

Évaluation de l'état écologique des récifs frangeants de l'île de Saint-Barthélemy

Rapport de stage de Master 2

Mention : BEE

Parcours : MAD

Présenté par Jade Laidin



AGENCE TERRITORIALE
DE L'ENVIRONNEMENT
ST BARTHÉLEMY



Université d'Angers Facultés des Sciences 2 boulevard Lavoisier 49045 Angers	Master 2 Biodiversité Ecologie-Evolution Parcours MAD
Responsable du parcours : Emmanuelle Geslin	
Auteur : Jade Laidin	Agence Territoriale de l'Environnement BP 683, Gustavia Saint-Barthélemy CEDEX
Année universitaire : 2025-2026	Maîtres de stage : Sébastien Gréaux Hilaire Dufournier
Evaluation de l'état écologique des coraux frangeants de l'�le de Saint-Barthélemy	
Résumé : Si les récifs coralliens comptent parmi les écosystèmes les plus riches, ils présentent toutefois un déclin de plus en plus marqué à l'échelle mondiale et caribéenne. Ce travail réalisé au sein de l'Agence Territoriale de l'Environnement de Saint-Barthélemy vise à déterminer l'état écologique des récifs frangeants et à le comparer aux résultats obtenus lors de la campagne menée en 2023. Un protocole d'évaluation visuelle semi-quantitatif est appliqué sur une zone de 25,17 hectares soit deux tiers du linéaire côtier prospectable. Cette méthode a permis de définir l'état de santé des colonies coralliennes, leur densité ainsi que celle de l'oursin diadème (<i>Diadema antillarum</i>). Les résultats montrent que 66,4 % de la zone étudiée présente un état dégradé � très dégradé, contre seulement 1,5 % en excellent �tat. Malgré une densité corallienne élevée, la façade nord-est se distingue par un état de santé nettement plus dégradé que les zones Ouest et Sud, sous l'effet combiné de l'hydrodynamisme et des échouages massifs de sargasses. Quant à l'oursin diadème, régulateur des algues, il est nettement plus abondant au Sud et à l'Ouest qu'au Nord. La comparaison temporelle révèle une dégradation marquée entre 2023 et 2026 : 57,1 % de la surface commune aux deux campagnes s'est dégradée, 34,4 % est rest�e stable et seulement 8,6 % s'est améliorée. Cette dégradation résulterait de pressions locales (rejets domestiques, érosion des sols liée au pâturage caprin) combinées à des pressions globales (réchauffement, maladies coralliennes, échouages de sargasses). Plusieurs leviers d'action sont proposés : renforcement de la surveillance des rejets côtiers, régulation du pâturage caprin (5 700 chèvres déjà capturées en 7 ans), installation	

de barrages anti-sargasses (dispositif pilote à Marigot depuis août 2026) et restauration active par bouturage corallien. Des secteurs préservés et potentiels refuges, ont également été identifiés, offrant des points d'appui pour la conservation.

Mots-clés : Cartographie, dégradation, anthropisation, résilience, corail

Abstract :

Although coral reefs rank among the richest ecosystems on the planet, they are experiencing an increasingly marked decline at both global and Caribbean scales. This study, conducted within the Agence Territoriale de l'Environnement of Saint-Barthélemy, aims to assess the ecological status of fringing reefs and to compare the results with those obtained during the 2023 survey campaign. A semi-quantitative visual assessment protocol was applied over an area of 25.17 hectares, covering two thirds of the prospectable coastal linear. This method enabled the characterisation of coral colony health status, coral density, and the density of the Diadema sea urchin (*Diadema antillarum*).

Results show that 66.4% of the surveyed area is in a degraded to severely degraded state, while only 1.5% is in excellent condition. Despite high coral density, the north-eastern sector stands out as significantly more degraded than the western and southern areas, under the combined influence of hydrodynamic exposure and massive Sargassum strandings. As for the Diadema sea urchin, a key regulator of algal cover, it is markedly more abundant in the southern and western sectors than in the north. Temporal comparison reveals a pronounced deterioration between 2023 and 2026: 57.1% of the area common to both survey campaigns has degraded, 34.4% has remained stable, and only 8.6% has improved.

This degradation is attributed to a combination of local pressures (domestic wastewater discharge, soil erosion linked to goat grazing) and global pressures (ocean warming, coral diseases, Sargassum strandings). Several management levers are proposed: strengthening coastal discharge monitoring, regulating goat grazing pressure (5,700 goats already captured over 7 years), installing Sargassum barrier systems (a pilot device at Marigot since August 2026), and active restoration through coral fragmentation and transplantation. Preserved sectors with potential refuge value have also been identified, providing anchor points for conservation efforts.

Key words : Mapping, degradation, anthropization, resilience, coral



ENGAGEMENT DE NON PLAGIAT

Je, soussigné (e) Jade Laidin,
déclare être pleinement conscient(e) que le plagiat de documents ou d'une
partie d'un document publiés sur toutes formes de support, y compris l'internet,
constitue une violation des droits d'auteur ainsi qu'une fraude caractérisée.
En conséquence, je m'engage à citer toutes les sources que j'ai utilisées pour
écrire ce rapport ou mémoire.

Signature :

Cet engagement de non plagiat doit être inséré
en première page de tous les rapports, dossiers, mémoires.



**FACULTÉ
DE SANTÉ**

UNIVERSITÉ D'ANGERS

Remerciements

Je tiens avant tout à remercier mes encadrants Sébastien Gréaux, directeur de l'Agence Territoriale de l'Environnement et Hilaire Dufournier, garde marin et responsable hyperbare. Merci à Sébastien pour ses conseils avisés tant sur le protocole de terrain que pour la rédaction du rapport. Merci à Hilaire de m'avoir encadrée tout au long du suivi et d'avoir accepté de parcourir le triple de la distance initialement prévue !

Je souhaite ensuite remercier les personnes ayant donné un coup de main au suivi, Pierre et Enzo, ce qui a permis d'avancer plus rapidement et de couvrir une plus large zone.

Je remercie également sincèrement l'ensemble des membres de l'ATE pour leur bienveillance, leur accueil chaleureux et leur bonne humeur tout au long de mon stage. Il s'agit là d'une expérience qui restera gravée longtemps tant sur le plan professionnel qu'humain, merci pour tout ! Merci à Karl pour son expertise pour mes questions d'ordre taxonomique et autres questionnements scientifiques. Merci à Clémence d'avoir accepté ma candidature à l'ATE après 3 ans de tentatives. Merci à Enzo de m'avoir fait découvrir les pratiques de pêche, à mes risques et périls. Merci à Tiphanie pour m'avoir initié à mon second stage, la pépinière. Enfin merci à Emma, Guillaume, Emilie et Serge pour m'avoir présenté toutes les facettes de leur métier.

Un grand merci à Aurélia Mouret, ma référente universitaire pour ses conseils avisés pour la rédaction de mon rapport. Merci avant tout pour tes mots lors de l'AAS qui m'ont fortement impactée et m'ont permis de gagner en assurance, merci d'être toi !

Je souhaite remercier grandement Gaétan et Catherine Magras pour leur grande générosité, sans qui le logement à Saint-Barthélemy et cette opportunité de stage n'aurait pas été possibles.

Enfin, je remercie évidemment ma famille, Papa, Maman, Flavie, Tino et Ewarn pour leur soutien sans faille dans cette très belle expérience malgré la distance.

Sommaire

1.	Introduction	1
2.	Matériels et méthodes.....	4
2.1	Protocole de terrain	4
2.2	Elaboration des cartographies.....	7
2.3	Analyses statistiques des données.....	8
2.3.1	Analyse descriptive de la répartition surfacique.....	8
2.3.2	Comparaison de l'état de santé des récifs selon les zones géographiques	9
2.3.3	Analyse des corrélations entre les variables étudiées.....	9
2.3.4	Comparaison temporelle 2023-2026	10
3.	Résultats.....	12
3.1	Statistiques descriptives & cartographies	12
3.2	Comparaison géographique de l'état de santé et des densités	16
3.3	Analyse des corrélations entre les variables étudiées.....	18
3.4	Comparaison de l'état de santé des récifs entre 2023 et 2026.....	18
4.	Discussion	19
4.1	Déterminants de l'état de santé des récifs coralliens	19
4.1.1	Pressions locales d'origine anthropique	19
4.1.2	Pressions globales	19
4.1.3	Répartition spatiale et facteurs hydrodynamiques	20
4.2	Le rôle de l'oursin <i>Diadema antillarum</i> dans la régulation des communautés récifales ..	20
4.3	Facteurs associés aux états de santé favorables	21
4.4	Leviers d'action pour la gestion des récifs frangeants	22
4.5	Limites de l'étude et perspectives.....	23
5.	Conclusion.....	24
	Bibliographie.....	26
	Annexes.....	

Liste des figures

Figure 1 : Cartographie des zones de réserve des eaux de Saint-Barthélemy.....	3
Figure 2 : <i>Millepora sp</i>	5
Figure 3 : <i>Palythoa caribaeorum</i> , famille des <i>Zoanthidae</i>	5
Figure 4 : Comparaison du linéaire côtier total, du linéaire réellement prospectable et du linéaire effectivement prospecté de Saint-Barthélemy.....	6
Figure 5 : Cartographie de l'état de santé des récifs frangeants de Saint Barthélemy dans l'espace 0-10m (2026).....	12
Figure 6 : Répartition des classes d'état de santé selon la zone prospectée (25 ha) des récifs frangeants de Saint Barthélemy. 0 : absence totale de coraux ; 1 : excellent ; 2 : bon ; 3 : dégradé ; 4 : très dégradé.....	12
Figure 7 : Cartographie de la densité des coraux des récifs frangeants de Saint Barthélemy dans l'espace 0-10m.....	13
Figure 8 : Répartition des classes de densité de coraux selon la zone prospectée (25 ha) des récifs frangeants de Saint Barthélemy. 0 : absence totale de coraux ; 1 : forte ; 2 : moyenne ; 3 : faible ; 4 : très faible.....	14
Figure 9 : Cartographie de la densité des oursins diadème (<i>Diadema antillarum</i>) des récifs frangeants de Saint Barthélemy dans l'espace 0-10m (2026).	15
Figure 10 : Répartition des classes de densité d'oursins diadème selon la zone prospectée (25 ha) sur les récifs frangeants de Saint Barthélemy. 0 : absence totale d'oursins ; 1 : forte ; 2 : moyenne ; 3 : faible ; 4 : très faible.....	15
Figure 11 : Répartition des différentes classes d'états de santé des récifs frangeants selon la zone géographique (Annexe 2). La proportion de chaque classe est pondérée selon la surface prospectée dans chaque zone.....	16
Figure 12 : Répartition des différentes classes de densité de coraux selon la zone géographique. La proportion de chaque classe est pondérée selon la surface prospectée dans chaque zone.....	17
Figure 13 : Répartition des différentes classes de densité d'oursins diadème selon la zone géographique. La proportion de chaque classe est pondérée selon la surface prospectée dans chaque zone.....	17
Figure 14 : Comparaison des classements d'état de santé des récifs frangeants de Saint-Barthélemy pour les années 2023 et 2026. La comparaison est effectuée sur les zones de prospection communes aux 2 années, soit 14.7 ha.....	18
Figure 15 : Evolution de l'état de santé des récifs frangeants de Saint-Barthélemy entre 2023 et 2026 sur une surface prospectée de 14.7ha. En vert : la surface qui s'est amélioré, en jaune : ce qui est resté stable entre les 2 années et en rouge : la surface qui s'est dégradée.....	18

Préambule

L'Agence Territoriale de l'Environnement (ATE) est un établissement public créé en 2013 par la Collectivité de Saint-Barthélemy. Disposant d'un statut administratif particulier, l'île possède une grande autonomie dans certains domaines notamment l'environnement. C'est pourquoi il existe un code de l'environnement spécifique au territoire. L'ATE est en charge de l'application de celui-ci pour les parties traitant de la conservation, la gestion du patrimoine, des espaces naturels et de la protection des espèces animales et végétales.

Les principales missions de l'ATE se regroupent en 4 grands volets :

- La protection de la biodiversité
- L'acquisition de connaissances
- La gestion des ressources marines
- La sensibilisation et la communication

L'agence assure également la gestion de la réserve naturelle de Saint-Barthélemy d'une superficie de 1 200 hectares. Composée de 5 zones exclusivement marines, les agents mènent des actions de conservations mais aussi de police.

Dans ce cadre, mon stage s'intègre dans le volet acquisition de connaissance via les suivis scientifiques marins, sous l'encadrement de Hilaire Dufournier, garde marin et responsable hyperbare. L'objectif de celui-ci est de cartographier l'état écologique des récifs coralliens frangeants de l'île de Saint-Barthélemy, soit 10 mètres depuis la côte et jusqu'à 10 mètres de profondeur. Le classement de l'état écologique se fait selon un protocole initié par les professeurs Claude Bouchon et Yolande Bouchon-Navaro. Cette cartographie a déjà été menée en 2023 sur un tiers de l'île et les résultats obtenus pourront être comparés avec les données de 2026.

Lors de ce stage mes missions ont été de collecter des données concernant l'état écologique des coraux sur l'entièreté des côtes de l'île en excluant les zones sableuses, les herbiers et les îlets environnants. Ces missions de terrain ont été réalisées en snorkeling. J'ai ensuite procédé à la réalisation des cartographies finales et aux analyses statistiques des données de 2026 ainsi que la comparaison avec 2023.

