Annexe 17. Cartographie des substrats entre 0 et 50 m de la région baie de Fort de France.

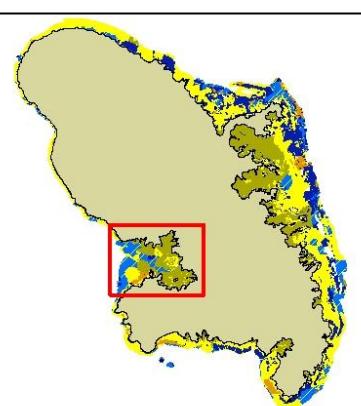


Région, Substrat

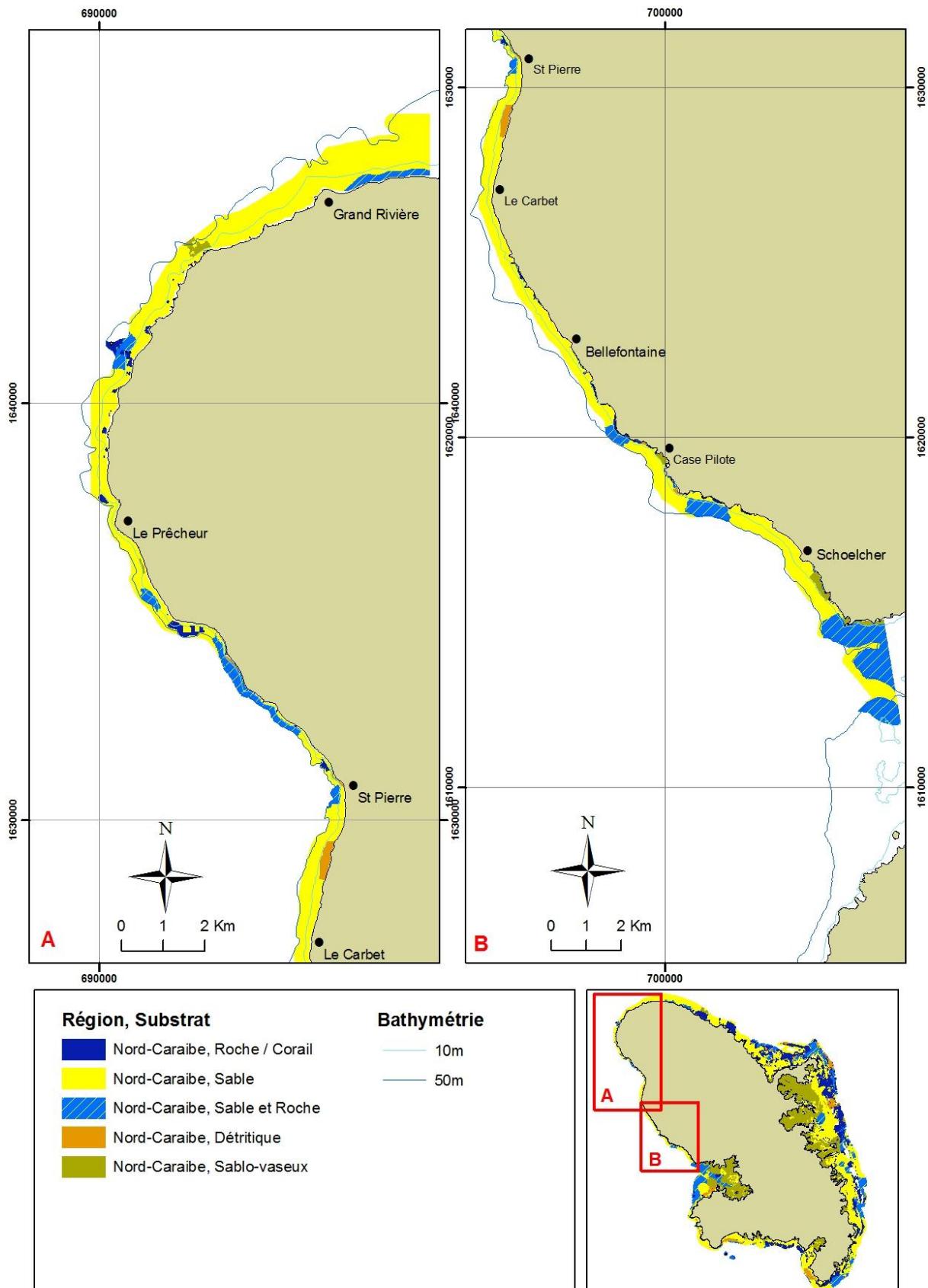
- Baie de Fort de France, Roche / Corail
- Baie de Fort de France, Sable
- Baie de Fort de France, Sable et Roche
- Baie de Fort de France, Détritique
- Baie de Fort de France, Sablo-vaseux

