



Adaptation du protocole MANRAM (Mangrove Rapid Assessment Method) aux Antilles françaises : évaluation de l'état écologique des mangroves à *Rhizophora mangle* en Guadeloupe

— Nolwenn Boutemeur —



© Nolwenn Boutemeur

Master BEE « Écosystèmes et Anthropisation »

Stage de fin d'étude effectué du 15 février au 15 août 2025



Responsable de stage : Virginie Tsilibaris

Tuteur universitaire : Dov Corenblit

Examineurs : Romain Walcker ; Antoine Lecerf







© Pierre Yves Pascal



© Pierre Yves Pascal

Remerciements

Je souhaite tout d'abord remercier ma responsable de stage, Virginie Tsilibaris (PRZHT - Comité français de l'UICN), pour la confiance qu'elle m'a accordée en me confiant les premières étapes de ce travail ambitieux. Travailler à ses côtés a été un véritable plaisir, j'espère sincèrement que nos chemins se croiseront à nouveau.

Je remercie également l'équipe du PRZHT pour sa bonne humeur quotidienne et son accompagnement, aussi bien sur le terrain que dans la relecture de ce mémoire.

Un grand merci à Haizea Jimenez (Comité français de l'UICN) et Mathieu Pinault (MAREX) pour leur accompagnement, leurs relectures attentives, leurs précieux conseils et leur bienveillance tout au long du stage.

Je souhaite remercier chaleureusement Mélanie Herteman (Nature et Développement), Daniel Imbert (EMC2), Christophe Proisy (IRD), Florent Taureau (cartographe) et Pierre-Yves Pascal (Université des Antilles), qui ont pris le temps de répondre à mes interrogations et ont permis de faire avancer ce projet.

Je remercie également l'Office de l'Eau de Guadeloupe et le Parc National de la Guadeloupe pour le prêt de matériel et pour leur accompagnement lors des missions de terrain, ainsi que pour les nombreuses et conviviales pauses café sous le carbet.

Un immense merci à toutes les Petites Puces, sans qui mon aventure n'aurait pas eu le même goût. Mention spéciale à mon acolyte de tous les jours, Eunice, pour son soutien émotionnel, du premier au dernier jour de cette aventure.

Sans oublier mes fidèles coéquipiers de bateau, l'équipe des Cops : merci pour les Newsletters du mois, et pour votre présence dans les hauts comme dans les bas.

Enfin, je voudrais exprimer toute ma gratitude à ma famille, qui me soutient depuis toujours dans toutes mes ambitions professionnelles. C'est à eux que je dois la réalisation de ce mémoire, et c'est à eux que je le dédie aujourd'hui.

Table des matières

I. Introduction.....	1
II. Matériel et méthode :.....	5
II.a Zone d'étude.....	5
II.b Révision et adaptation des métriques MANRAM.....	6
II.c Plan d'échantillonnage.....	7
II.d Méthode d'échantillonnage.....	9
II.e Analyses statistiques.....	10
• Traitement des données :	10
• Exploration des données : Analyse en Composantes Principales (ACP).....	11
• Modélisation :	11
III. Résultats :.....	12
III.a Variation du score MANRAM selon l'intensité de pression :.....	12
III.b Variation des scores des indicateurs thématiques selon l'intensité de pression :.....	15
III.c Variation des métriques des indicateurs thématiques selon l'intensité de pression :.....	16
III.d Analyse en Composantes Principales (ACP).....	17
III.e Réponse des métrique "état de santé" et "macrodéchets" selon les proxys SIG :.....	18
IV. Discussion :.....	20
V. Conclusion :.....	24
Références bibliographiques.....	25
Annexes.....	34