En parallèle de mes activités principales, j'ai participé à d'autres missions de l'ATE tels que le suivi ReefCheck, le suivi Global Coral Reef Monitoring Network (GCRMN), le marquage de requins tigres avec OneShark et le nettoyage des plages de l'île. J'ai également assisté à des missions de sensibilisation auprès des écoles, et de surveillance du territoire.

1. Introduction

Les récifs coralliens figurent parmi les écosystèmes les plus riches et les plus productifs de la planète. Bien qu'ils ne couvrent qu'environ 0.1 % de la surface des océans, ils abritent près de 25 % de la biodiversité marine mondiale (Dubé *et al.*, 2020). Construits par des cnidaires coloniaux appartenant principalement à l'ordre des Scléractiniaires, les coraux hermatypiques établissent une symbiose avec des dinoflagellés photosynthétiques du genre *Symbiodinium*, aussi appelées zooxanthelles (LaJeunesse *et al.*, 2014), permettant une calcification efficace et la formation d'édifices récifaux massifs (Bak et Engel, 1979). Ces structures biogéniques jouent un rôle écologique fondamental, elles constituent des habitats complexes offrant abri, ressources alimentaires et zones de reproduction pour de nombreuses espèces de poissons, crustacés et invertébrés benthiques (Perez *et al.*, 2005). Les récifs fonctionnent ainsi comme des nurseries essentielles pour de multiples espèces d'intérêt écologique et halieutique. Leur complexité structurelle favorise la résilience des communautés marines en augmentant la diversité fonctionnelle et la connectivité écologique (Bouchon *et al.*, 2022).

Au-delà de leur importance biologique, les récifs coralliens assurent des services écosystémiques majeurs. Ils participent à la dissipation de l'énergie de la houle et limitent l'érosion côtière, protégeant les littoraux et les infrastructures humaines (Rey *et al.*, 2019). Ils contribuent également au maintien de la qualité des eaux côtières par des processus de filtration biologique et de recyclage des nutriments. Enfin, ils représentent une ressource économique significative à travers la pêche artisanale et le tourisme (Bouchon *et al.*, 2003). Ces multiples fonctions font des récifs coralliens des écosystèmes d'une valeur irremplaçable, ce qui rend d'autant plus préoccupant le constat de leur dégradation généralisée à l'échelle mondiale.

En effet, ces écosystèmes sont particulièrement vulnérables aux pressions anthropiques et aux changements globaux. L'augmentation de la température de surface des océans entraîne des épisodes de blanchissement corallien liés à la perte des zooxanthelles (Brown, 1997), entraînant généralement la mort du corail. L'acidification des océans affecte la capacité de calcification des colonies (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2017), tandis que l'urbanisation côtière, la pollution, la turbidité liée à l'érosion (Cortés et Risk, 1985) et les échouages massifs de sargasses (Rodríguez-Martínez *et al.*, 2019) contribuent à leur dégradation. Dans les Caraïbes, les récifs ont subi un déclin marqué depuis les années 1980, avec une diminution significative du couvert corallien d'environ 80 % (Gardner *et al.* 2003) et une modification de la structure des communautés benthiques au profit d'algues opportunistes (Gardner *et*

al. 2003 et Bouchon *et al.*, 2022). À l'échelle des Petites Antilles, l'île de Saint-Barthélemy n'échappe pas à ces dynamiques de dégradation (Ifrecor, 2021). Situé au nord de la mer des Caraïbes, ce territoire insulaire de 25 km², illustre à l'échelle locale les dynamiques globales observées sur les récifs frangeants (Caron *et al.*, 2023).

Caractérisée par un relief d'origine volcanique, l'île présente un littoral découpé alternant baies sableuses, lagons et caps rocheux (Caron, 2012 ; Pillet, 2021), favorable au développement localisé de récifs frangeants. D'un point de vue géologique, l'île repose sur un socle volcanique ancien, dont l'érosion a façonné un plateau côtier étroit (Caron, 2011). Les récifs frangeants se développent principalement dans les zones peu profondes, généralement entre 0 et 20 mètres de profondeur, en fonction de la topographie sous-marine et de l'exposition à la houle. La dynamique hydrosédimentaire est influencée par les courants régionaux de la mer des Caraïbes et par les alizés dominants d'est à nord-est (Cerema, 2020). Ces facteurs conditionnent le régime de houle et la répartition des sédiments, générant une forte variabilité des conditions environnementales autour de l'île (Caron, 2011 ; Rey *et al.*, 2019). La côte est, dite « au vent de l'île », est plus exposée à la houle, tandis que le secteur ouest dit « sous le vent », présente des conditions plus calmes, généralement plus favorables au développement localisé des coraux (Cerema, 2020). La bathymétrie relativement abrupte limite l'extension spatiale des récifs mais renforce leur rôle de protection côtière. À ces forçages hydrodynamiques permanents s'ajoute le risque cyclonique, inhérent à la position géographique de Saint-Barthélemy en zone de passage des systèmes tropicaux. Les événements cycloniques, tels que l'ouragan Irma en 2017 (Rey *et al.*, 2019), peuvent provoquer des destructions mécaniques massives des structures récifales, constituant des perturbations majeures dont la récupération écologique s'étend sur plusieurs décennies (Wilkinson et Souter, 2008). L'île est donc soumise à une combinaison de pressions naturelles et anthropiques qui fragilisent des récifs déjà affectés par les changements globaux.

Sur le plan institutionnel, Saint-Barthélemy est une collectivité d'outre-mer depuis 2007, disposant d'une large autonomie et d'un cadre réglementaire spécifique au territoire. Reconnue comme pays et territoire d'outre-mer (PTOM), l'île n'est pas directement soumise au droit de l'Union européenne et dispose de son propre code de l'environnement. Cette autonomie réglementaire se traduit notamment par la gestion du milieu marin à travers la Réserve Naturelle de Saint-Barthélemy, créée en 1996, qui comprend cinq zones exclusivement marines (Fig. 1). La réserve vise à préserver les habitats et la biodiversité marine, tout en conciliant les usages récréatifs et économiques.



Figure 1 : Cartographie des zones de réserve des eaux de Saint-Barthélemy.

Cette étude s'inscrit dans cette démarche de préservation des milieux récifaux. Face aux pressions croissantes liées au changement climatique, à la fréquentation touristique, à l'urbanisation et aux pollutions diffuses, l'évaluation de l'état écologique des récifs frangeants de Saint-Barthélemy constitue un enjeu majeur pour la gestion adaptative de ces milieux.

L'objectif est de caractériser l'état écologique des récifs coralliens frangeants à l'échelle de l'ensemble du pourtour de l'île, par la production d'une cartographie. Cette approche vise à identifier les niveaux de dégradation et les zones de résilience, en s'appuyant sur des indicateurs intégrés tels que l'état de santé des coraux, leur densité, la couverture en macro-algues, l'envasement et la présence d'espèces indicatrices. Contrairement aux suivis classiques reposant sur des stations fixes ou des protocoles quantitatifs lourds, souvent limités spatialement, cette étude propose une approche continue à l'échelle du linéaire côtier. Elle repose sur un protocole d'évaluation visuelle semi-quantitative (Bouchon *et al.*, 2003), qui permet une acquisition rapide et homogène des données sur de larges surfaces. Cette démarche vise à fournir un outil d'aide à la décision pour les gestionnaires, en identifiant les secteurs prioritaires pour la conservation, les zones nécessitant des actions de restauration et celles où des mesures de régulation fréquentation pourraient être mises en œuvre. Dans un contexte insulaire

caractérisé par des ressources limitées et des pressions intenses, disposer d'une cartographie fine, continue et actualisée de l'état écologique des récifs frangeants constitue un levier stratégique pour orienter les politiques de gestion et assurer la pérennité des services écosystémiques associés.

2. Matériels et méthodes

2.1 Protocole de terrain

Le protocole mis en œuvre dans le cadre de cette étude s'inspire de la méthode d'évaluation de l'état écologique des récifs coralliens développée par Claude Bouchon et Yolande Bouchon-Navaro (2003). L'objectif principal étant de couvrir l'ensemble du pourtour de l'île de Saint-Barthélemy, ce protocole vise à fournir une évaluation globale de l'état écologique des communautés coralliennes, toutes espèces confondues.

Cinq classes sont définies afin de caractériser l'état écologique des récifs frangeants :

- **Classe 1** : communauté corallienne en excellent état ; les coraux ne présentent aucun signe de nécrose et le substrat est majoritairement recouvert d'un gazon algal.
- **Classe 2** : récif en bon état ; les coraux présentent de faibles signes de nécrose, accompagnés du développement de quelques macro-algues et/ou de légers dépôts sédimentaires.
- **Classe 3** : récif dégradé ; de nombreux coraux présentent des signes de nécrose plus ou moins avancés, avec une dominance des macro-algues et/ou un envasement notable du substrat.
- **Classe 4** : récif très dégradé ; la majorité des coraux sont morts, et le substrat est fortement colonisé par les macro-algues et/ou recouvert de sédiments.
- **Classe 0** : absence totale de coraux (vivants ou morts) ; substrat rocheux nu, non colonisé par des macro-algues et non recouvert de sédiments.

La classe 0 est un classement annexe, indépendant du classement établi par M. et Mme Bouchon dont l'objectif est de caractériser des zones vierges, dépourvues de vie.

Concernant les organismes pris en compte, l'évaluation repose principalement sur l'ordre des *Scleractinia* (coraux durs), qui regroupe les formes coralliennes les plus courantes : branchues, encroûtantes, foliacées, massives de type « cerveau » (Humann et DeLoach, 2018, pp. 94–95) (Annexe 1). Ces coraux hermatypiques, dits constructeurs, constituent la base des récifs coralliens grâce à leur squelette calcaire.

Deux autres groupes sont également intégrés au suivi, bien qu'ils ne soient pas strictement des coraux scléactiniaires :

- La famille des *Milleporidae* (coraux de feu), appartenant à l'ordre des *Anthoathecata*. Bien qu'il s'agisse d'hydraires, ils sont inclus en raison de leur forte abondance sur les récifs frangeants de Saint-Barthélemy et de leur capacité à former des structures calcaires contribuant au fonctionnement de l'écosystème récifal (Dubé *et al.*, 2020) (Fig.2).
- La famille des *Zoanthidae* (ordre des *Zoantharia*), apparentée aux coraux durs mais dépourvue de squelette calcaire. Ces organismes, qualifiés de « coraux mous », sont largement répandus en milieu peu profond (Humann et DeLoach, 2018, pp.81-82) et constituent de bons indicateurs de l'état de santé du milieu (Durante *et al.*, 2018) (Fig.3).

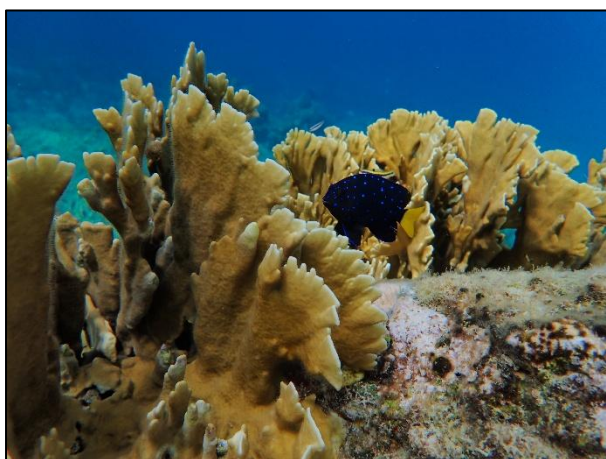


Figure 2 : *Millepora* sp.



Figure 3 : *Palythoa caribaeorum*, famille des *Zoanthidae*.

Les relevés de terrain sont réalisés par au minimum deux plongeurs, équipés d'une bouée de signalisation en surface. Les observations sont effectuées en snorkeling pour l'ensemble des zones prospectées.

Des transects de 50 mètres de longueur et 10 mètres de largeur sont réalisés de manière successive pour assurer une couverture continue du linéaire côtier. Un premier plongeur déploie un décamètre sur la longueur définie, tandis que le second suit le transect en relevant différents paramètres : état de santé des coraux, les espèces présentes, densité, présence d'espèces indicatrices, couverture en macro-algues et niveau d'envasement. Le linéaire côtier de l'île de Saint-Barthélemy est de 51 km, pour cette étude les zones sableuses (baies et plages) sont retirées du suivi. En effet, celles-ci ne constituent pas un support favorable au développement des coraux. La zone portuaire n'est également pas prise en compte pour des raisons de sécurité. Le linéaire réellement prospectable est donc de 37 km. Dans le délai imparti de l'étude 68 % de ce linéaire a été prospecté soit une distance de 25 km (Fig.4).