Bathymétrie

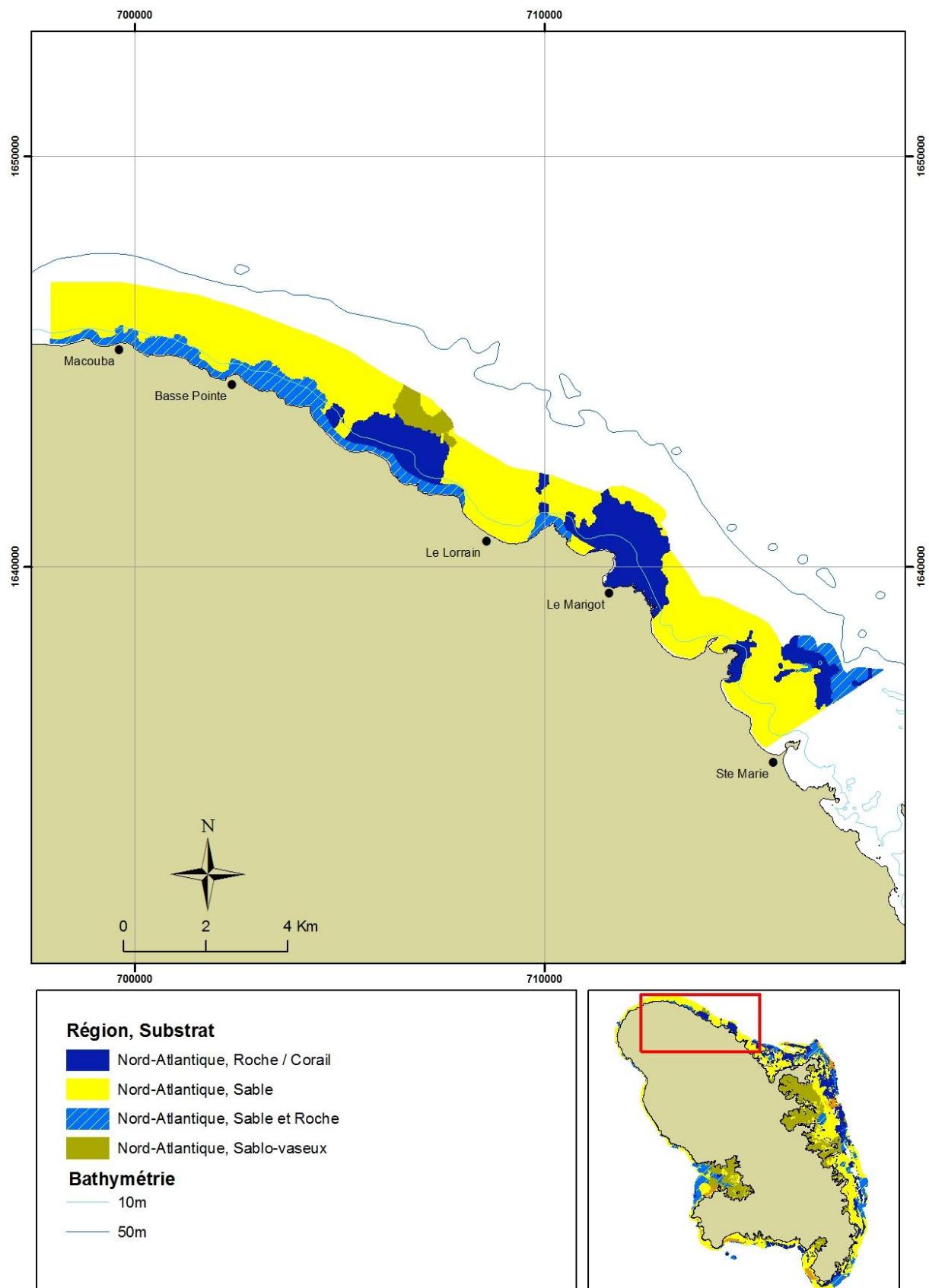
- 10m
- 50m



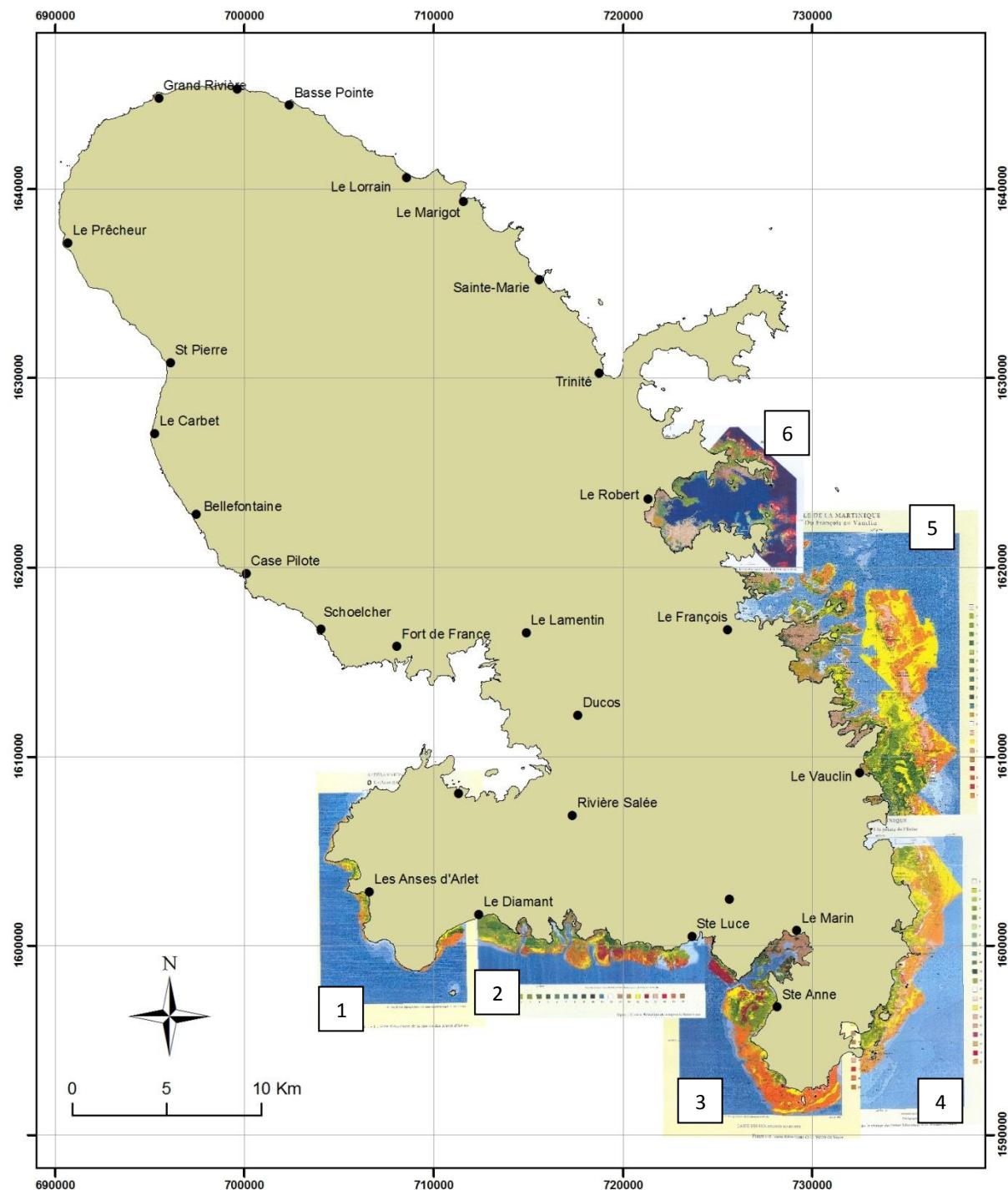
Annexe 18. Cartographie des substrats entre 0 et 50 m de la région Nord-Caraïbe.



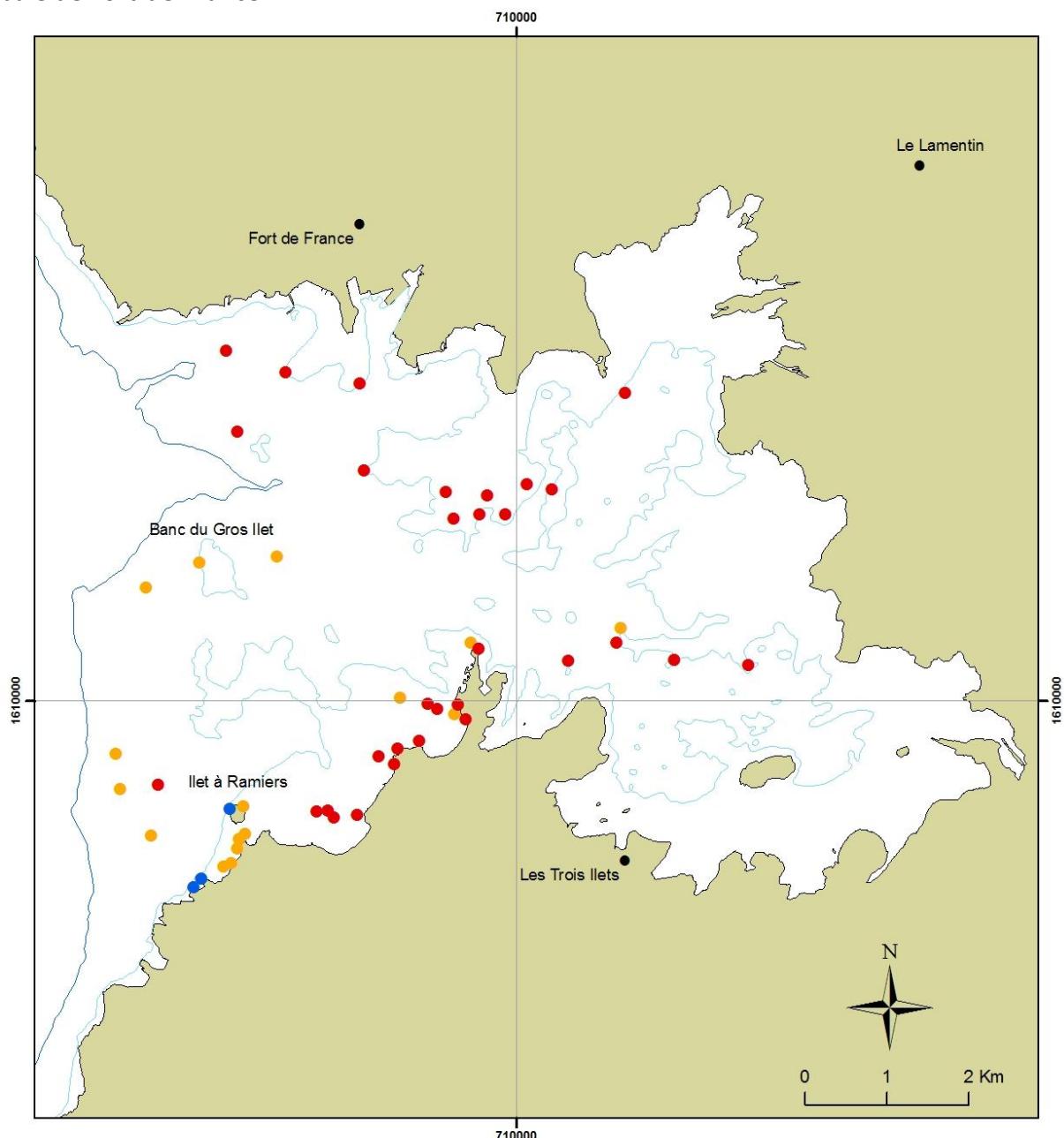
Annexe 19. Cartographie des substrats entre 0 et 50 m de la région Nord-Atlantique.



Annexe 20. Localisation des secteurs de la Martinique cartographiés dans l'étude de Chauvaud (1997) : (1) Les Anses d'Arlet, (2) la région de Sainte-Luce, (3) la région du Marin, (4) la région de l'Anse Macabou à la Pointe d'Enfer, (5) la région du François au Vauclin, (6) la baie du Robert.