Résumé

Les mangroves sont des écosystèmes côtiers essentiels dont dépendent à la fois la biodiversité et les populations humaines. Pourtant, elles subissent de nombreuses menaces sous l'effet des pressions anthropiques et du changement climatique. L'évaluation de leur état écologique constitue donc un enjeu majeur de conservation. Parmi les approches existantes, les méthodes d'évaluation rapide (RAM) offrent une option pertinente pour la gestion courante, mais aucun protocole standardisé spécifiquement conçu pour les mangroves n'existe à ce jour. Le protocole MANRAM, issu des travaux de l'IFRECOR, répond à ce besoin en proposant un indicateur global d'état écologique (appelé "score MANRAM") basé sur trois indicateurs : la structure de l'écosystème, la vitalité du peuplement et la faune qui lui est associée. Cette étude cherche à adapter le protocole MANRAM au contexte des Antilles françaises, en testant la pertinence et la sensibilité des métriques face aux pressions locales sur 35 stations à *Rhizophora mangle* en Guadeloupe. Les résultats montrent une diminution significative du score global avec l'augmentation des pressions. Parmi les indicateurs qui le composent, l'indicateur de vitalité apparaît particulièrement sensible comme indicateur précoce de perturbation. Bien que des ajustements restent nécessaires, ces résultats soulignent la capacité du protocole MANRAM à discriminer différents états écologiques le long d'un gradient de pressions. Ils suggèrent également que les approches multimétriques constituent un outil robuste et opérationnel pour une évaluation rapide et holistique de l'état écologique des mangroves, permettant ainsi d'orienter efficacement la gestion courante.

Mots clés : mangroves, évaluation rapide, état écologique, indicateurs multimétriques, pressions anthropiques, gestion courante, Antilles.

Abstract

Mangroves are essential coastal ecosystems on which both biodiversity and human populations depend. However, they face numerous threats from anthropogenic pressures and climate change. Assessing their ecological condition is therefore a major conservation challenge. Among existing approaches, rapid assessment methods (RAM) offer a relevant option for day-to-day management, but no standardised protocol specifically designed for mangroves exists to date. The MANRAM protocol, developed by IFRECOR, addresses this need by proposing a global ecological status indicator (called the "MANRAM score") based on three indicators : ecosystem structure, population vitality and associated fauna. This study seeks to adapt the MANRAM protocol to the context of the French West Indies by testing the relevance and sensitivity of the metrics to local pressures at 35 *Rhizophora mangle* stations in Guadeloupe. The results show a significant decrease in the overall score as pressures increase. Among the indicators that make up the overall score, the vitality indicator appears to be particularly sensitive as an early indicator of disturbance. Although adjustments are still needed, these results highlight the ability of the MANRAM protocol to distinguish between different ecological states along a pressure gradient. They also suggest that multimetric approaches are a robust and operational tool for rapid and holistic assessment of the ecological status of mangroves, thus enabling effective guidance for day-to-day management.

Keywords : mangroves, rapid assessment, ecological state, multimetric indicators, anthropogenic pressures, day-to-day management, West Indies.