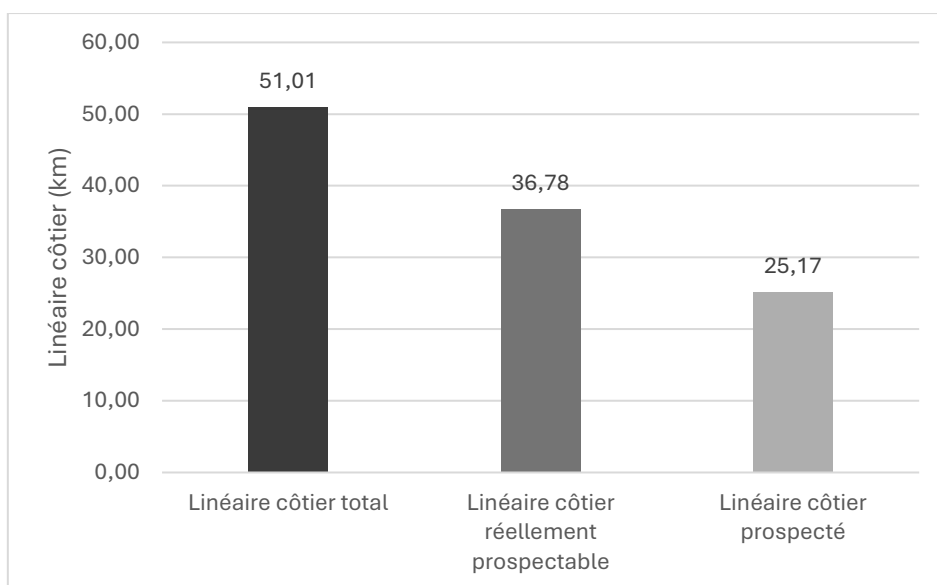


Figure 4 : Comparaison du linéaire côtier total, du linéaire réellement prospectable et du linéaire effectivement prospecté de Saint-Barthélemy.

Une attention particulière est portée à l'oursin diadème (*Diadema antillarum*), principal herbivore des algues des récifs coralliens (Bouchon *et al.* 2003). Son rôle dans le contrôle de la couverture algale favorise le développement des coraux, faisant de lui un indicateur pertinent de bonne santé écologique. Après les épisodes de mortalité massive observés en 1983 (Lessios *et al.*, 1984 ; Bouchon *et al.*, 2003) et 2022 (Hewson *et al.*, 2023), le retour de populations significatives sur les côtes de Saint-Barthélemy constitue un signal encourageant de rétablissement écologique.

La largeur des transects est variable et dépend de la nature du substrat. La prospection s'étend depuis le rivage jusqu'à une distance maximale de 10 mètres lorsque le substrat est rocheux, condition nécessaire à l'installation des coraux. Lorsque le substrat devient sableux avant cette limite, la largeur du transect est réduite en conséquence. Cette approche permet de cibler uniquement les habitats favorables au développement des communautés coralliennes.

La densité des coraux et des oursins diadème est estimée de manière visuelle selon une échelle semi-quantitative à cinq niveaux. Cette méthode repose sur l'appréciation de l'observateur, en se basant sur des critères standardisés de fréquence et de répartition spatiale :

- **1 : Densité forte** : organismes très abondants, présents de manière quasi continue sur l'ensemble du transect, avec une forte diversité (pour les coraux).
- **2 : Densité moyenne** : organismes facilement observables, relativement abondants et répartis de manière régulière.

- **3 : Densité faible** : organismes présents et facilement repérables, mais peu nombreux et dispersés.
- **4 : Densité très faible** : présence rare ; les individus doivent être recherchés activement pour être observés.
- **0 : Absence totale** : aucun individu observé sur le transect.

Bien que reposant sur une estimation visuelle, cette approche permet une acquisition rapide de données homogènes sur de larges surfaces, tout en conservant une cohérence entre les observations. Elle est couramment utilisée dans les suivis écologiques à grande échelle, où les contraintes de temps et de logistique limitent la mise en œuvre de protocoles quantitatifs plus lourds.

Les données sont consignées sur une plaquette immergeable, puis reportées dans un tableur Excel. Parallèlement, des photographies sont réalisées à l'aide d'un appareil photo (Olympus TG-6) permettant une vérification et une harmonisation a posteriori des observations.

La présence d'espèces associées (méga-faune : raies, requins, tortues, cétacés, poissons, crustacés) est également notée. Bien que ces données ne soient pas intégrées dans l'évaluation de l'état de santé des coraux, elles apportent des informations complémentaires sur la richesse et la fonctionnalité de l'écosystème récifal.

2.2 Elaboration des cartographies

La zone d'étude a été délimitée par la création d'une zone tampon de 10 mètres de largeur autour du linéaire côtier de l'île, à partir de la couche géographique du trait de côte existante, représentant une surface totale d'environ 51 hectares. Les îlets environnants n'ont pas été intégrés à cette délimitation, leur prospection n'étant pas compatible avec le temps imparti à l'étude.

Les données de terrain ont été numérisées sous la forme d'une couche vectorielle de polygones, chaque polygone correspondant à un transect de 50 mètres et se voyant attribuer un identifiant reflétant l'état écologique observé :

- ID 1 : **Excellent**
- ID 2 : **Bon état**
- ID 3 : **Dégradé**
- ID 4 : **Très dégradé**
- ID 0 : **Absence totale**

Cette couche a ensuite été restreinte à l'emprise de la zone tampon par intersection géométrique, puis la surface occupée par chaque classe a été calculée à partir de la surface de chaque polygone, exprimée en mètres carrés puis convertie en hectares.

Une seconde cartographie a été produite selon la même démarche, représentant cette fois la densité corallienne indépendamment de l'état de santé :

- ID 1 : Densité forte
- ID 2 : Densité moyenne
- ID 3 : Densité faible
- ID 4 : Densité très faible
- ID 0 : Absence totale

Le croisement de ces deux variables permet d'identifier des configurations écologiquement contrastées, telles que des secteurs de forte densité corallienne associée à un état de santé très dégradé, révélateurs d'une mortalité récente, ou à l'inverse des secteurs combinant forte densité et excellent état, correspondant à des zones à enjeu de conservation prioritaire.

Une troisième cartographie, construite selon la même méthodologie, représente la densité des oursins diadème (*Diadema antillarum*) le long du linéaire prospecté. Cette variable constitue un indicateur indirect de la pression de broutage exercée sur la couverture algale, et permet d'identifier les secteurs de recolonisation de l'espèce depuis les épisodes de mortalité massive documentés à l'échelle caribéenne (Lessios *et al.*, 1984 ; Bouchon *et al.*, 2003).

2.3 Analyses statistiques des données

L'ensemble des analyses a été réalisé sous R 4.5.2 (R Core Team, 2025). Le seuil de significativité retenu est $\alpha = 0.05$. Les transects classés 0 pour la variable état de santé (substrat rocheux nu, sans communauté benthique active) ont été inclus dans l'analyse descriptive surfacique mais exclus des analyses de corrélation et de comparaison par zone, leur nature qualitativement distincte des classes 1 à 4 rendant leur intégration non pertinente écologiquement.

2.3.1 Analyse descriptive de la répartition surfacique

Dans un premier temps, une analyse descriptive a été conduite afin de caractériser la répartition de chaque classe au sein de la zone prospectée. Pour chaque variable (état de santé, densité de coraux, densité d'oursins diadème), la surface totale associée à chaque classe a été calculée en sommant les surfaces individuelles de chaque transect, obtenues par calcul géométrique sous QGIS (projection UTM zone 20N, EPSG :32620). Ces surfaces ont ensuite été exprimées en pourcentage de la surface

totale prospectée (25.17 ha) et en valeur absolue (hectares), afin de rendre compte de l'importance relative et réelle de chaque classe au sein du linéaire côtier étudié.

2.3.2 Comparaison de l'état de santé des récifs selon les zones géographiques

Le pourtour de Saint-Barthélemy a été découpé en huit zones géographiques (Annexe 2). Cette délimitation a été réalisée sous QGIS par création de polygones de zones, les transects étant ensuite rattachés à leur zone par jointure spatiale. Parmi celles-ci, les zones Est et Sud-Est n'ont pas fait l'objet de prospection lors de cette campagne et ont donc été exclues de l'analyse, qui porte sur les six zones restantes : Nord, Nord-Est, Nord-Ouest, Ouest, Sud et Sud-Ouest.

Les transects réalisés dans ces six zones ont une longueur variable de zone de prospection en raison de contraintes de terrain. Une comparaison directe des classes observées entre zones, sans tenir compte de cette hétérogénéité, aurait accordé un poids identique à un transect court et à un transect nettement plus long, alors que ce dernier renseigne sur une portion de récif plus importante. Afin de corriger ce biais, chaque transect a été pondéré par sa surface prospectée (en m²) dans l'ensemble des analyses de comparaison entre zones, plutôt que traité comme une unité d'observation de poids égal. Cette pondération a été mise en œuvre à l'aide du package survey, conçu pour l'analyse de données d'échantillonnage à poids inégaux.

L'état de santé, la densité de coraux et la densité d'oursins diadème étant des variables ordinales (classes hiérarchisées de 0 à 4). L'effet de la zone géographique sur chacune de ces variables a été testé au moyen d'une régression logistique ordinale à cotes proportionnelles pondérée, permettant de tenir compte de l'ordre des classes tout en intégrant la pondération par surface. L'effet global de la zone a été évalué par un test de Wald pour chacune des trois variables.

Lorsque l'effet global de la zone était significatif, des comparaisons post-hoc deux-à-deux entre l'ensemble des paires de zones ont été réalisées selon la même, et les p-values obtenues ont été corrigées pour comparaisons multiples selon la méthode de Bonferroni. Pour les paires de zones rendues non testables du fait de la faible représentation de la classe la plus rare (classe 1, "Excellent"/"Forte densité" selon la variable), une analyse complémentaire a été réalisée en regroupant les classes 1 et 2 (respectivement "Excellent"+"Bon" et "Forte"+"Moyenne").

2.3.3 Analyse des corrélations entre les variables étudiées

L'ensemble des variables étudiées étant de nature qualitative ordinale, une approche non paramétrique a été retenue pour tester l'existence d'une relation monotone entre elles. Le coefficient de corrélation de rang de Kendall (τ , variante tau-b) a été utilisé pour tester l'association entre, d'une part, l'état de

santé des récifs et la densité de coraux, et d'autre part, l'état de santé et la densité d'oursins diadèmes. Ce coefficient a été choisi pour sa robustesse face au grand nombre d'ex-aequos généré par le faible nombre de modalités par variable (4 à 5 classes), la correction intégrée à la variante tau-b permettant d'en tenir compte (Siegel & Castellan, 1988).

Le tau de Kendall varie entre -1 et 1 ; les deux variables étant codées selon la même convention (valeur croissante = état ou densité moins favorable), une valeur positive indique que la dégradation de l'état de santé s'accompagne d'une diminution de la densité considérée, une valeur négative indiquant la relation inverse, et une valeur proche de 0 l'absence de relation monotone.

2.3.4 Comparaison temporelle 2023-2026

Pour permettre une comparaison temporelle rigoureuse de l'état de santé des récifs coralliens frangeants de Saint-Barthélemy entre les campagnes de 2023 et de 2026, l'analyse a été restreinte à la zone géographique commune aux deux campagnes de terrain. En effet, la campagne de 2023 ne couvrant qu'un tiers du linéaire côtier de l'île (Annexe 3) contre les deux tiers prospectés en 2026, une comparaison portant sur l'intégralité des données aurait introduit un biais spatial majeur.

Les couches vectorielles de polygones issues des deux campagnes, chacune portant en attribut le classement d'état de santé attribué lors de la prospection, ont été superposées par intersection géométrique sous QGIS. Cette opération ne conserve que les surfaces prospectées lors des deux campagnes, en fragmentant les polygones d'origine aux limites de leur chevauchement. Chaque entité résultante hérite des attributs des deux couches parentes, soit le classement attribué en 2023 et celui attribué en 2026 pour un même fragment de récif. Les surfaces de ces nouvelles entités ont ensuite été recalculées, les valeurs héritées des polygones d'origine ne correspondant plus aux surfaces réelles des fragments obtenus.

La zone d'analyse comparative définie couvre 14,7 hectares répartis en 219 fragments de transects, soit environ un tiers du linéaire côtier prospecté lors de la campagne de 2023.

La classe 0, absente en 2023, a été conservée dans la répartition surfacique descriptive de 2026 mais exclue des comparaisons ordinales entre les deux années. Pour chacune des deux années, la répartition surfacique des classements d'état de santé a été calculée en agrégeant les surfaces de l'ensemble des fragments appartenant à chaque classe. Les résultats ont été exprimés en pourcentage de la surface comparative totale ainsi qu'en valeur absolue (hectares), et représentés sous forme de graphiques en barres afin de permettre une comparaison visuelle directe de la distribution des classes entre 2023 et 2026.

Par ailleurs, afin de caractériser l'évolution à l'échelle de chaque fragment de transect, une variable d'évolution a été calculée en comparant les classements des deux années pour chaque entité, à l'exclusion des fragments classés 0 en 2026. Trois catégories ont été définies : amélioré (classement 2026 inférieur au classement 2023, soit un meilleur état de santé), stable (classement identique entre les deux années) et dégradé (classement 2026 supérieur au classement 2023, soit un moins bon état de santé). La surface cumulée associée à chacune de ces trois catégories a été calculée et représentée graphiquement, offrant une lecture spatiale de la trajectoire écologique des récifs sur la période considérée.