Annexe 21. Cartographie de l'état de santé des communautés corallieennes de la région de la baie de Fort-de-France.

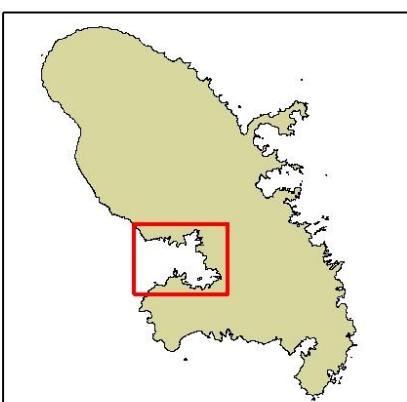


Région, Biocénoses, Etat_santé

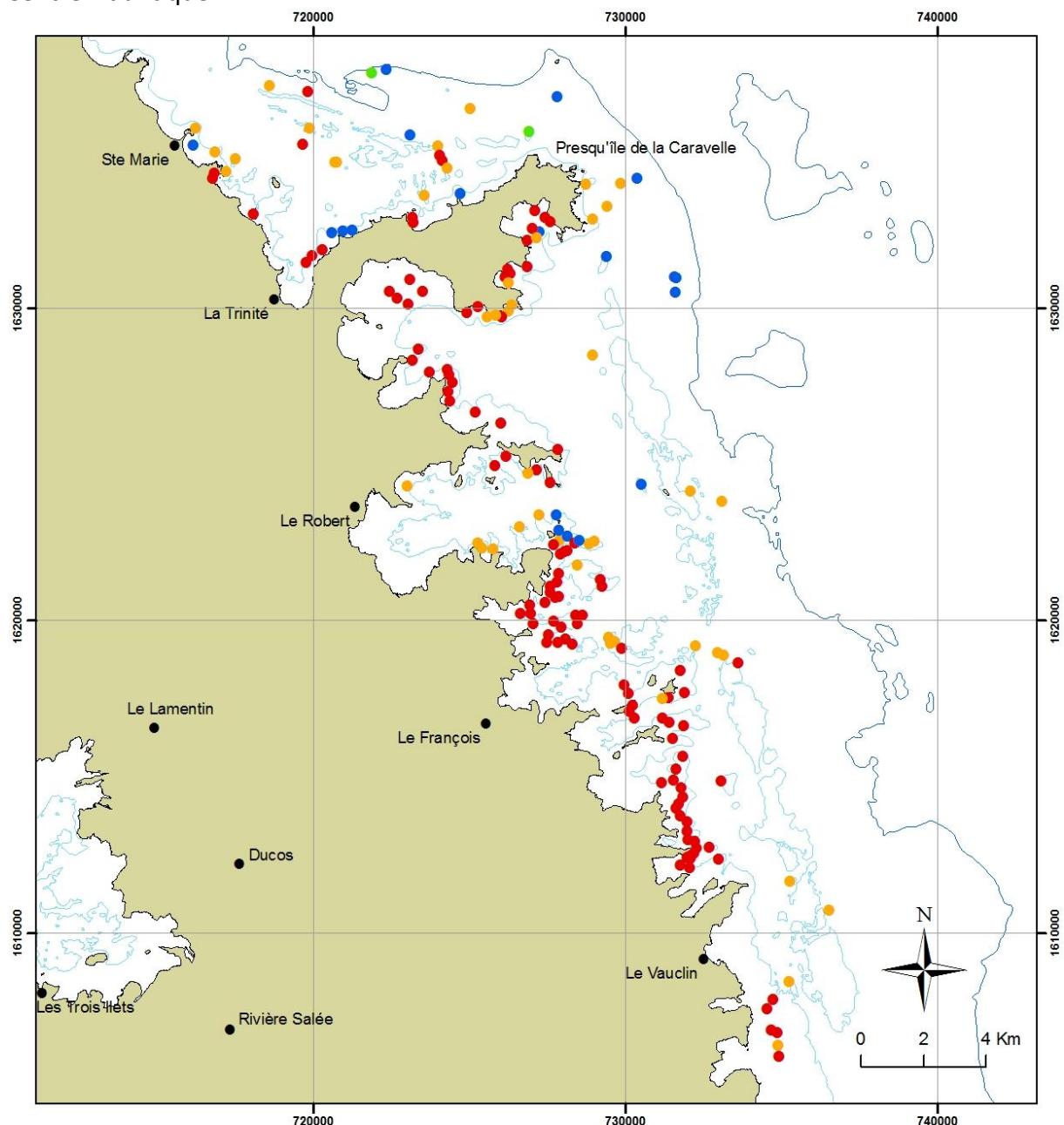
- Baie de Fort de France, Communauté corallienne, 2
- Baie de Fort de France, Communauté corallienne, 3
- Baie de Fort de France, Communauté corallienne, 4

Bathymétrie

- 10m
- 50m



Annexe 22. Cartographie de l'état de santé des communautés corallieennes de la région Centre-Atlantique.

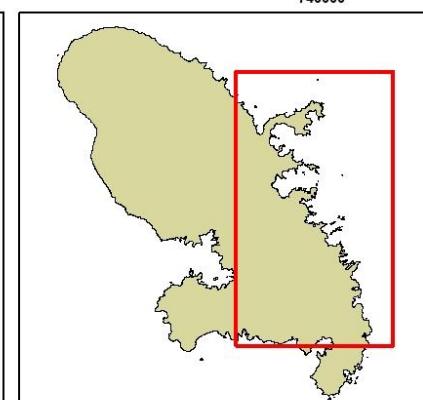


Région, Biocénoses, Etat_santé

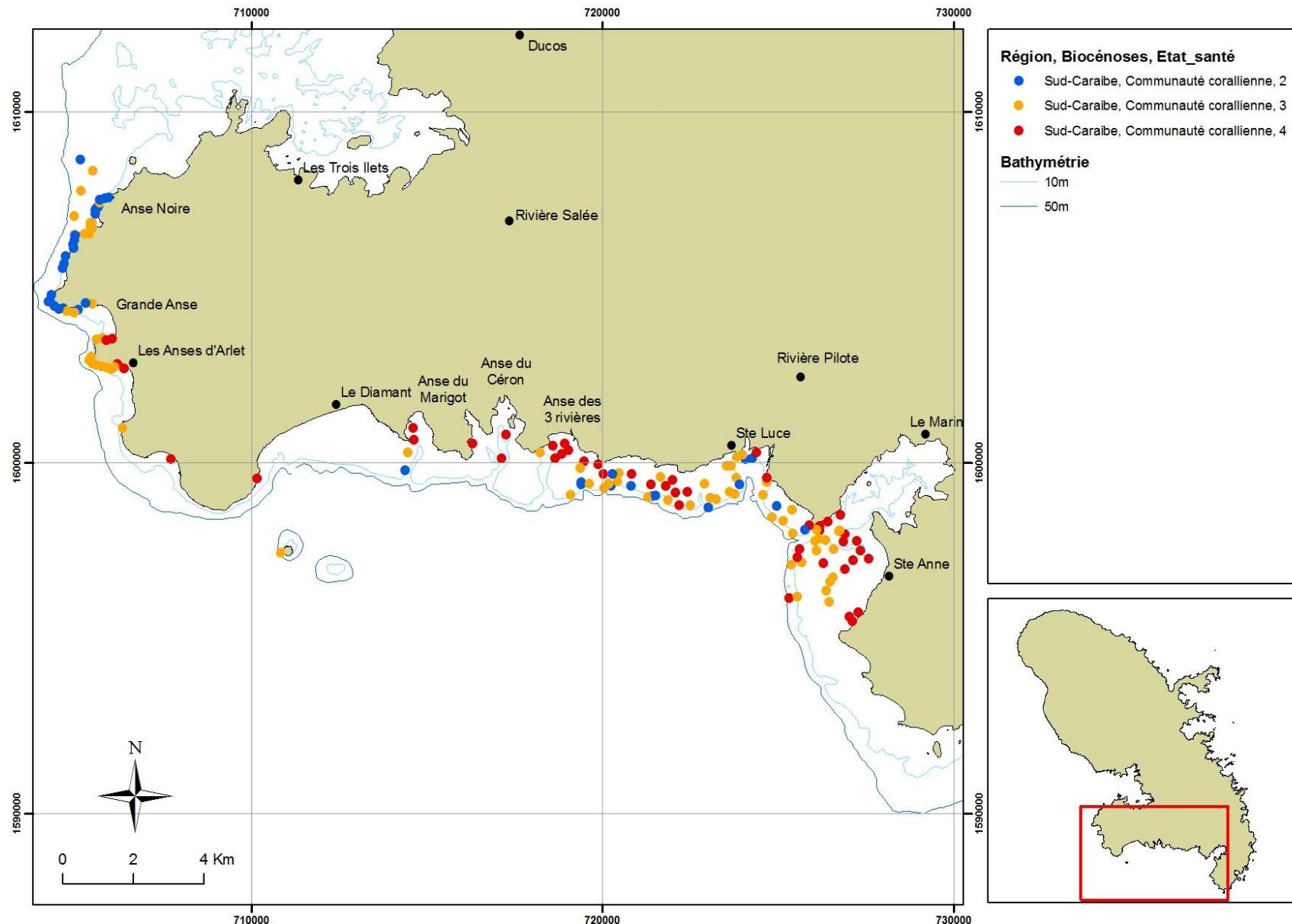
- Centre-Atlantique, Communauté corallienne, 1
- Centre-Atlantique, Communauté corallienne, 2
- Centre-Atlantique, Communauté corallienne, 3
- Centre-Atlantique, Communauté corallienne, 4