Table des figures

Figure 1 : Étapes de calcul des scores normalisés et de l'agrégation des indicateurs thématiques en un indicateur global, selon la méthode du protocole MANRAM (Pinault <i>et al.</i> , 2024).....	8
Figure 2 : Typologie générale des faciès des mangroves de la Guadeloupe sur le gradient amont-aval. La répartition des peuplements est organisée selon un gradient de salinité (exprimée en g/L) et la nature du substrat (sable, tourbe, vase). Schéma adapté de Lambs <i>et al.</i> (2015).....	10
Figure 3 : Localisation des stations d'étude et de leur niveau d'intensité de pression, estimé à partir des proxys SIG.....	14
Figure 4 : Démarche méthodologique pour la mise au point d'indicateurs thématiques normalisés sur les stations MANRAM de Guadeloupe.....	15
Figure 5 : Score MANRAM en fonction de l'intensité de pression (0 = faible ; 1 = moyenne ; 2 = forte). Les box-plot représentent la médiane (50%) et les quartiles (25% et 75%), et chaque point représente une station d'étude (n = 34).....	17
Figure 6 : Répartition des stations (%) selon les différentes classes du score global MANRAM en fonction de l'intensité de pression (faible, moyenne, forte).....	18
Figure 7 : Score MANRAM (sans l'indicateur de perturbations) en fonction de l'intensité de pression (0 = faible ; 1 = moyenne ; 2 = forte). Les box-plot représentent la médiane (50%) et les quartiles (25% et 75%), et chaque point représente une station d'étude (n = 34).....	18
Figure 8 : Répartition des stations (%) selon les différentes classes du score MANRAM sans l'indicateur perturbation, en fonction de l'intensité de pression (faible, moyenne, forte).....	19
Figure 9 : Score des indicateurs vitalité (a), faune (b) et perturbations (c) selon l'intensité de pression (0 = faible ; 1 = moyenne ; 2 = forte).....	20
Figure 10 : Score d'état de santé selon l'intensité de pression (0 = faible ; 1 = moyenne ; 2 = forte)...	20
Figure 11 : Score de la métrique macrodéchets selon l'intensité de pression (0 = faible ; 1 = moyenne ; 2 = forte).....	21
Figure 12 : Représentation spatiale des stations selon les deux premiers axes de l'ACP, basée sur les métriques écologiques, les variables de pressions anthropiques et les facteurs abiotiques.....	22
Figure 13 : État de santé selon (a) la distance à une usine agricole et (b) la surface agricole dans un rayon de 2 km autour de la station. Les deux variables explicatives ont été centrées et réduites avant modélisation.....	23
Figure 14 : Quantité de macrodéchets selon la surface artificialisée dans un rayon de 2 km autour de la station. La variable explicative a été centrée et réduite avant modélisation.....	23

Table des tableaux

Tableau 1 : Synthèse des métriques écologiques retenues dans l'étude, avec les métriques de structure en vert, de vitalité en orange, de faune en rose, et de perturbation en gris.....	12
Tableau 2 : Tableau des pressions anthropiques exercées sur les mangroves de la Guadeloupe et création des proxys SIG. PCSM = Petit Cul de Sac Marin ; GCSM = Grand Cul de Sac Marin.....	13
Tableau 3 : Tableau des critères de sélection des métriques pour le calcul du score MANRAM. La valeur R représente le coefficient de corrélation de Pearson et la valeur sd représente l'écart-type.	15

I. Introduction

Les mangroves sont des forêts intertidales, principalement constituées d'arbres ou arbustes halophiles adaptés aux milieux saumâtres communément appelés palétuviers (Tomlinson, 1986; Saenger, 2002; Duke, 2011). Elles se développent sur les côtes, dans la zone de marnage, préférentiellement à l'embouchure des deltas, des rivières et des cours d'eau, où la sédimentation offre un environnement favorable à leur établissement (Lambs *et al.*, 2015; Suello *et al.*, 2022). Présentes dans plus de la moitié des pays du monde, les mangroves couvrent près de 75 % des côtes tropicales et subtropicales à l'échelle mondiale (Spalding, 1997; Dahdouh-Guebas, 2011; FFEM & Océanopolis, 2021). Les conditions écologiques dans lesquelles se développent les mangroves sont particulièrement contraignantes, combinant salinité élevée, hypoxie des sols et variations hydriques liées au marnage (Imbert, 2000; Reef & Lovelock, 2015). Pour survivre dans un tel environnement, les palétuviers ont développé des adaptations morphologiques et physiologiques variées selon les espèces, telles que des racines échasses pour s'ancrer sur les sols meubles et capter l'oxygène par l'intermédiaire des lenticelles, des glandes à sel pour excréter l'excès de sel, ou encore un mode de reproduction hermaphrodite vivipare, dans lequel les marées jouent un rôle central dans la dispersion (McKee, 1996; Flower, 2006; Robles Sánchez *et al.*, 2021; Victório *et al.*, 2023; Huntley, 2023).