Afin de déterminer si l'évolution de l'état de santé des récifs entre 2023 et 2026 est statistiquement significative, un test de Wilcoxon des rangs signés (Wilcoxon signed-rank test) a été appliqué aux fragments hors classe 0. Ce test non paramétrique est adapté à deux contraintes majeures inhérentes aux données : premièrement, les classements d'état de santé constituent des variables ordinales dont la distribution ne satisfait pas aux hypothèses de normalité requises par les tests paramétriques ; deuxièmement, les données sont appariées, chaque fragment de transect ayant été mesuré à deux reprises (2023 et 2026) sur la même unité spatiale, ce qui implique une dépendance entre les deux séries de mesures. L'hypothèse nulle testée (H_0) est l'absence de différence de l'état de santé entre les deux campagnes, l'hypothèse alternative (H_1) étant l'existence d'une différence significative, positive ou négative. En raison de la présence d'ex-aequo liés à la nature ordinale des données, la p-value exacte n'étant pas calculable, une approximation normale a été utilisée (paramètre exact = FALSE). Afin de tenir compte de l'hétérogénéité des surfaces entre fragments, chaque fragment étant pondéré de façon identique dans le test de Wilcoxon, indépendamment de sa taille, cette analyse a été complétée par un rééchantillonnage bootstrap (5 000 répliques) dans lequel la probabilité de tirage de chaque fragment était proportionnelle à sa surface, permettant d'estimer un intervalle de confiance à 95 % sur la différence médiane d'état de santé, pondérée par la surface réelle du récif.

3. Résultats

3.1 Statistiques descriptives & cartographies

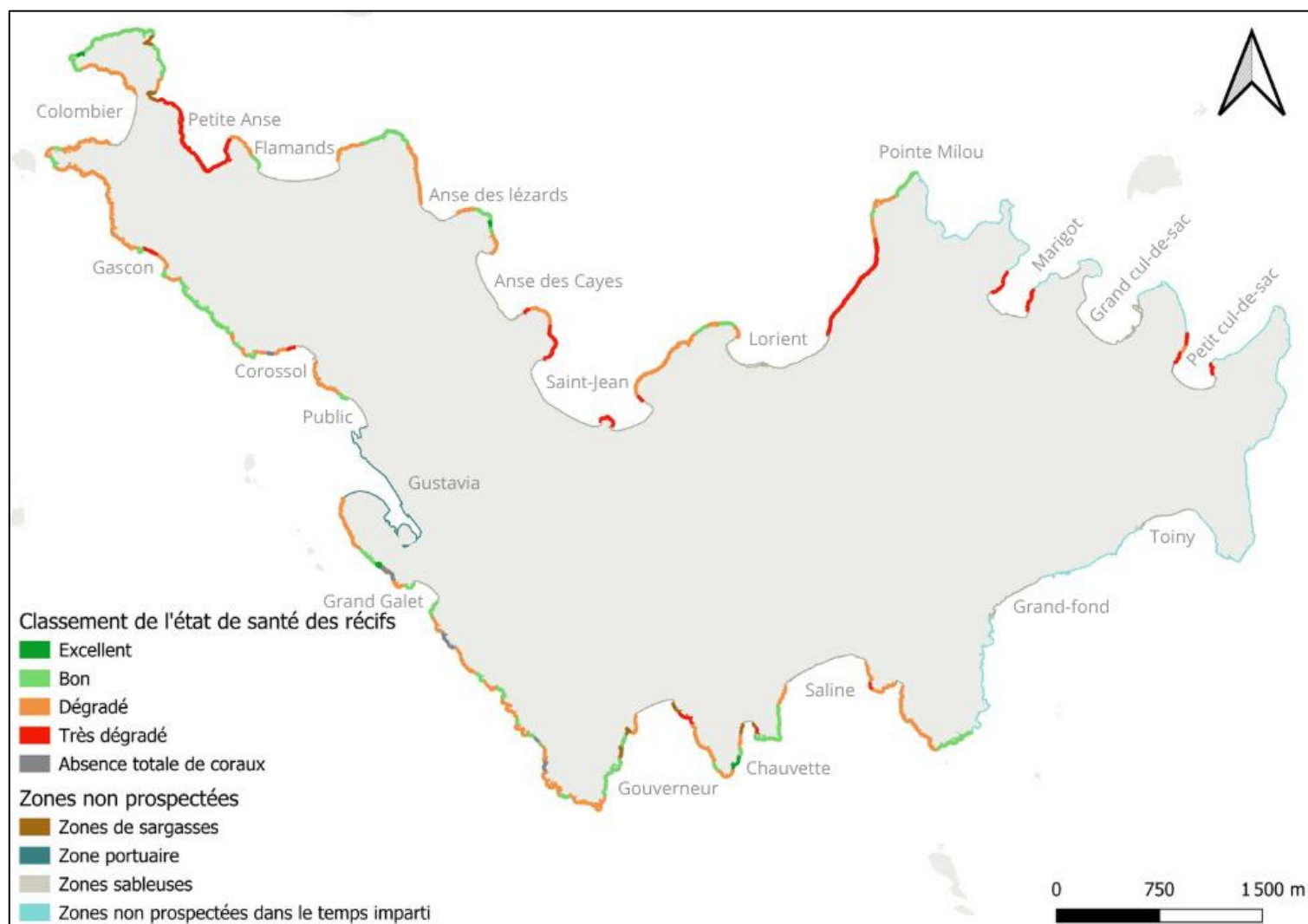


Figure 5 : Cartographie de l'état de santé des récifs frangeants de Saint Barthélemy dans l'espace 0-10m (2026).

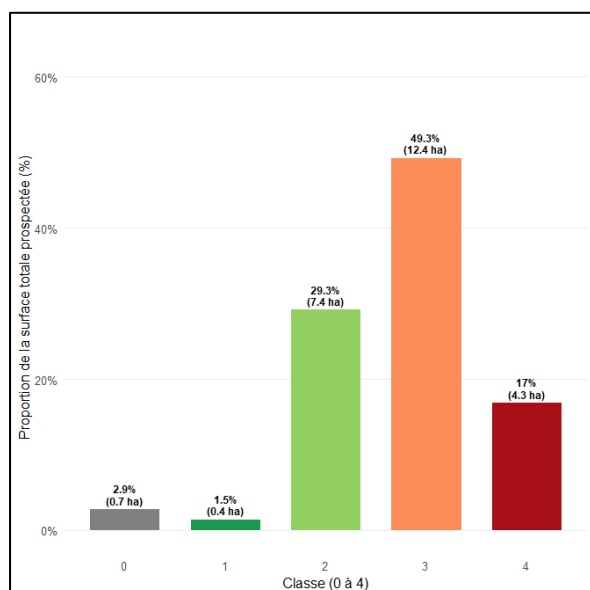


Figure 6 : Répartition des classes d'état de santé selon la zone prospectée (25 ha) des récifs frangeants de Saint Barthélemy. 0 : absence totale de coraux ; 1 : excellent ; 2 : bon ; 3 : dégradé ; 4 : très dégradé.

La répartition surfacique de l'état de santé des récifs frangeants sur la zone prospectée (25.17 ha) est présentée en Fig. 5 et Fig. 6. La classe 3 « Dégradé » domine très largement le linéaire étudié, représentant 49.3 % de la surface totale (12.4 ha), suivie par la classe 2 « Bon état » avec 29.3 % (7.4 ha) et la classe 4 « Très dégradé » avec 17 % (4.3 ha). Les classes extrêmes restent marginales : la classe 1 « Excellent » ne concerne que 1.5 % de la surface prospectée (0.4 ha), tandis que l'absence totale de communauté corallienne (classe 0) représente 2.9 % du linéaire (0.7 ha). Ainsi, près des deux tiers de la zone étudiée (66.4 %, classes 3 et 4 cumulées) présentent un état de santé dégradé à très dégradé, contre seulement 1.5 % en excellent état.

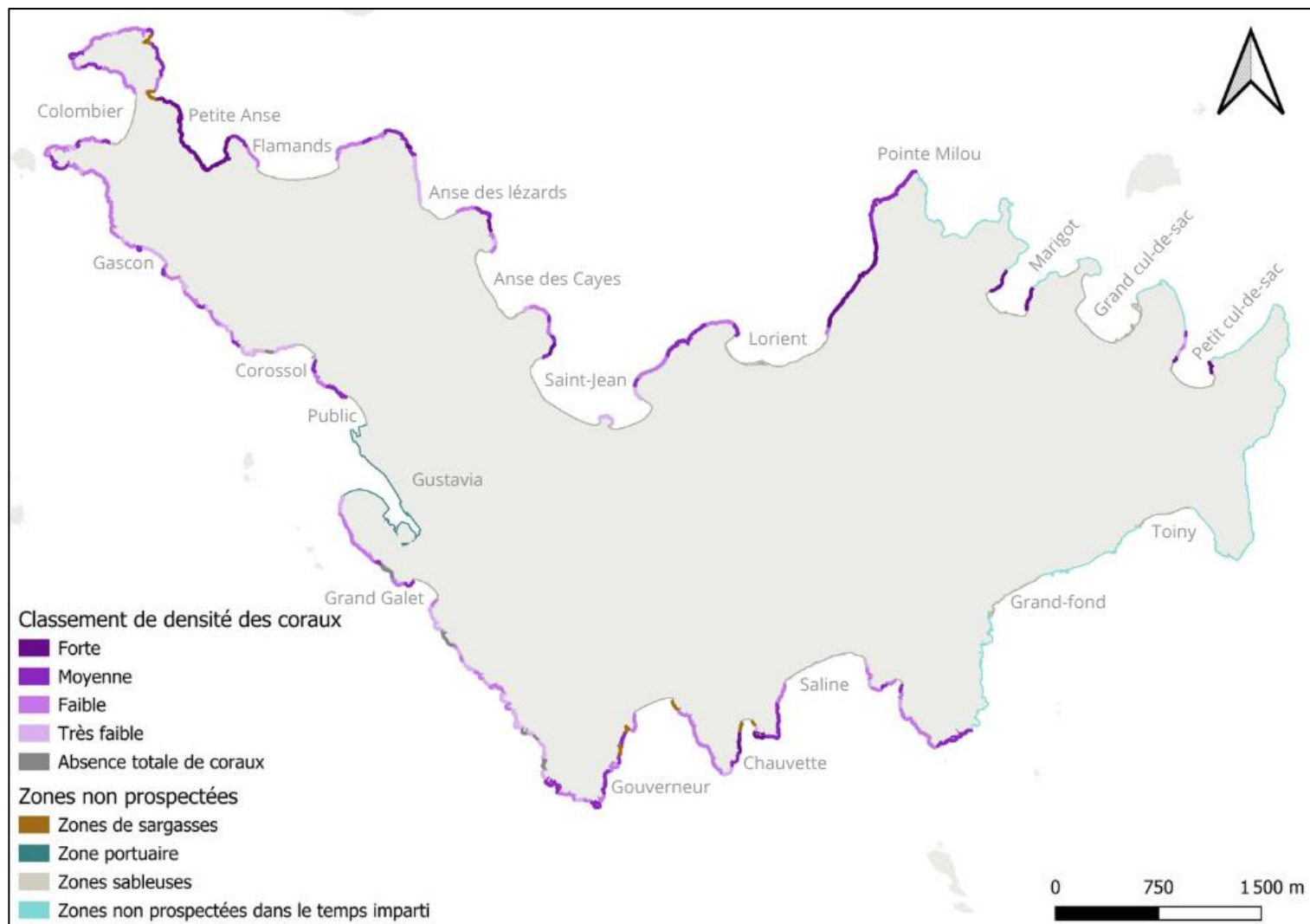


Figure 7 : Cartographie de la densité des coraux des récifs frangeants de Saint Barthélemy dans l'espace 0-10m. (2026).

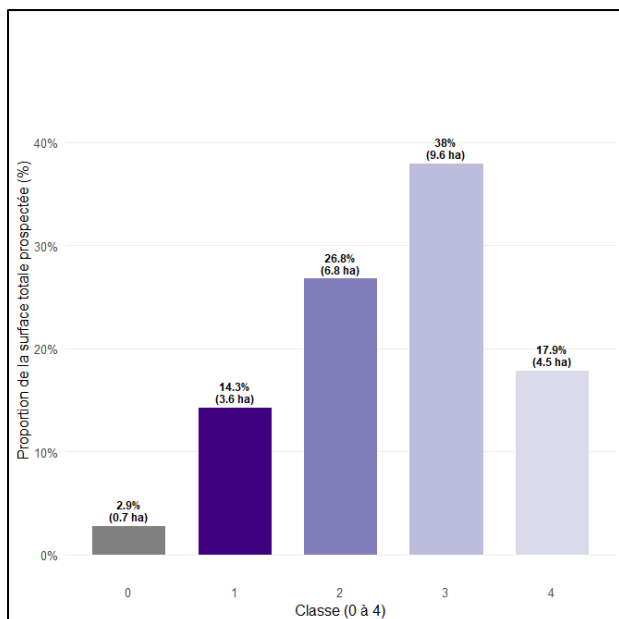


Figure 8 : Répartition des classes de densité de coraux selon la zone prospectée (25 ha) des récifs frangeants de Saint Barthélemy. 0 : absence totale de coraux ; 1 : forte ; 2 : moyenne ; 3 : faible ; 4 : très faible.

La densité corallienne, considérée indépendamment de l'état de santé, présente une distribution différente (Fig. 7 et Fig. 8). La classe 3 « Densité faible » est majoritaire, représentant 38 % de la surface prospectée (9.6 ha), suivie par la classe 2 « Densité moyenne » (26.8 %, 6.8 ha) et la classe 4 « Densité très faible » (17.9 %, 4.5 ha). La classe 1 « Densité forte » ne concerne que 14.3 % du linéaire (3.6 ha), l'absence totale de coraux (classe 0) restant marginale avec 2.9 % (0.7 ha). Cette répartition montre que, si une présence corallienne est observée sur la quasi-totalité du linéaire prospecté (97.2 % hors classe 0), les fortes densités demeurent minoritaires.