Bathymétrie

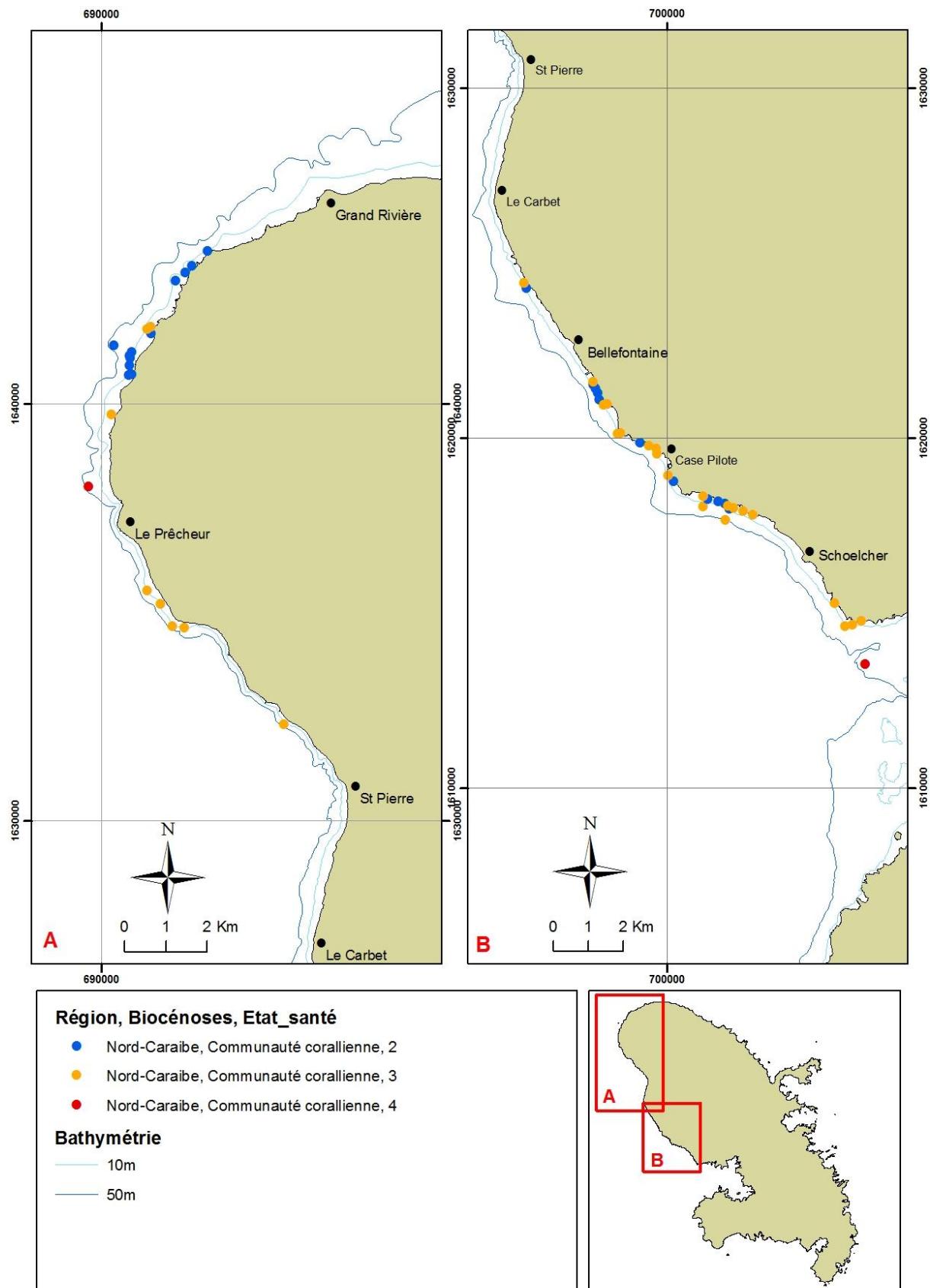
- 10m
- 50m



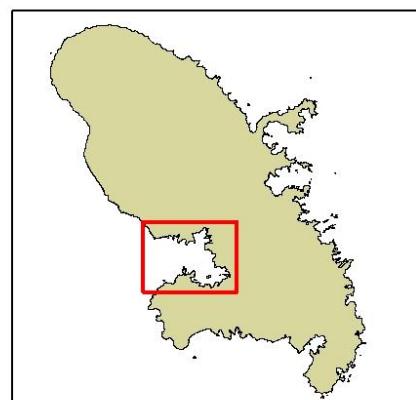
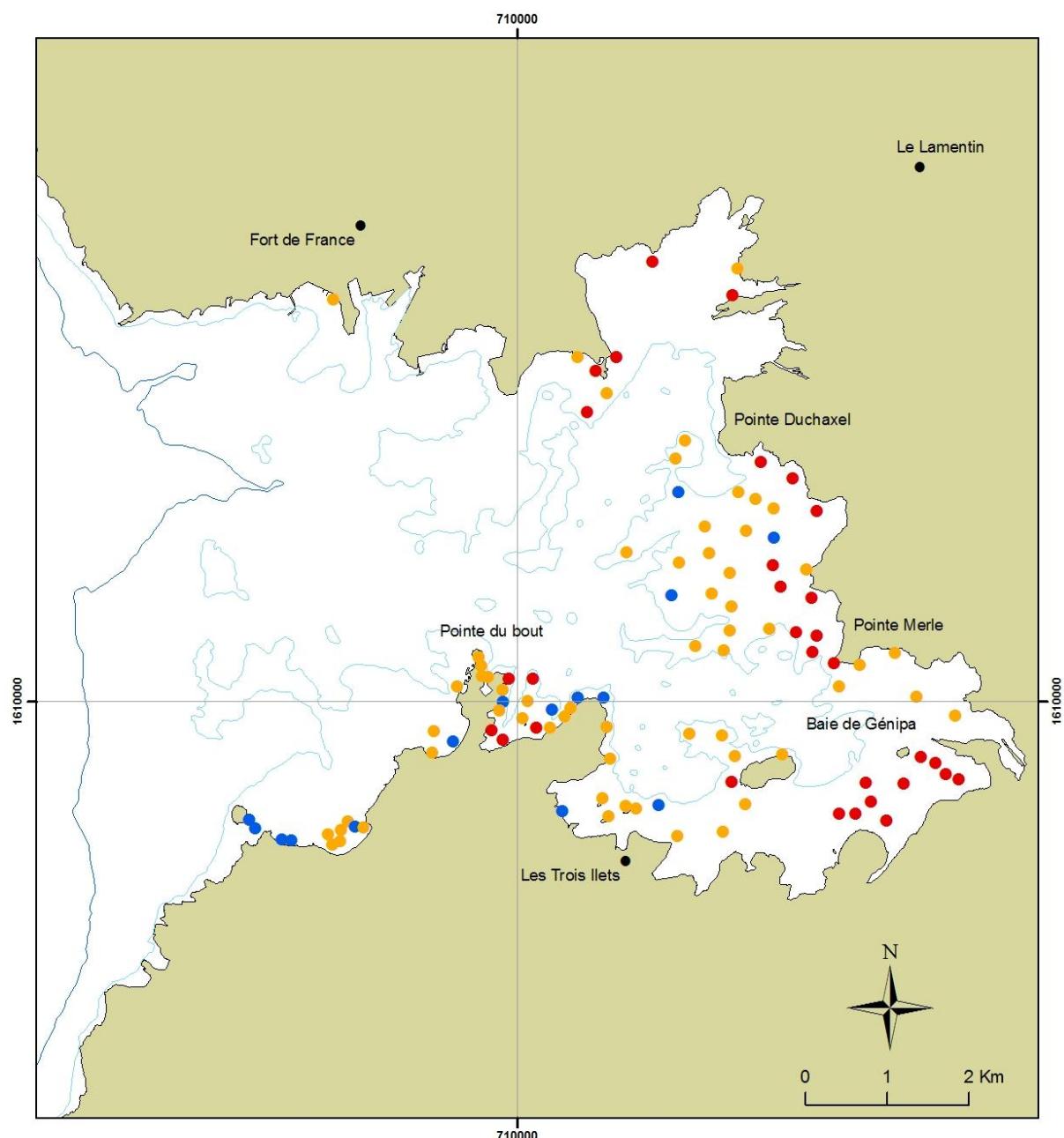
Annexe 23. Cartographie de l'état de santé des communautés corallieennes de la région Sud-Caraïbe.