Longtemps considérées comme des milieux insalubres, elles ont été largement négligées au profit du développement agricole et urbain. Ce n'est qu'à partir des années soixante que les travaux scientifiques ont progressivement révélé la diversité des fonctions écologiques et des services écosystémiques qu'elles procurent (Cormier-Salem, 2000; Dahdouh-Guebas *et al.*, 2005; Lee *et al.*, 2014). À l'échelle mondiale, ces forêts littorales se distinguent par leur capacité à séquestrer le carbone, avec un potentiel de stockage estimé à plus de 900 tonnes par hectare (Twilley *et al.*, 1992), soit bien plus que les stocks observés dans la plupart des forêts continentales (Donato *et al.*, 2011; Alongi, 2012; Michelle Dahome, 2017). Grâce à la structure complexe de leurs racines, elles agissent également comme des boucliers naturels face aux aléas climatiques, en atténuant l'énergie des vagues et en protégeant les côtes contre l'érosion (Dahdouh-Guebas *et al.*, 2005). On estime qu'elles permettent chaque année d'éviter environ 60 milliards de dollars de dommages liés aux cyclones et de protéger 14 millions de personnes vivant en zones côtières (Menéndez *et al.*, 2020). Par ailleurs, les racines contribuent à la filtration des eaux en piégeant les sédiments et les polluants provenant des bassins versants, protégeant ainsi les écosystèmes associés tels que les récifs coralliens et les herbiers marins (Trégarot *et al.*, 2020). Les mangroves comptent également parmi les rares écosystèmes capables d'abriter une diversité faunistique à la fois terrestre et marine, servant ainsi de zones de refuge, de reproduction et de nurserie pour de nombreuses espèces aquatiques et terrestres (Mazda *et al.*, 1997; McIvor *et al.*, 2012).

Ce changement de regard a conduit à la mise en place de programmes internationaux de recherche et de conservation, ainsi qu'à des politiques de gestion plus durables. Adoptée en 1971, la Convention de Ramsar constitue le premier traité international dédié à la préservation des zones humides, offrant un cadre juridique dont peuvent aujourd'hui bénéficier les mangroves (Cormier-Salem, 2000; Hagger *et al.*, 2022; Gell *et al.*, 2023). Désormais, elles sont au cœur des enjeux de conservation et sont reconnues comme l'une des solutions fondées sur la nature les plus efficaces contre les effets du changement climatique (Earth Security, 2020; Van Hespén *et al.*,

2023). Pourtant, bien que des progrès aient été réalisés, les mangroves continuent de subir de nombreuses menaces et disparaissent dans le monde entier à hauteur de 1 à 2 % par an (Duke *et al.*, 2007; FAO, 2023). Selon la Liste Rouge des Écosystèmes de Mangroves publiée par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) en 2024, 50 % des mangroves évaluées sont menacées, dont 19,6 % classées à haut risque (UICN, 2024). Selon ce rapport, les effets du changement climatique, tels que l'élévation du niveau de la mer et l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des tempêtes, menacent 33 % de ces écosystèmes. Au cours du dernier siècle, l'artificialisation côtière et la surexploitation des ressources ont également conduit à une dégradation et une perte généralisée des écosystèmes de mangrove (Duke *et al.*, 2007; Bosire *et al.*, 2014). Selon les zones géographiques, elles subissent aussi de fortes pressions liées à l'expansion de l'aquaculture et de l'agriculture intensive, en particulier la culture du riz et de l'huile de palme (Leal & Spalding, 2024).