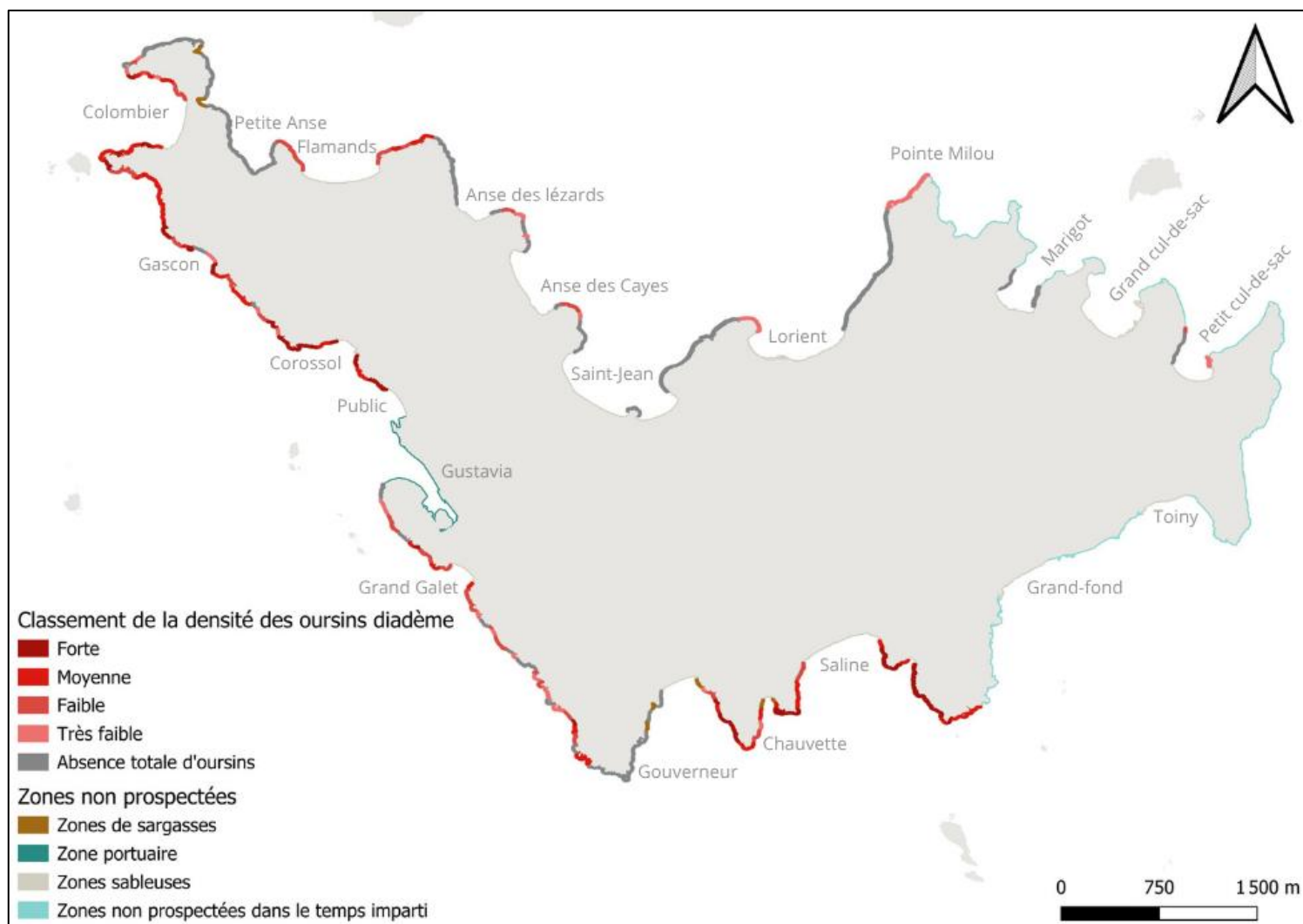


Figure 9 : Cartographie de la densité des oursins diadème (*Diadema antillarum*) des récifs frangeants de Saint Barthélemy dans l'espace 0-10m (2026).

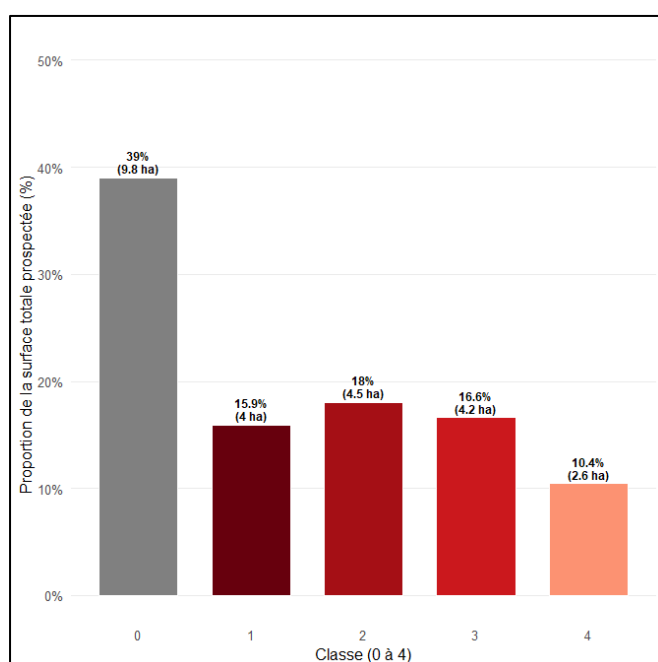


Figure 10 : Répartition des classes de densité d'oursins diadème selon la zone prospectée (25 ha) sur les récifs frangeants de Saint Barthélemy. 0 : absence totale d'oursins ; 1 : forte ; 2 : moyenne ; 3 : faible ; 4 : très faible.

La densité d'oursins diadème présente une distribution nettement différente des deux variables précédentes (Fig. 9 et Fig. 10). L'absence totale d'individus (classe 0) constitue la situation la plus fréquente, concernant 39 % du linéaire prospecté (9.8 ha). Les quatre classes de densité se répartissent de façon plus homogène entre elles : 18 % en densité moyenne (4.5 ha), 16.6 % en densité faible (4.2 ha), 15.9 % en densité forte (4ha) et 10.4 % en densité très faible (2.6 ha). Cette relative homogénéité entre les classes 1 à 4, contraste avec la forte proportion de secteurs sans oursins observés

3.2 Comparaison géographique de l'état de santé et des densités

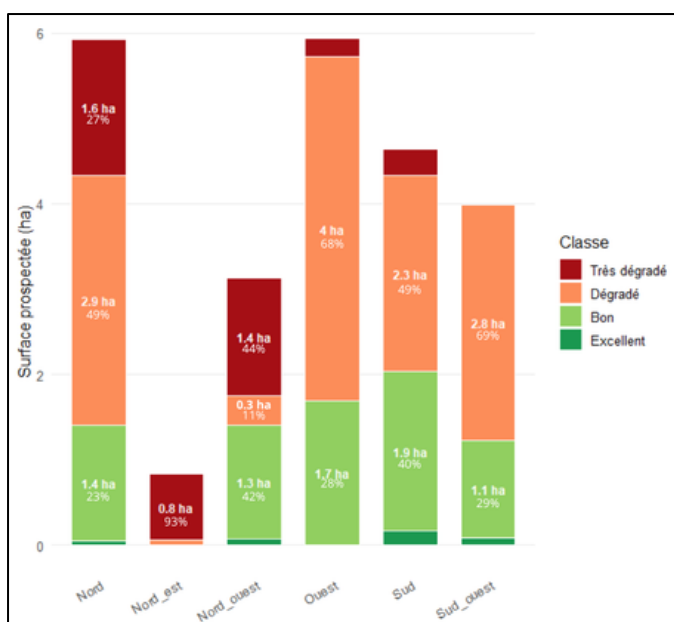


Figure 11 : Répartition des différentes classes d'états de santé des récifs frangeants selon la zone géographique (Annexe 2). La proportion de chaque classe est pondérée selon la surface prospectée dans chaque zone.

L'état de santé des récifs diffère significativement selon la zone géographique (Wald pondéré, $F = 4.55$; $p < 0.05$). Les comparaisons post-hoc indiquent que cette différence est portée principalement par la zone Nord-Est où celle-ci présente l'état de santé le moins bon, qui se distingue significativement des zones Ouest (p ajusté < 0.05) et Sud (p ajusté < 0.05). Aucune autre paire de zones ne diffère significativement, signifiant que l'état santé des récifs de Saint-Barthélemy est sensiblement similaire sur toute la zone prospectée.

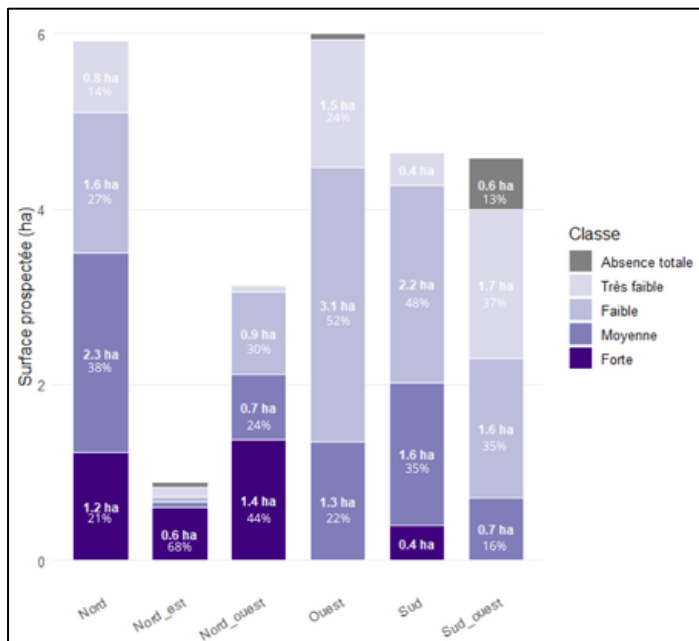


Figure 12 : Répartition des différentes classes de densité de coraux selon la zone géographique. La proportion de chaque classe est pondérée selon la surface prospectée dans chaque zone.

La densité de coraux varie également significativement selon la zone géographique (Wald pondéré, $F = 5.97$; $p < 0.05$). Les post-hoc révèlent trois paires significativement différentes : Nord-Est/Ouest (p ajusté < 0.05), Nord-Est/Sud-

Ouest (p ajusté < 0.05) et Nord-Ouest/Sud-Ouest (p ajusté < 0.05). Ces résultats montrent que l'île présente une densité corallienne sensiblement plus importante au nord qu'au sud.

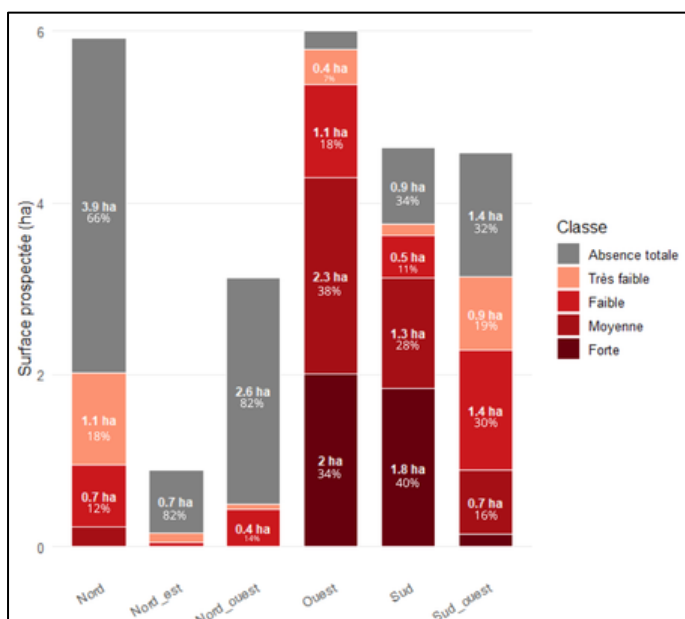


Figure 13 : Répartition des différentes classes de densité d'oursins diadème selon la zone géographique. La proportion de chaque classe est pondérée selon la surface prospectée dans chaque zone.

La densité d'oursins diadème est la variable la plus fortement associée à la zone géographique (Wald pondéré, $F = 16.74$; $p < 0.05$). Les post-hoc montrent que les zones du nord (Nord, Nord-Est, Nord-Ouest) diffèrent presque systématiquement des zones Ouest et Sud (p ajustés < 0.05). La zone Sud-Ouest se distingue également de Ouest (p ajusté < 0.05) et de Sud (p ajusté < 0.05). Seule la comparaison Ouest/Sud n'est pas significative (p ajusté > 0.05). Ces résultats montrent que les parties sud et ouest de l'île ont une abondance plus élevée en oursins diadème que le nord de l'île.

3.3 Analyse des corrélations entre les variables étudiées

La corrélation entre l'état de santé du récif et la densité de coraux, évaluée par le tau de Kendall, révèle une association positive faible et à la limite de la significativité ($\tau = 0.12$; $p = 0.062$). De même, la corrélation entre l'état de santé et la densité d'oursins diadèmes est positive mais non significative ($\tau = 0.10$; $p = 0.11$). Ces résultats suggèrent une tendance selon laquelle la dégradation de l'état de santé du récif s'accompagne d'une diminution des densités de coraux et d'oursins, sans toutefois atteindre le seuil conventionnel de significativité statistique ($p < 0.05$).