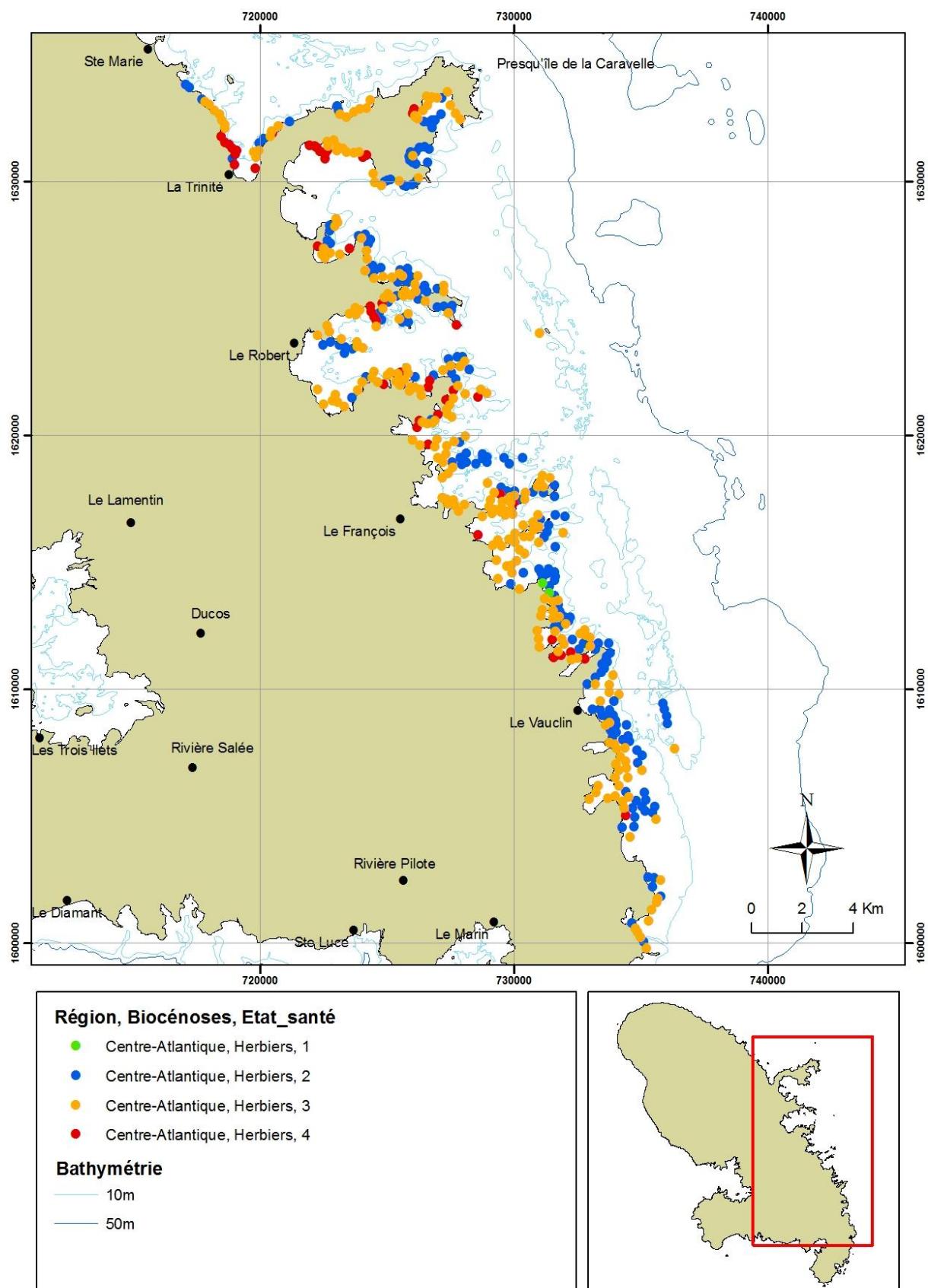
Annexe 24. Cartographie de l'état de santé des communautés corallieennes de la région Nord-Caraïbe.



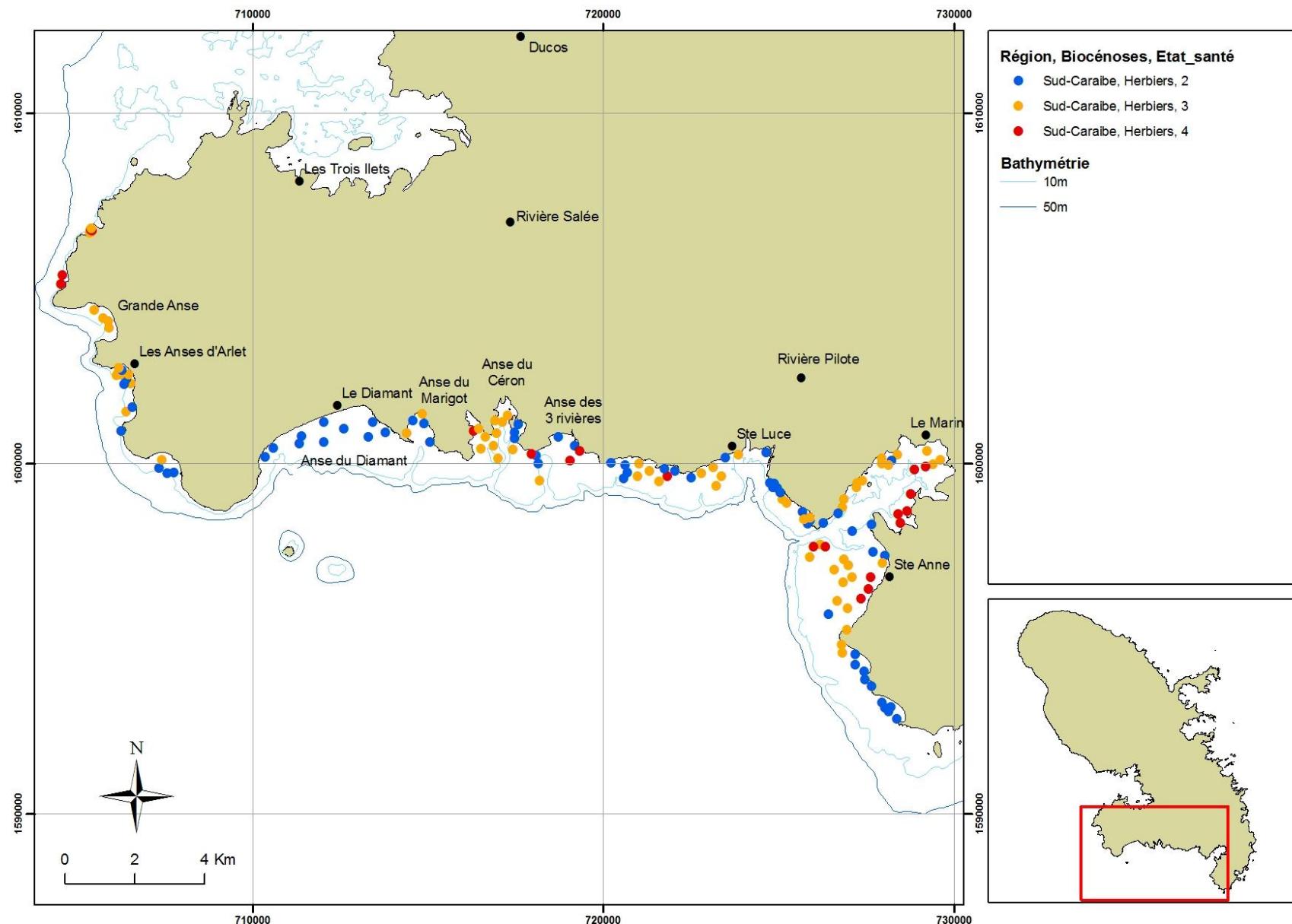
Annexe 25. Cartographie de l'état de santé des herbiers de la baie de Fort-de-France.