Face à ce constat, des programmes de surveillance, de restauration et d'évaluation de l'état de santé des mangroves ont vu le jour (Wilson, 2009; Hai *et al.*, 2020; Cadier *et al.*, 2020; Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2021; Beeston *et al.*, 2023; Macéra, 2024). Bien que débattue dans la littérature scientifique, la notion de "santé des écosystèmes" reste un concept clé fréquemment utilisé dans les politiques de gestion environnementale et les programmes de conservation, en particulier pour les écosystèmes complexes comme les mangroves (Hearnshaw *et al.*, 2011; O'Brien *et al.*, 2016; Bezombes *et al.*, 2017; Méchin *et al.*, 2023). Largement acceptée par la communauté scientifique, la définition de Costanza et Mageau (1999) considère qu'un système écologique en bonne santé est "un écosystème dans un état stable et durable, actif, capable de maintenir son autonomie et son organisation dans le temps, et résilient vis-à-vis de tout type de pressions et de stress". D'autres approches complètent cette définition en évaluant l'état de santé d'un écosystème à travers les services écosystémiques qu'il rend à l'Homme. La définition de Lu *et al.* (2015) par exemple, souligne que la santé d'un écosystème se mesure à son "aptitude à maintenir sa structure organisationnelle, sa vigueur fonctionnelle et sa résilience en cas de stress, et à fournir en permanence des services écosystémiques de qualité pour les générations actuelles et futures". Difficile à définir de manière universelle, la notion de santé des écosystèmes implique également la mise en œuvre de méthodes permettant de traduire cet état écologique en données mesurables et ainsi permettre la création d'outils d'aide à la décision.

Trois grandes approches peuvent être mobilisées pour le suivi des mangroves selon les objectifs fixés : la télédétection, la surveillance académique et la surveillance appliquée (Schmitt & Duke, 2015). La télédétection regroupe l'ensemble des techniques d'observation à distance, telles que les images satellites ou les données LiDAR (Light Detection And Ranging), qui permettent de suivre à large échelle l'évolution du couvert végétal et la hauteur de la canopée des mangroves. La surveillance académique, généralement menée par des laboratoires de recherche, s'inscrit dans des démarches plus approfondies (recherche), avec des suivis sur le long terme et une analyse fine des dynamiques écologiques. La surveillance appliquée vise, elle, à répondre à des enjeux de gestion ou de conservation sur la base d'indicateurs simples et de protocoles de terrain pratiques, parfois participatifs.

Toutefois, les approches *in situ* présentent certaines limites. La plupart des programmes d'évaluation manquent de suivis réguliers, et l'absence de protocoles standardisés rend la comparaison des résultats difficile entre sites ou territoires (Sutula *et al.*, 2006; Cárdenas *et al.*,

2017; Pham *et al.*, 2019). De plus, de nombreuses méthodes d'évaluation se concentrent principalement sur les caractéristiques structurelles de la forêt (Kovacs *et al.*, 2005; Bosire *et al.*, 2014; Schadow *et al.*, 2024; Sitthi *et al.*, 2025; Zakiyah *et al.*, 2025). Or, ces caractéristiques se révèlent souvent peu sensibles face aux perturbations, car ils répondent plus lentement aux variations de l'environnement, limitant leur capacité à détecter des changements à un stade précoce (Pernetta, 1993; Impact Mer *et al.*, 2017; Bakhtiyari *et al.*, 2019). À l'inverse, certaines composantes, telles que les communautés animales et les propriétés sédimentaires, réagissent plus rapidement, et peuvent servir d'indicateurs précoces de dégradation de l'état écologique du milieu (Carugati *et al.*, 2018; Bakhtiyari *et al.*, 2019; Mandal *et al.*, 2019).