3.4 Comparaison de l'état de santé des récifs entre 2023 et 2026

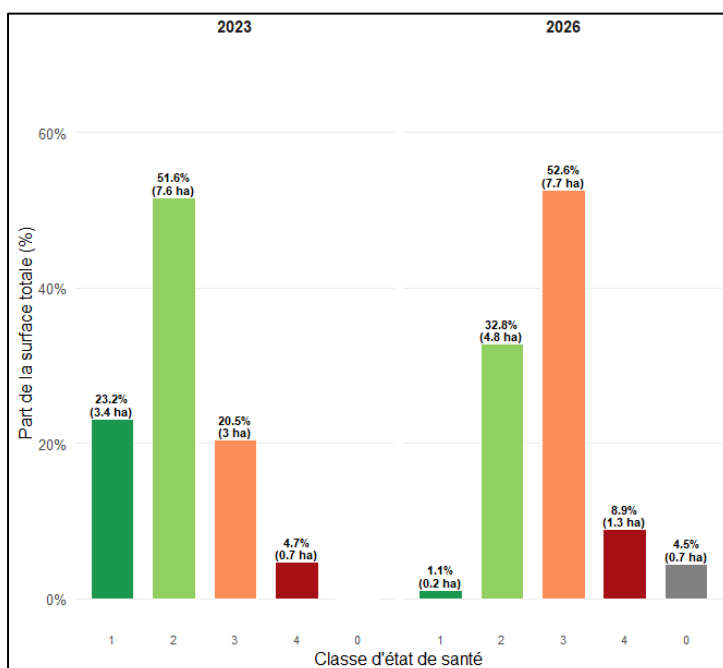


Figure 14 : Comparaison des classements d'état de santé des récifs frangeants de Saint-Barthélemy pour les années 2023 et 2026. La comparaison est effectuée sur les zones de prospection communes aux 2 années, soit 14.7 ha.

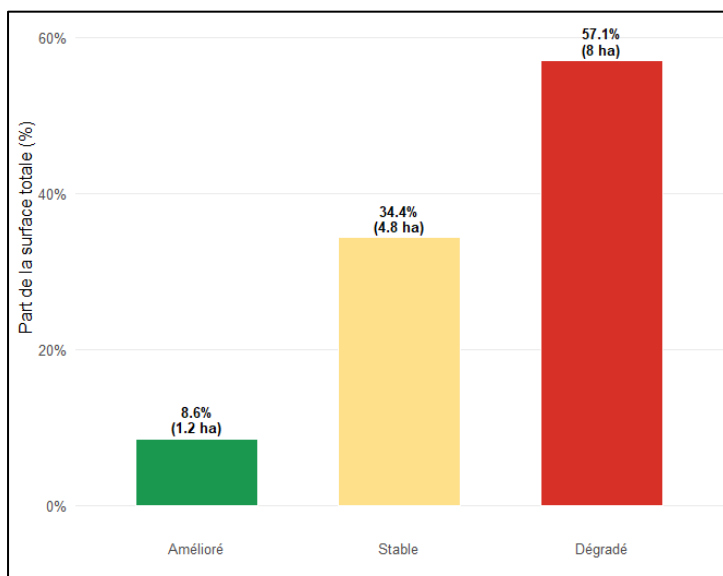


Figure 15 : Evolution de l'état de santé des récifs frangeants de Saint-Barthélemy entre 2023 et 2026 sur une surface prospectée de 14.7ha. En vert : la surface qui s'est amélioré, en jaune : ce qui est resté stable entre les 2 années et en rouge : la surface qui s'est dégradée.

L'état de santé des récifs diffère significativement entre 2023 et 2026 (Wilcoxon, $V = 1316$; $p < 0.05$) (Fig.14). La tendance globale montre un décalage médian correspondant à une dégradation d'une classe, confirmée par une analyse pondérée par la surface des fragments (bootstrap, IC 95 % = [1 ; 1]), avec 98.3 % des répliques indiquant une dégradation nette contre 0 % d'amélioration. La médiane de l'indice de santé passe de 2 en 2023 à 3 en 2026. À l'échelle du transect, 8.6 % de la surface étudiée présente une amélioration de son état de santé entre les deux campagnes, contre 34.4 % restée stable et 57.1 % dégradée (Fig.15). La dégradation de l'état de santé des récifs domine donc très largement le bilan global du récif, mais n'est pas uniforme sur l'ensemble de la zone d'étude, ce qui suggère l'existence de secteurs ponctuels de résilience ou de recolonisation locale.

4. Discussion

4.1 Déterminants de l'état de santé des récifs coralliens

L'hétérogénéité spatiale et le déclin significatif de l'état de santé des récifs frangeants observée à l'échelle de Saint-Barthélemy (Fig.14 et Fig.15) suggère l'action conjointe de plusieurs facteurs de stress, relevant à la fois de pressions globales et de pressions locales.

4.1.1 Pressions locales d'origine anthropique

Plusieurs sources de dégradation directement liées aux activités humaines peuvent être identifiées. Les rejets d'eaux usées, qu'ils proviennent des villas individuelles ou de dysfonctionnements ponctuels des stations d'épuration, constituent une source d'enrichissement en nutriments susceptible de favoriser le développement algal au détriment des colonies coralliennes (Bell *et al.*, 1989). C'est notamment ce qui a pu être observé au niveau du quartier de Saint Jean, proche d'un établissement hôtelier, où l'algue *Chaetomorpha linum* colonise régulièrement le milieu (Annexe 4). L'érosion des sols, amplifiée par la pression de pâturage des cabris sur la végétation, génère un engorgement chronique des zones récifales lors des épisodes de pluie, réduisant la pénétration lumineuse et compromettant l'installation des larves coralliennes (Bayne *et al.*, 2004 ; Ochoa-Lopez *et al.*, 1998). Ce phénomène est notamment observé dans la baie de Colombier à l'ouest de l'île (Annexe 5).

4.1.2 Pressions globales

À une échelle plus large, le réchauffement des eaux de surface constitue une menace majeure, à l'origine d'épisodes de blanchissement corallien récurrents (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2017). Bien que les maladies coralliennes telles que la maladie de la bande blanche ou la *Stony Coral Tissue Loss Disease* (SCTLD) n'aient été que peu ou pas observées durant la période de terrain, leur expansion

documentée dans la région caraïbe au cours des dernières années en fait un facteur explicatif plausible du déclin observé (Neely *et al.*, 2021 ; Cróquer *et al.*, 2021).

La fréquence croissante des échouages de sargasses (Annexe 6), générant des conditions d'hypoxie locale, contribue à fragiliser davantage des colonies déjà soumises à d'autres stress (Rodríguez-Martínez *et al.*, 2019 ; Cerema 2020). Ce phénomène expliquerait notamment l'état de santé très dégradé au nord-est de l'île (Fig.5 et Fig.11). En effet, les arrivages de sargasses se faisant à l'est, il s'agit de la partie de l'île la plus touchée par ces échouages. La topographie accentue ce phénomène : dans la baie de Marigot par exemple, la configuration en cuvette empêche les sargasses d'être emportées par le courant.

4.1.3 Répartition spatiale et facteurs hydrodynamiques

La distribution des densités coralliennes observées semble liée aux régimes de courants dominants (est/sud-est) qui caractérisent le pourtour de l'île (Cerema, 2020). Les secteurs situés au nord, plus exposé à la houle, présenteraient des conditions plus favorables à la fixation des larves coralliennes, ce qui pourrait expliquer une densité de colonies plus élevée dans ces zones (Fig.7 et Fig.12). Cependant, les travaux de Bouchon *et al.* (2003) soulignent qu'aux Antilles, les communautés récifales des côtes au vent présentent en général des taux de couvertures coralliennes plus faibles que celles des côtes sous le vent, admettant que les secteurs plus calmes sont physiquement plus favorables à l'établissement des colonies. Les travaux de Ritson-Williams *et al.* (2010) précisent que le recrutement dépend également de la disponibilité larvaire et du choix d'un habitat de fixation approprié, le stress hydrodynamique excessif pouvant constituer un goulot d'étranglement démographique.

Par ailleurs la zone Nord-Est, bien que présentant une densité corallienne élevée (Fig.7 et Fig.12), affiche paradoxalement l'état de santé le plus dégradé de l'île (Fig.5 et Fig.11). Cette contradiction s'explique par la nature distincte des deux indicateurs : la densité traduit un recrutement larvaire favorisé par l'hydrodynamisme de cette façade, tandis que l'état de santé reflète l'état physiologique des colonies déjà installées. Or, cette même façade Nord-Est est la plus directement exposée aux échouages massifs de sargasses (cf. 4.1.2). Ainsi, les conditions hydrodynamiques favorisant l'installation des larves coralliennes semblent être les mêmes qui favorisent l'accumulation de sargasses sur cette façade. Les colonies installées subissent un stress chronique qui dégrade leur état de santé malgré une densité relativement élevée.

4.2 Le rôle de l'oursin *Diadema antillarum* dans la régulation des communautés récifales

La répartition et la densité des populations de *Diadema antillarum* semblent répondre à des déterminants similaires à ceux identifiés pour les coraux. Le transport larvaire de cette espèce dépend

fortement du régime de courants que cela concerne l'intensité ou la direction de celui-ci (Lessios *et al.*, 1984). D'autre part, son installation est conditionnée par la disponibilité de substrats favorables, cet oursin présentant une forte affinité pour les anfractuosités et cavités rocheuses offrant un abri contre la prédation. La profondeur constitue également un facteur limitant, *D. antillarum* étant typiquement inféodé aux zones peu profondes (Carpenter, 1984). A l'inverse de la densité corallienne (Fig.12), les oursins eux, sont plus abondants au sud de l'île où ils sont plus à l'abri de la houle et des courants intenses (Fig.9 et Fig.13).

L'enjeu de la conservation de cette espèce dépasse largement sa seule valeur patrimoniale. Depuis l'épisode de mortalité massive documenté à l'échelle caribéenne dans les années 1980, *D. antillarum* joue un rôle clé de contrôle top-down de la biomasse algale (Bouchon *et al.*, 2023). Sa raréfaction favorise un basculement de phase (phase shift) vers des communautés dominées par les macroalgues, limitant mécaniquement le recrutement et la croissance corallienne par compétition pour l'espace et la lumière. Hewson *et al.* (2023) soulignent que la perte de cet herbivore clé a modifié les relations compétitives entre les coraux et les algues, entraînant une dégradation rapide des récifs. Lessios (1988) documente des augmentations de biomasse algale de 300 à 400 % immédiatement après la disparition des oursins. Les observations réalisées dans le cadre de cette étude apparaissent cohérentes avec ce schéma, bien qu'une quantification directe des densités d'herbivores serait nécessaire pour confirmer formellement cette relation.

Le caractère non significatif des corrélations observées entre état de santé et densités de coraux et d'oursins (cf. 3.3) doit être interprété avec prudence avant d'être considéré comme l'absence d'une relation biologique réelle. Le protocole d'évaluation visuelle semi-quantitatif utilisé, repose sur une appréciation qualitative de l'état de santé et des densités. Celui-ci limite la sensibilité statistique nécessaire pour détecter des relations fines entre ces variables. Il est donc probable que l'absence de significativité reflète en partie une limite méthodologique plutôt qu'une réelle indépendance entre ces paramètres.

4.3 Facteurs associés aux états de santé favorables

À l'inverse des secteurs dégradés, certains sites présentent des états de santé relativement satisfaisants, ce qui permet d'identifier des conditions potentiellement favorables à la résilience des récifs. On peut citer la pointe de Chauvette ou encore le nord de Colombier (Fig.5).

La géomorphologie locale, combinée à un hydrodynamisme modéré mais efficace, semble jouer un rôle déterminant en favorisant à la fois le recrutement larvaire et l'évacuation des particules sédimentaires et organiques. En effet, Cortés et Risk (1985) démontrent que des taux élevés de

resuspension sédimentaire dépriment le recrutement des larves et réduisent la diversité. Cette connectivité hydrodynamique limite également l'accumulation prolongée de sargasses, dont la décomposition in situ peut engendrer des conditions d'hypoxie délétères pour les colonies coralliennes (Cerema, 2020).

Ces résultats soulignent l'importance des facteurs locaux dans la modulation des impacts globaux, et confirment que certains secteurs de l'île pourraient jouer un rôle de refuge écologique, à fort potentiel pour la conservation.

4.4 Leviers d'action pour la gestion des récifs frangeants

Au regard de ces déterminants, plusieurs leviers d'action peuvent être envisagés à différentes échelles.

À l'échelle locale, un renforcement de la surveillance des rejets issus des habitations individuelles permettrait de mieux caractériser et limiter les apports en éléments chimiques (phosphates et nitrates), une acidification locale, les rejets d'eaux chaudes ou d'eau douce ou encore le développement de bactéries susceptibles d'affecter la physiologie corallienne. La régulation de la pression de pâturage exercée par les cabris constitue également un axe prioritaire, dans la mesure où elle conditionne la revégétalisation des sols et, par conséquent, la limitation de l'érosion et de l'envasement des zones récifales. Des associations locales telles que Island Nature Experiences (INE) œuvrent pour cette problématique en partenariat avec l'agence de l'environnement (ATE). Des actions de capture de cabris sont actuellement menées dans le but de réduire le nombre de bêtes divagantes sur l'île. En 7 ans, plus de 5700 chèvres ont été capturées (Agence Territoriale de l'Environnement, 2025).