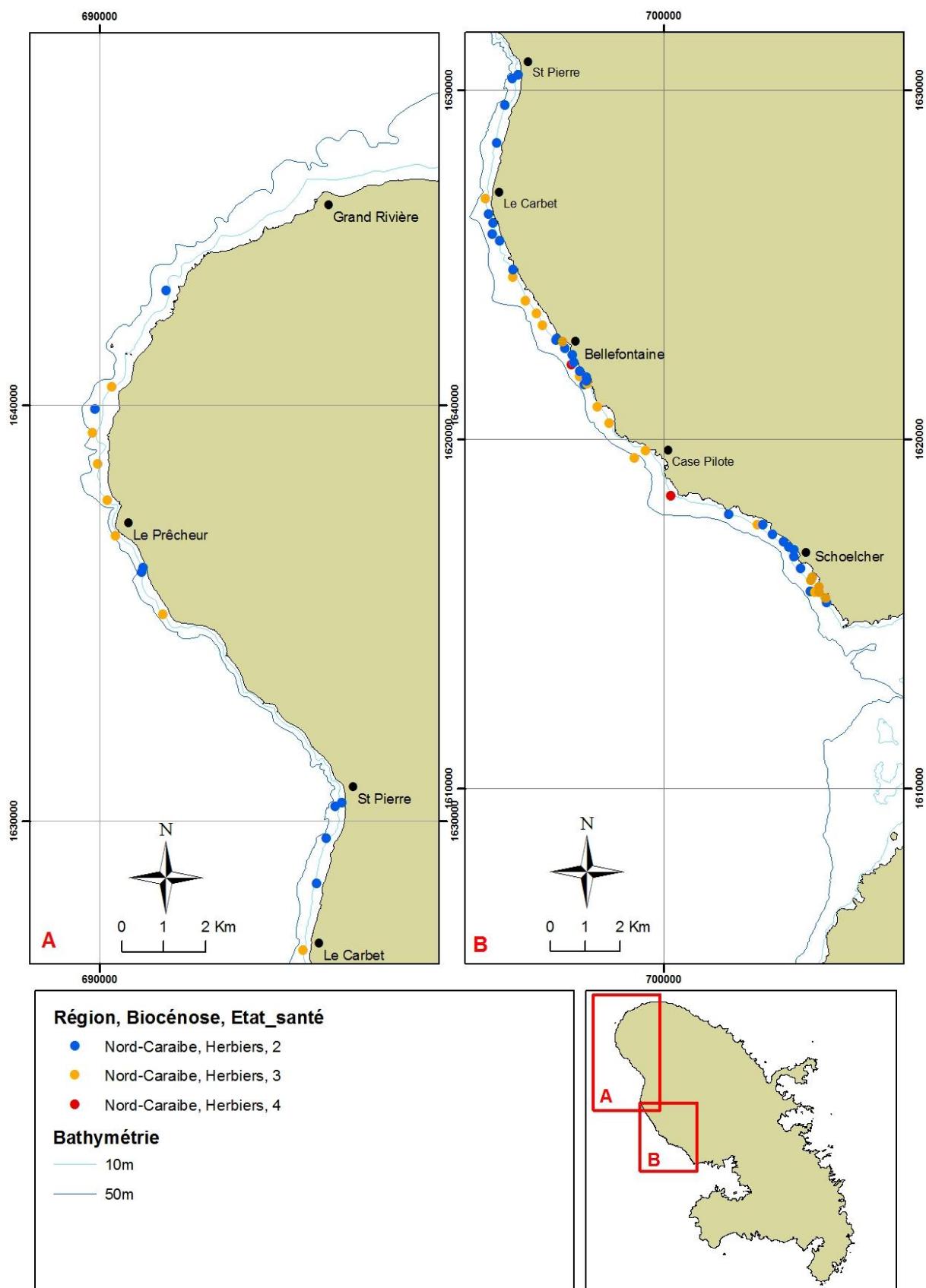
Annexe 26. Cartographie de l'état de santé des herbiers de la région Centre-Atlantique.



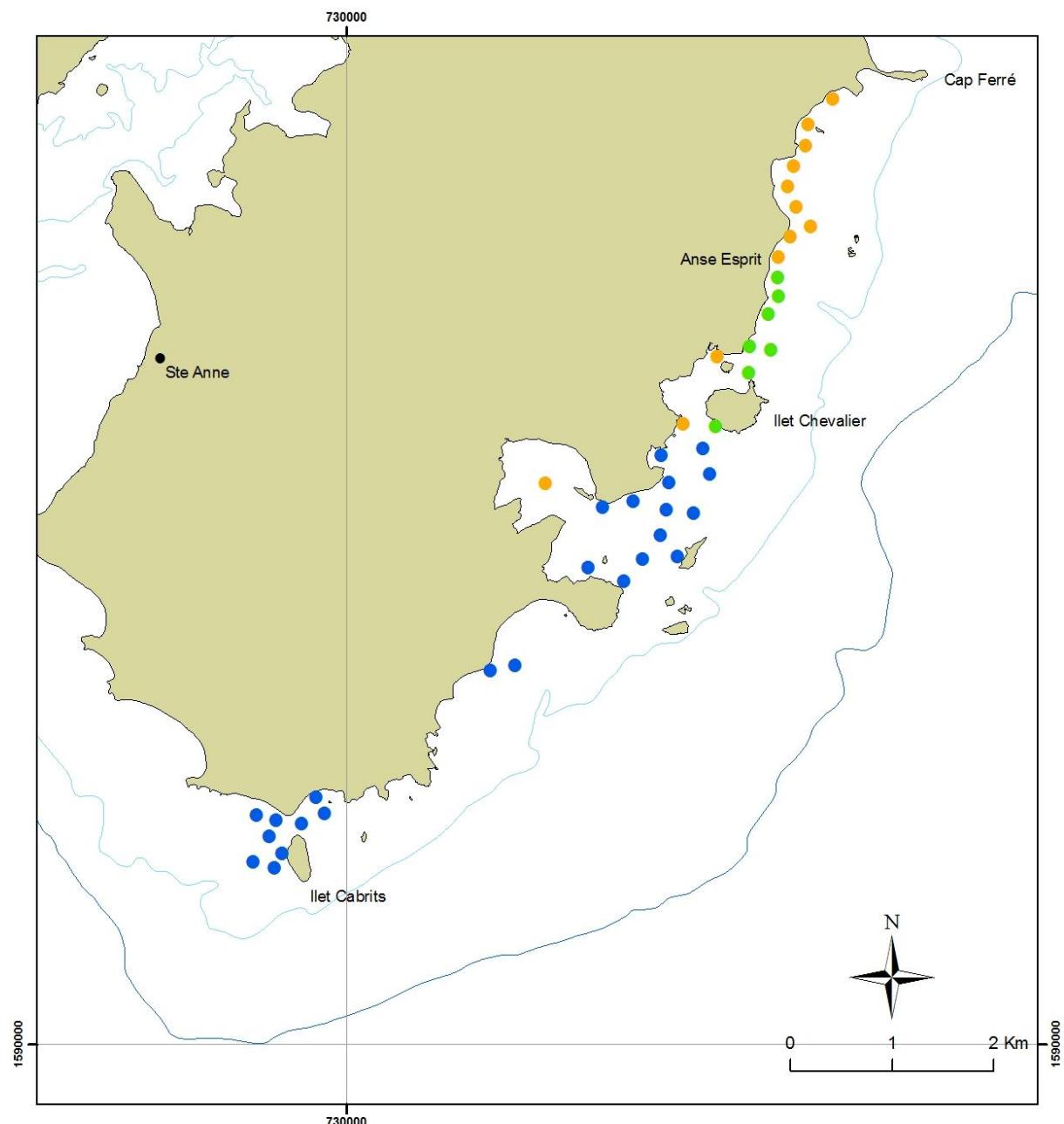
Annexe 27. Cartographie de l'état de santé des herbiers de la région Sud-Caraïbe.