À une échelle plus large, l'installation de dispositifs de récupération des sargasses au large constitue une piste actuellement explorée dans les Antilles françaises pour limiter l'impact des échouages massifs sur les récifs côtiers. Le rapport de Bouvier (2024) mentionne notamment l'installation de barrages de plusieurs kilomètres, composés de cubes en plastique et de filets, destinés à bloquer l'arrivée des algues à la côte, la Martinique et la Guadeloupe faisant office de sites pilotes avant un éventuel déploiement sur d'autres territoires. Saint-Barthélemy s'inscrit dans cette dynamique régionale avec l'installation, en août 2026, d'un premier dispositif dans la baie de Marigot.

Des actions de restauration active, telles que les opérations de bouturage et de réimplantation corallienne sont menées par des associations locales telles que Coral restoration. Bien qu'elles ne constituent pas une solution pérenne à elles seules, elles permettent de maintenir localement certaines colonies et de soutenir la résilience à court terme.

Enfin, la réimplantation expérimentale d'oursins *D. antillarum* dans les secteurs présentant une faible densité d'herbivores et une forte couverture algale pourrait constituer un levier complémentaire pour restaurer des conditions de substrat favorables au recrutement corallien. Les travaux de Wilson *et al.* (2025) mettent en évidence le développement de projets de réintroduction d'invertébrés herbivores, notamment les oursins *Diadema antillarum*, afin de restaurer les récifs coralliens des Caraïbes. Plusieurs approches sont expérimentées, telles que la translocation d'adultes ou l'élevage en écloserie, mais leur efficacité reste limitée par des contraintes techniques et écologiques.

D'autre part, lors de la prochaine révision de la réglementation de la pêche, il sera proposé une interdiction totale de pêche des poissons perroquet (S.Gréaux, comm. pers., 2026). Cette espèce herbivore participe à la régulation de la couverture algale au même titre que les oursins diadème.

4.5 Limites de l'étude et perspectives

Plusieurs limites méthodologiques doivent être prises en compte dans l'interprétation de ces résultats.

Le protocole d'évaluation reposant en partie sur une appréciation visuelle de l'observateur, une certaine subjectivité reste inévitable. Le déploiement du suivi sur une période de cinq mois constitue également une limite. Dans un contexte où les récifs peuvent être affectés rapidement par des événements ponctuels (épisodes de blanchissement, échouages de sargasses), des variations temporelles de l'état de santé observé ne peuvent être exclues.

Par ailleurs, le suivi a été réalisé à proximité immédiate du littoral (10 mètres du bord), cette zone est généralement la plus exposée aux pressions anthropiques et hydrodynamiques. Il est donc possible que l'état de santé des récifs soit globalement meilleur sur des zones plus profondes ou plus éloignées de la côte, non couvertes par ce protocole. Cependant le rapport de Wickel *et al.* (2026) indique qu'en 2025, les communautés benthiques de St Barth présentent globalement un état médiocre et ce sur des points localisés fixes au large de l'île principale et à des profondeurs variables.

De la même manière, l'extension du protocole aux îlets périphériques de l'île, potentiellement moins soumis aux pressions anthropiques, permettrait de tester l'hypothèse de zones de référence moins impactées et d'enrichir la contextualisation des dynamiques observées à l'échelle de l'île principale.

L'absence de mesures quantitatives sur certains paramètres clés comme la densité des herbivores, couverture algale, paramètres physico-chimiques, recrutement de juvéniles coralliens limite par ailleurs la capacité à tester formellement les hypothèses proposées dans cette étude. Ce dernier paramètre constitue pourtant un indicateur clé de la capacité de renouvellement des populations coralliennes, et son intégration dans les suivis futurs permettrait de mieux évaluer la trajectoire de

résilience des récifs à moyen terme. À ce titre, une complexification raisonnée du protocole, intégrant par exemple un pourcentage de recouvrement corallien et algal ainsi qu'un comptage des oursins *Diadema*, à la manière de l'indice de l'état de santé global du benthos élaboré par Broudic *et al.* (2025), permettrait de disposer de données plus précises. Cependant, cela viendrait alourdir le protocole initial d'une évaluation rapide à l'échelle de l'ensemble du linéaire côtier. De même, le système de classement des densités, bien que non prévu initialement dans cette étude, a permis de faire émerger des informations utiles et mériterait d'être consolidé dans les suivis futurs.

Enfin, l'effet propre de la Réserve Naturelle sur l'état de santé des récifs n'a pas pu être isolé dans cette étude. Une analyse comparative entre secteurs situés à l'intérieur et à l'extérieur de la réserve permettrait, dans de futurs travaux, d'évaluer plus directement l'efficacité des mesures de gestion en place. La reconduite de ce suivi selon une fréquence de 2 à 4 ans constituerait enfin un levier essentiel pour détecter des tendances robustes et mieux caractériser la trajectoire à moyen terme des récifs frangeants de Saint-Barthélemy.

5. Conclusion

Cette étude a permis de dresser un état des lieux inédit de l'état écologique des récifs frangeants de Saint-Barthélemy à l'échelle de l'ensemble du pourtour de l'île, et de le mettre en perspective avec les données de 2023. Le constat est sans ambiguïté : près des deux tiers du linéaire prospecté présentent un état dégradé à très dégradé, et la comparaison temporelle confirme une dégradation significative entre les deux campagnes, touchant plus de la moitié de la zone commune aux deux suivis. Ce déclin s'inscrit dans la trajectoire régionale déjà documentée à l'échelle caribéenne, mais l'hétérogénéité spatiale observée à l'échelle locale avec l'identification de secteurs relativement préservés, notamment au niveau de certains caps rocheux moins exposés aux pressions directes invite à nuancer un diagnostic global uniforme.

L'une des conclusions majeures de ce travail est la multiplicité des facteurs impliqués dans cette dégradation, agissant à des échelles et avec des leviers d'action très inégaux. Certains, comme le réchauffement des eaux, l'acidification des océans ou la fréquence des échouages de sargasses, relèvent de dynamiques globales sur lesquelles les gestionnaires locaux n'ont aucune prise directe. D'autres, en revanche comme les rejets d'eaux usées, pression de pâturage des cabris, fréquentation des zones de mouillage sont d'origine locale et donc potentiellement régulables à l'échelle du territoire. Cette distinction est centrale : elle rappelle que la préservation des récifs de Saint-Barthélemy ne pourra

jamais reposer sur un seul levier, et que l'action locale, si elle ne peut inverser à elle seule la trajectoire globale de dégradation, reste indispensable pour limiter les pressions cumulées et préserver la capacité de résilience des récifs.

C'est dans cette perspective que s'inscrit la vocation opérationnelle de ce travail. Au-delà du diagnostic scientifique, la cartographie produite constitue un outil d'aide à la décision directement mobilisable par les gestionnaires de la Réserve Naturelle : elle permet d'identifier les zones refuges à protéger en priorité et les sites où des actions de restauration, de régulation de la fréquentation ou de surveillance renforcée seraient les plus pertinentes. La reconduite régulière de ce suivi, associée à l'approfondissement de certains paramètres actuellement estimés de façon qualitative, permettra à terme d'affiner cet outil et de mieux évaluer, dans la durée, l'efficacité des mesures de gestion mises en œuvre.

Bibliographie

- Agence Territoriale de l'Environnement de Saint Barthélemy, (2025). Bilan d'activités & orientations 2026.
- Bak, R. P. M., & Engel, M. S. (1979). Distribution, abundance and survival of juvenile hermatypic corals (Scleractinia) and the importance of life history strategies in the parent coral community. *Marine Biology*, 54, 341–352.
- Bayne, P., Harden, R., & Davies, I. (2004). Feral goats (*Capra hircus* L.) in the Macleay River gorge system, north-eastern New South Wales, Australia. I. Impacts on soil erosion. *Wildlife Research*, 31(5), 519-525. <https://doi.org/10.1071/WR03039>
- Bell, P. R. F., Greenfield, P. F., Hawker, D., & Connell, D. (1989). The Impact of Waste Discharges on Coral Reef Regions. *Water Science and Technology*, 21(1), 121-130. <https://doi.org/10.2166/wst.1989.0014>
- Bouchon, C., Bouchon-Navaro, Y., Louis, M., & Portillo, P. (2003). *Manuel technique d'étude des récifs coralliens de la région Caraïbe*. Université des Antilles et de la Guyane.
- Bouchon, C., Portillo, P., Louis, M., Mazeas, F., & Bouchon-Navaro, Y. (2008). Évolution récente des récifs coralliens des îles de la Guadeloupe et de Saint-Barthélemy. *Revue d'Écologie (La Terre et La Vie)*, 63(1), 45-65. <https://doi.org/10.3406/revec.2008.1398>
- Bouchon, C., Bouchon-Navaro. (2023). Évolution des communautés récifales de Saint-Barthélemy : années 2018 à 2023 - Influence de la maladie corallienne SCTLD
- Bouvier C. 2024. Suivi des échouages de sargasses sur le littoral de la Martinique (2022-2023). Rapport final V1.BRGM/RP-73581-FR, 8 p.
- Broudic, L., Pinault, M., Claud, R., Nicet, J. B., Wickel, J., Bajjouk, T., Rungassamy, T., Bigot, L., Nikolic, N., Crochelet, E., Thibault, M., Maze, C., & Bergerot, B. (2025). Toward a spatialized index of the “benthic ecological state” using a new Coral Reef Rapid Assessment Method (CORRAM) : Case study at Reunion Island. *Environmental and Sustainability Indicators*, 27, 100811. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2025.100811>
- Brown, B. E. (1997). Coral bleaching : Causes and consequences. *Coral Reefs*, 16(0), S129-S138. <https://doi.org/10.1007/s003380050249>

- Caron, V. (2011a). Contrasted textural and taphonomic properties of high-energy wave deposits cemented in beachrocks (St. Bartholomew Island, French West Indies). *Sedimentary Geology*, 237(3-4), 189-208. <https://doi.org/10.1016/j.sedgeo.2011.03.002>
- Caron, V. (2011b). Geomorphic and Sedimentologic Evidence of Extreme Wave Events Recorded by Beachrocks : A Case Study from the Island of St. Bartholomew (Lesser Antilles). *Journal of Coastal Research*, 28(4), 811. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-10-00152.1>
- Caron, V., Deschamps, B., Robert-Duarte, A., & Bailleul, J. (2023). New quantitative descriptors (shape and macroboring) of biogenic nodules : examples from the lesser antilles and new zealand. *Palaios*, 38(12), 491-505. <https://doi.org/10.2110/palo.2023.002>
- Carpenter, R. C. (1984). Predator and population density control of homing behavior in the Caribbean echinoid *Diadema antillarum*. *Marine Biology*, 82(1), 101-108. <https://doi.org/10.1007/BF00392768>
- Cerema. (2020). Dynamiques et évolution du littoral – Synthèse des connaissances de Saint-Barthélemy et Saint-Martin (Fascicule n° 12). Cerema.
- Cortés, J., & Risk, M. J. (1985). A reef under siltation stress: Cahuita, Costa Rica. *Bulletin of Marine Science*, 36(2), 339–356.
- Cróquer, A., Weil, E., & Rogers, C. S. (2021). Similarities and Differences Between Two Deadly Caribbean Coral Diseases : White Plague and Stony Coral Tissue Loss Disease. *Frontiers in Marine Science*, 8, 709544. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.709544>
- Dubé, C., A.F. Bourmaud, C., Mercière, A., Planes, S., & Boissin, E. (2020). Ecology, Biology and Genetics of *Millepora* Hydrocorals on Coral Reefs. In S. Ray, G. Diarte-Plata, & R. Escamilla-Montes (Éds.), *Invertebrates—Ecophysiology and Management*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.89103>
- Durante, L. M., Cruz, I. C. S., & Lotufo, T. M. C. (2018). The effect of climate change on the distribution of a tropical zoanthid (*Palythoa caribaeorum*) and its ecological implications. *PeerJ*, 6, e4777. <https://doi.org/10.7717/peerj.4777>
- Gardner, T. A., Côté, I. M., Gill, J. A., Grant, A., & Watkinson, A. R. (2003). Long-Term Region-Wide Declines in Caribbean Corals. *Science*, 301(5635), 958-960. <https://doi.org/10.1126/science.1086050>
- Hewson, I., Ritchie, I. T., Evans, J. S., Altera, A., Behringer, D., Bowman, E., Brandt, M., Budd, K. A., Camacho, R. A., Cornwell, T. O., Countway, P. D., Croquer, A., Delgado, G. A., DeRito, C., Duermit-Moreau, E., Francis-Floyd, R., Gittens, S., Henderson, L., Hylkema, A., ... Breitbart, M.