Annexe 28. Cartographie de l'état de santé des herbiers de la région Nord-Caraïbe.



Annexe 29. Cartographie de l'état de santé des herbiers de la région Sud-Atlantique.

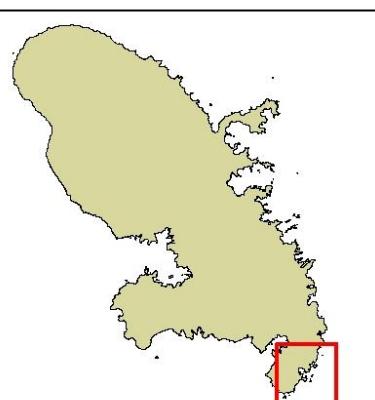


Région, Biocénoses, Etat_santé

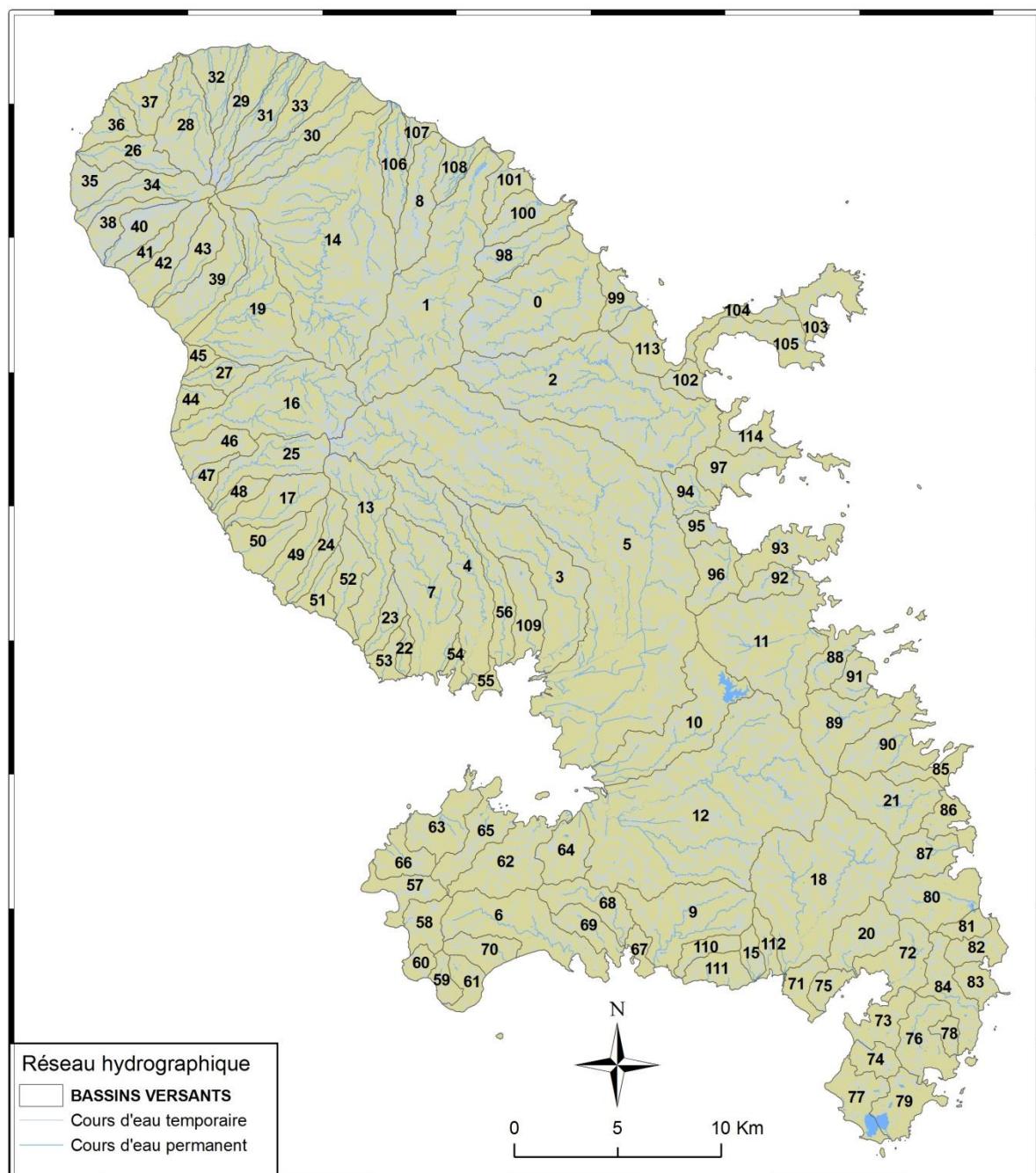
- Sud-Atlantique, Herbiers, 1
- Sud-Atlantique, Herbiers, 2
- Sud-Atlantique, Herbiers, 3

Bathymétrie

- 10m
- 50m



Annexe 30. Localisation des 115 bassins versants de la Martinique.



Annexe 31. Tableau récapitulatif des indices de risque calculés pour chaque type de pression et de leur somme sur la zone de 3 km des 115 bassins versants de la Martinique.

Région	Bassin Versant	Risque Cultures	Risque Elevages porcs	Risque Stations d'épuration	Risque Distilleries	Risque Carrières	Risque BATI	Somme des risques
Baie de FDF	64	1	0	0	0	0	1	2
Baie de FDF	22	1	0	0	0	0	3	4
Baie de FDF	54	1	0	0	0	0	3	4
Baie de FDF	109	1	0	0	0	0	3	4
Baie de FDF	4	1	0	1	0	0	4	6
Baie de FDF	55	1	0	4	0	0	1	6
Baie de FDF	65	1	0	3	0	0	2	6
Baie de FDF	10	2	4	0	0	0	1	7
Baie de FDF	62	1	2	0	0	3	1	7
Baie de FDF	63	1	0	4	0	0	2	7
Baie de FDF	7	1	0	4	0	0	4	9
Baie de FDF	12	4	0	3	0	0	2	9
Baie de FDF	53	1	0	4	0	0	4	9
Baie de FDF	56	1	0	4	3	0	2	10
Baie de FDF	3	1	0	3	3	3	3	13
Baie de FDF	5	4	2	4	3	3	4	20
Nord Caraïbe	17	1	0	0	0	0	1	2
Nord Caraïbe	24	1	0	0	0	0	1	2
Nord Caraïbe	26	1	0	0	0	0	1	2
Nord Caraïbe	27	1	0	0	0	0	1	2
Nord Caraïbe	36	1	0	0	0	0	1	2
Nord Caraïbe	37	1	0	0	0	0	1	2
Nord Caraïbe	40	1	0	0	0	0	1	2
Nord Caraïbe	45	1	0	0	0	0	1	2
Nord Caraïbe	47	1	0	0	0	0	1	2
Nord Caraïbe	48	1	0	0	0	0	1	2
Nord Caraïbe	51	1	0	0	0	0	1	2
Nord Caraïbe	13	1	0	0	0	0	2	3
Nord Caraïbe	23	1	0	0	0	0	2	3
Nord Caraïbe	34	1	0	1	0	0	1	3
Nord Caraïbe	35	2	0	0	0	0	1	3
Nord Caraïbe	38	1	0	1	0	0	1	3
Nord Caraïbe	44	2	0	0	0	0	1	3
Nord Caraïbe	16	1	0	2	0	0	1	4
Nord Caraïbe	25	1	2	0	0	0	1	4
Nord Caraïbe	50	1	0	2	0	0	1	4
Nord Caraïbe	42	1	0	0	0	3	1	5
Nord Caraïbe	46	1	0	0	3	0	1	5
Nord Caraïbe	49	1	0	3	0	0	1	5
Nord Caraïbe	39	3	0	2	0	0	1	6
Nord Caraïbe	41	1	0	0	0	4	1	6
Nord Caraïbe	43	1	0	0	0	4	1	6
Nord Caraïbe	52	1	0	3	0	0	2	6
Nord Caraïbe	19	3	0	0	3	0	1	7
Sud caraïbe	20	1	0	0	0	0	1	2
Sud caraïbe	57	1	0	0	0	0	1	2
Sud caraïbe	59	1	0	0	0	0	1	2
Sud caraïbe	61	1	0	0	0	0	1	2
Sud caraïbe	66	1	0	0	0	0	1	2
Sud caraïbe	71	1	0	0	0	0	1	2

Région	Bassin Versant	Risque Cultures	Risque Elevages porcs	Risque Stations d'épuration	Risque Distilleries	Risque Carrières	Risque BATI	Somme des risques
Sud caraibe	74	1	0	0	0	0	1	2
Sud caraibe	75	1	0	0	0	0	1	2
Sud caraibe	77	1	0	0	0	0	1	2
Sud caraibe	110	1	0	0	0	0	1	2
Sud caraibe	112	1	0	0	0	0	1	2
Sud caraibe	67	2	0	0	0	0	1	3
Sud caraibe	69	1	0	1	0	0	1	3
Sud caraibe	15	1	0	3	0	0	1	5
Sud caraibe	58	1	0	3	0	0	1	5
Sud caraibe	68	1	0	0	0	3	1	5
Sud caraibe	73	1	0	3	0	0	1	5
Sud caraibe	60	1	4	0	0	0	1	6
Sud caraibe	72	1	0	3	0	0	2	6
Sud caraibe	111	1	0	4	0	0	2	7
Sud caraibe	18	1	0	2	4	0	2	9
Sud caraibe	70	1	4	3	0	0	1	9
Sud caraibe	6	1	2	3	3	3	2	14
Sud caraibe	9	3	0	3	3	3	2	14
Centre Atlantique	88	1	0	0	0	0	1	2
Centre Atlantique	91	1	0	0	0	0	1	2
Centre Atlantique	93	1	0	0	0	0	1	2
Centre Atlantique	92	1	0	1	0	0	1	3
Centre Atlantique	105	2	0	0	0	0	1	3
Centre Atlantique	96	1	0	2	0	0	1	4
Centre Atlantique	95	1	3	0	0	0	1	5
Centre Atlantique	97	1	0	2	0	0	2	5
Centre Atlantique	114	1	0	0	0	4	1	6
Centre Atlantique	102	2	0	4	0	0	1	7
Centre Atlantique	94	1	3	3	0	0	2	9
Centre Atlantique	89	3	4	0	4	0	1	12
Centre Atlantique	11	4	4	3	0	0	3	14
Centre Atlantique	2	4	3	0	4	3	2	16
Nord Atlantique	103	1	0	0	0	0	1	2
Nord Atlantique	107	1	0	0	0	0	1	2
Nord Atlantique	8	2	0	0	0	0	1	3
Nord Atlantique	28	1	0	1	0	0	1	3
Nord Atlantique	32	2	0	0	0	0	1	3
Nord Atlantique	99	1	0	0	0	0	2	3
Nord Atlantique	100	2	0	0	0	0	1	3
Nord Atlantique	98	1	2	0	0	0	1	4
Nord Atlantique	104	1	0	2	0	0	1	4
Nord Atlantique	30	4	0	0	0	0	1	5
Nord Atlantique	33	4	0	0	0	0	1	5
Nord Atlantique	101	2	0	2	0	0	1	5
Nord Atlantique	14	3	2	0	0	0	1	6
Nord Atlantique	29	3	0	2	0	0	1	6
Nord Atlantique	113	1	2	0	0	0	3	6
Nord Atlantique	106	2	4	0	0	0	1	7
Nord Atlantique	1	3	4	0	0	0	1	8
Nord Atlantique	108	2	2	2	0	0	2	8
Nord Atlantique	31	2	0	3	3	0	1	9
Nord Atlantique	0	4	4	4	4	0	3	19
Sud Atlantique	76	1	0	0	0	0	1	2
Sud Atlantique	78	1	0	0	0	0	1	2
Sud Atlantique	81	1	0	0	0	0	1	2

Région	Bassin Versant	Risque Cultures	Risque Elevages porcs	Risque Stations d'épuration	Risque Distilleries	Risque Carrières	Risque BATI	Somme des risques
Sud Atlantique	82	1	0	0	0	0	1	2
Sud Atlantique	83	1	0	0	0	0	1	2
Sud Atlantique	84	1	0	0	0	0	1	2
Sud Atlantique	85	1	0	0	0	0	1	2
Sud Atlantique	86	1	0	0	0	0	1	2
Sud Atlantique	79	2	0	0	0	0	1	3
Sud Atlantique	80	1	1	0	0	0	1	3
Sud Atlantique	90	1	2	2	0	0	2	7
Sud Atlantique	87	1	3	0	0	3	1	8
Sud Atlantique	21	2	4	3	0	0	1	10

Annexe 32. Tableau de synthèse des espèces d'algues prélevées aux deux profondeurs sur les 10 sites échantillonnés et pour les deux saisons inventoriées.

Site	Saison	Date	Profondeur (m)	Espèces d'algues prélevées
DSV	Humide	21/12/2007	10	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Sargassum sp.</i> , <i>Udotea sp.</i>
		21/12/2007	30	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Sargassum sp.</i> , <i>Udotea sp.</i> , <i>Lobophora variegata</i>
	Sèche	22/04/2008	10	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Sargassum sp.</i> , <i>Udotea sp.</i>
		22/04/2008	30	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Sargassum sp.</i> , <i>Udotea sp.</i> , <i>Lobophora variegata</i>
DAV	Humide	21/12/2007	10	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Sargassum sp.</i>
		21/12/2007	30	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Sargassum sp.</i>
	Sèche	22/04/2008	10	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Sargassum sp.</i>
		22/04/2008	30	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Sargassum sp.</i> , <i>Caulerpa racemosa</i>
CO	Humide	17/12/2007	10	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Sargassum sp.</i> , <i>Udotea sp.</i>
		17/12/2007	30	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Sargassum sp.</i> , <i>Caulerpa mexicana</i>
	Sèche	24/04/2008	10	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Sargassum sp.</i> , <i>Udotea sp.</i>
		24/04/2008	30	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Sargassum sp.</i> , <i>Udotea sp.</i> , <i>Caulerpa mexicana</i>
CE	Humide	20/12/2007	10	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Sargassum sp.</i> , <i>Udotea sp.</i> , <i>Caulerpa racemosa</i> , <i>Caulerpa sertularioides</i> , <i>Avrainvillea rawsonii</i>
	Sèche	27/04/2008	10	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Sargassum sp.</i> , <i>Udotea sp.</i> , <i>Caulerpa racemosa</i> , <i>Caulerpa sertularioides</i> , <i>Avrainvillea rawsonii</i>
TR	Humide	14/12/2007	10	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Sargassum sp.</i> , <i>Caulerpa racemosa</i>
		14/12/2007	30	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Sargassum sp.</i> , <i>Caulerpa racemosa</i>
	Sèche	27/04/2008	10	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Sargassum sp.</i>
		27/04/2008	30	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Sargassum sp.</i> , <i>Udotea sp.</i> , <i>Caulerpa racemosa</i>
CG	Humide	17/12/2007	10	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Lobophora variegata</i> , <i>Avrainvillea rawsonii</i>
		17/12/2007	30	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Udotea sp.</i>
	Sèche	18/04/2008	10	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Lobophora variegata</i> , <i>Avrainvillea rawsonii</i>
		18/04/2008	30	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Caulerpa serrulata</i>
JT	Humide	18/12/2007	10	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Caulerpa racemosa</i> , <i>Avrainvillea rawsonii</i>
		18/12/2007	30	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Udotea sp.</i>
	Sèche	18/04/2008	10	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Caulerpa racemosa</i> , <i>Avrainvillea rawsonii</i>
		18/04/2008	30	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Lobophora variegata</i>
PM	Humide	14/12/2007	10	<i>Sargassum sp.</i> , <i>Dictyota sp.</i> , <i>Caulerpa racemosa</i>
		14/12/2007	30	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Caulerpa racemosa</i>
	Sèche	21/04/2008	10	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Sargassum sp.</i> , <i>Caulerpa racemosa</i> , <i>Lobophora variegata</i>
		21/04/2008	30	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Caulerpa racemosa</i>
PB	Humide	18/12/2007	10	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Caulerpa racemosa</i> , <i>Lobophora variegata</i>
		18/12/2007	30	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Lobophora variegata</i>
	Sèche	21/04/2008	10	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Caulerpa racemosa</i> , <i>Lobophora variegata</i>
		21/04/2008	30	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Caulerpa racemosa</i> , <i>Lobophora variegata</i>
LP	Humide	22/12/2007	10	<i>Dictyota sp.</i>
		22/12/2007	30	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Lobophora variegata</i>
	Sèche	19/04/2008	10	<i>Dictyota sp.</i>
		19/04/2008	30	<i>Dictyota sp.</i> , <i>Lobophora variegata</i>