- (2023). A scuticociliate causes mass mortality of *Diadema antillarum* in the Caribbean Sea. *Science Advances*, 9(16), eadg3200. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adg3200>
- Hoegh-Guldberg, O., Poloczanska, E. S., Skirving, W., & Dove, S. (2017). Coral Reef Ecosystems under Climate Change and Ocean Acidification. *Frontiers in Marine Science*, 4, 158. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00158>
- Humann, P., & DeLoach, N. (2018). Coraux du récif – Identification : Floride, Caraïbe, Bahamas. PLB Éditions.
- Humann, P., & DeLoach, N. (2018). Créatures du récif – Identification : Floride, Caraïbe, Bahamas. PLB Éditions.
- Ifreco, 2021. Etat de santé des récifs coralliens, herbiers marins et mangroves des outre-mer français. Bilan 2020. 335 pp
- LaJeunesse, T. C., Wham, D. C., Pettay, D. T., Parkinson, J. E., Keshavmurthy, S., & Chen, C. A. (2014). Ecologically differentiated stress-tolerant endosymbionts in the dinoflagellate genus *Symbiodinium* (Dinophyceae) Clade D are different species. *Phycologia*, 53(4), 305-319. <https://doi.org/10.2216/13-186.1>
- Lessios, H. A. (1988). *Mass Mortality of Diadema Antillarum in the Caribbean : What Have We Learned?*
- Lessios, H. A., Cubit, J. D., Robertson, D. R., Shulman, M. J., Parker, M. R., Garrity, S. D., & Levings, S. C. (1984). Mass mortality of *Diadema antillarum* on the Caribbean coast of Panama. *Coral Reefs*, 3(4), 173-182. <https://doi.org/10.1007/BF00288252>
- Lessios, H. A., Garrido, M. J., & Kessing, B. D. (2001). Demographic history of *Diadema antillarum*, a keystone herbivore on Caribbean reefs. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 268(1483), 2347-2353. <https://doi.org/10.1098/rspb.2001.1806>
- Neely, K. L., Shea, C. P., Macaulay, K. A., Hower, E. K., & Dobler, M. A. (2021). Short- and Long-Term Effectiveness of Coral Disease Treatments. *Frontiers in Marine Science*, 8, 675349. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.675349>
- Ochoa-López, E., Reyes-Bonilla, H., & Ketchum-Mejía, J. (1998). Effects of sedimentation on coral communities of southern Socorro Island, Revillagigedo archipelago, Mexico. *Ciencias Marinas*, 24(2), 233-240. <https://doi.org/10.7773/cm.v24i2.742>

Pérez, C. D., Vila-Nova, D. A., & Santos, A. M. (2005). Associated community with the zoanthid *Palythoa caribaeorum* (Duchassaing & Michelotti, 1860) (Cnidaria, Anthozoa) from littoral of Pernambuco, Brazil. *Hydrobiologia*, 548(1), 207-215. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-5441-2>

Valentin Pillet. Détection et attribution des changements morphologiques côtiers récents en milieu insulaire tropical (Polynésie française, Caraïbe). Géographie. Université de La Rochelle, 2020. Français.NNT : 2020LAROS019. tel-03128479v3

Rey, T., Leone, F., Candela, T., Belmadani, A., Palany, P., Krien, Y., Cécé, R., Gherardi, M., Péroche, M., & Zahibo, N. (2019). Coastal Processes and Influence on Damage to Urban Structures during Hurricane Irma (St-Martin & St-Barthélemy, French West Indies). *Journal of Marine Science and Engineering*, 7(7), 215. <https://doi.org/10.3390/jmse7070215>

Ritson-Williams, R., Paul, V. J., Arnold, S. N., & Steneck, R. S. (2010). Larval settlement preferences and post-settlement survival of the threatened Caribbean corals *Acropora palmata* and *A. cervicornis*. *Coral Reefs*, 29(1), 71-81. <https://doi.org/10.1007/s00338-009-0555-z>

Rodríguez-Martínez, R. E., Medina-Valmaseda, A. E., Blanchon, P., Monroy-Velázquez, L. V., Almazán-Becerril, A., Delgado-Pech, B., Vásquez-Yeomans, L., Francisco, V., & García-Rivas, M. C. (2019). Faunal mortality associated with massive beaching and decomposition of pelagic Sargassum. *Marine Pollution Bulletin*, 146, 201-205. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.015>

Siegel, S., & Castellan, N. J., Jr. (1988). Nonparametric statistics for the behavioral sciences (2nd ed.). McGraw-Hill.

Wickel j., Greaux s., Dufournier h., Pinault m., Nicet j.b., 2026. Évaluation de l'état écologique des poissons commerciaux de Saint-Barthélemy. Rapport MAREX pour le compte de l'Agente Territoriale de l'Environnement de St Barthélemy. 44p + Annexes.

Wilkinson, C., Souter, D. (2008). Status of Caribbean coral reefs after bleaching and hurricanes in 2005. Global Coral Reef Monitoring Network, and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, 152 p.

Wilson, M. W., Bigler, M., Renaud-Byrne, G., Gutiérrez Plata, S., Hylkema, A., Patterson, J., Pilnick, A., Spadaro, A. J., & Williams, S. M. (2025). Employing invertebrates to restore herbivory on Caribbean coral reefs : Recent developments and remaining barriers. *Restoration Ecology*, 33(4), e70025. <https://doi.org/10.1111/rec.70025>

Annexes

Annexe 1 : Illustration des principaux coraux constructeur (Scléractiniaires), identifiés lors du suivi d'état de santé des récifs de Saint-Barthélemy.



Acropora palmata



Acropora cervicornis



Porites furcata



Porites astreoides



Diploria & Pseudodiploria sp.



Solenastrea bournoni

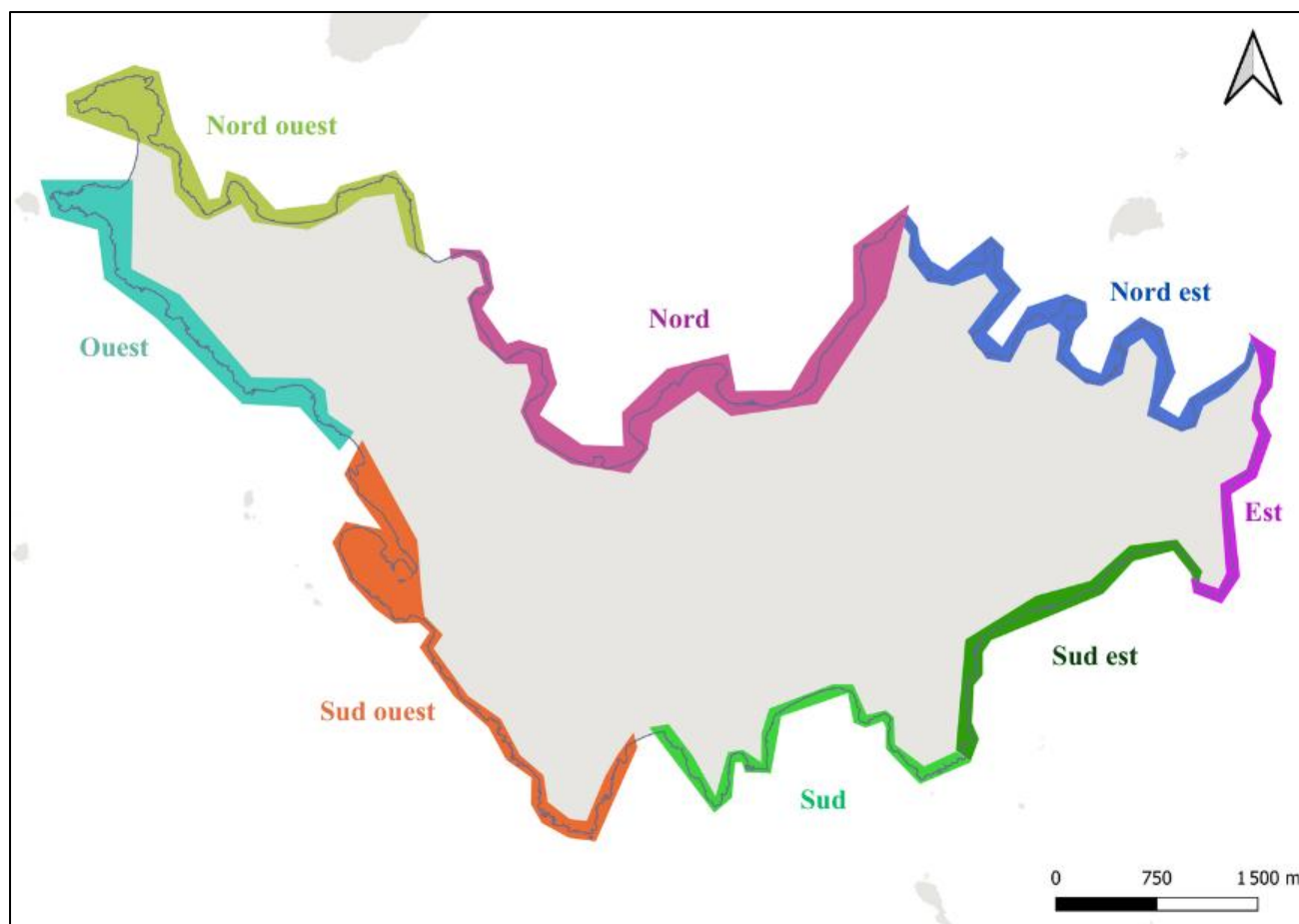


Dendrogyra cylindrus

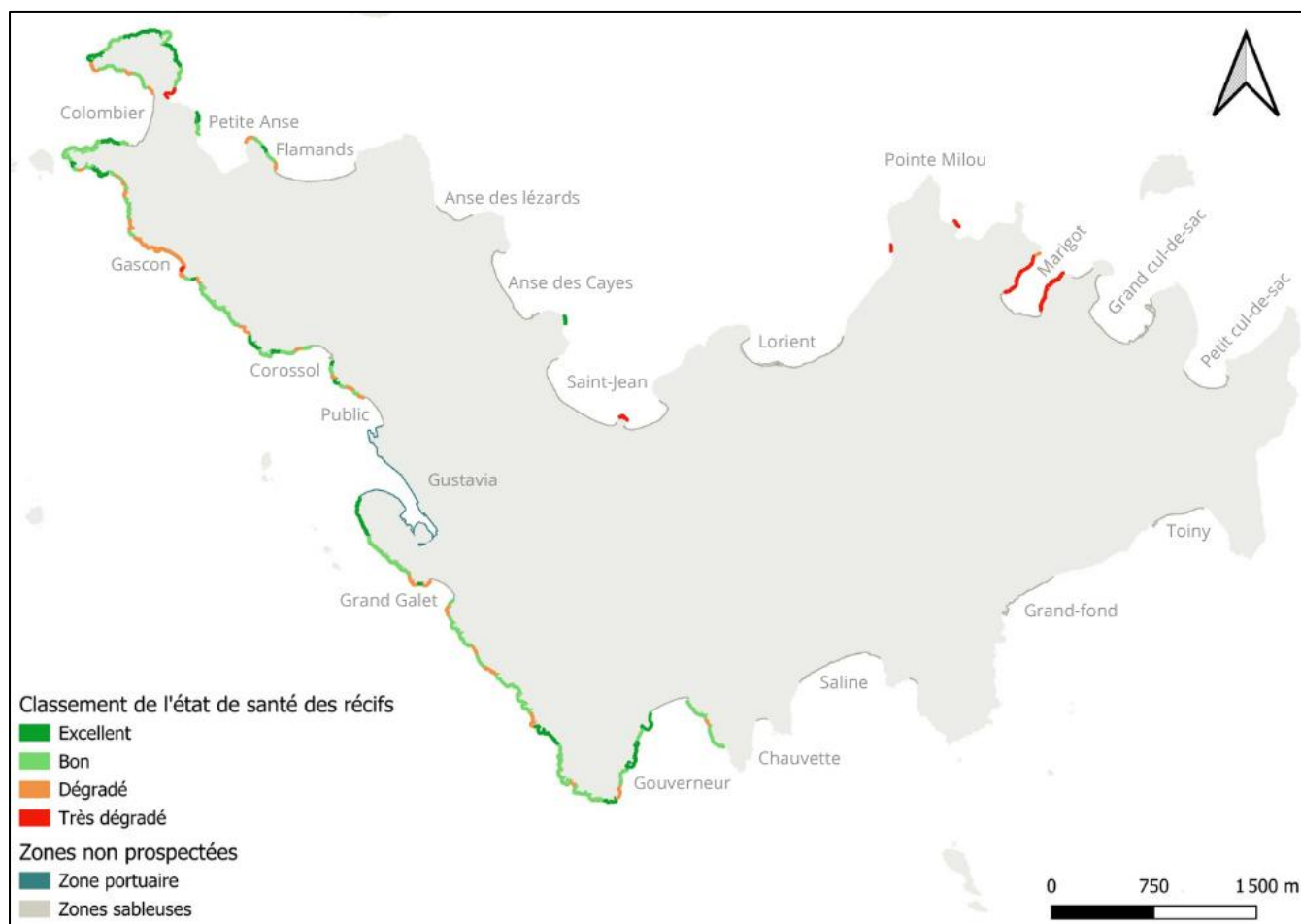


Orbicella faveolata

Annexe 2 : Cartographie du découpage géographique de l'île de Saint-Barthélemy utilisée pour les comparaisons d'état de santé, de densité de coraux et de densité d'oursin diadème par zone.



Annexe 3 : Cartographie de l'état de santé des récifs frangeants de Saint-Barthélemy dans l'espace 0-10 m réalisée en 2023.



Annexe 4 : Illustration de la prolifération de l'algue verte *Chaetomorpha linum* sur un site de réimplantation de coraux (biorocks). Photographie : Pierre Andrieux.



Annexe 5 : Photographies illustrant le phénomène d’envasement des récifs suite à un épisode de forte pluie dans la baie de colombier (A) et sur la plage de Flamands (B) (28/03/2026).



Annexe 6 : Photographie illustrant le phénomène des sargasses, réalisée le 02/04/2026 à Petit Cul-de-sac sur l’île de Saint-Barthélemy.