Face à ces limites, les méthodes d'évaluation rapide (RAM – *Rapid Assessment Methods*) apparaissent comme une alternative pertinente. Développées aux États-Unis dans les années 1980, elles reposent sur des protocoles permettant une évaluation écologique à la fois simple, rapide et standardisée (Gaucherand *et al.*, 2015). Ces méthodes sont accessibles aux gestionnaires et adaptées à la surveillance appliquée. Les RAM sont des approches semi-quantitatives qui visent à estimer de manière reproductible l'état ou les fonctions écologiques d'un écosystème (Pinault, 2017). Ces méthodes reposent sur l'hypothèse que l'état écologique varie le long d'un gradient de pressions et que cet état peut être évalué à partir d'un ensemble de métriques¹ observables sur le terrain, regroupées en indicateurs thématiques² (Sutula *et al.*, 2006). Les méthodes RAM sont aujourd'hui utilisées à l'échelle internationale dans des contextes variés (p.ex. coraux, herbiers) pour appuyer les suivis environnementaux, les projets de restauration ou d'évaluation de l'état initial dans le cadre de la séquence Éviter-Réduire-Compenser (ERC) (Fennessy *et al.*, 2007; Wilson, 2009; Macéra, 2024; Broudic *et al.*, 2024). Dans le cas des mangroves, des protocoles de type RAM ont été testés dans différents contextes : en Floride et au Sénégal dans un objectif d'évaluation de l'état écologique (Wilson, 2009; Macéra, 2024), à Mayotte pour évaluer l'impact post-cyclonique après le passage du cyclone Chido (travaux IFRECOR, en cours de publication), ou encore dans des programmes plus larges de suivi de zones humides (Fennessy, 2007; Wilson, 2009). Cependant, il n'existe à ce jour aucun protocole standardisé spécifiquement conçu pour évaluer l'état écologique des mangroves dans une perspective de gestion courante, tout en respectant les principes des approches de type RAM (facilité, reproductibilité, faible coût).

En France, l'adaptation des RAM a notamment été portée par le programme MERCI-Cor (Méthode pour Éviter, Réduire et Compenser les Impacts sur les récifs Coralliens et écosystèmes associés), financé par l'IFRECOR (Initiative Française pour les Récifs Coralliens) et porté par l'IRD (Institut de Recherche pour le Développement), en co-pilotage avec le laboratoire LAGAM (Laboratoire de Géographie et d'Aménagement de Montpellier) et le GIE MAREX (Groupement d'Intérêt Economique d'expertise et conseil en environnement marin). Initialement dédiés au dimensionnement des mesures compensatoires en milieu corallien, ces méthodes se sont rapidement imposées comme des outils au potentiel d'application bien plus large, dépassant le seul cadre des études d'impact environnemental et de la séquence ERC (Pinault, 2024). Ainsi, la dernière convention de recherche du programme MERCI-Cor (2019-2021) a abouti à la création de trois protocoles standardisés : CORRAM (Coral Reef Rapid Assessment Method) pour les récifs coralliens, SEARAM (Seagrass bed Rapid Assessment Method) pour les herbiers marins, et MANRAM (Mangrove Rapid Assessment Method) pour les mangroves. Ces protocoles ont

¹ Variables relevées directement sur le terrain au cours de l'acquisition de données.

² Agrégation de différentes métriques portant sur un même compartiment.

notamment été mis en œuvre dans le cadre de la création de l’atlas des récifs coralliens de La Réunion (Broudic *et al.*, 2024), de la mise en place du réseau de surveillance des herbiers de Mayotte (Pinault *et al.*, 2024) et de l’évaluation des mangroves du delta du Saloum au Sénégal (Macéra, 2024).

Créé en 2018, le protocole MANRAM a été développé afin de proposer une méthode d’évaluation rapide spécifiquement adaptée aux mangroves (Pinault *et al.*, 2024). Il repose sur un ensemble de 15 métriques écologiques sélectionnées dans la littérature scientifique pour fournir une vision holistique de l’état écologique de ces écosystèmes. Ces métriques ont été regroupées en trois indicateurs thématiques : (1) la structure et la richesse spécifique du peuplement de palétuviers, (2) la vitalité et la dynamique des populations, et (3) les mécanismes de régulation par la faune mobile associée à la mangrove. L’ensemble de ces métriques fournit une estimation de l’état écologique de la mangrove, à travers la création d’un indicateur global³ multi-composite nommé ici « score MANRAM », variant de 0 (état “mauvais”) à 10 (état “très bon”) (Figure 1).

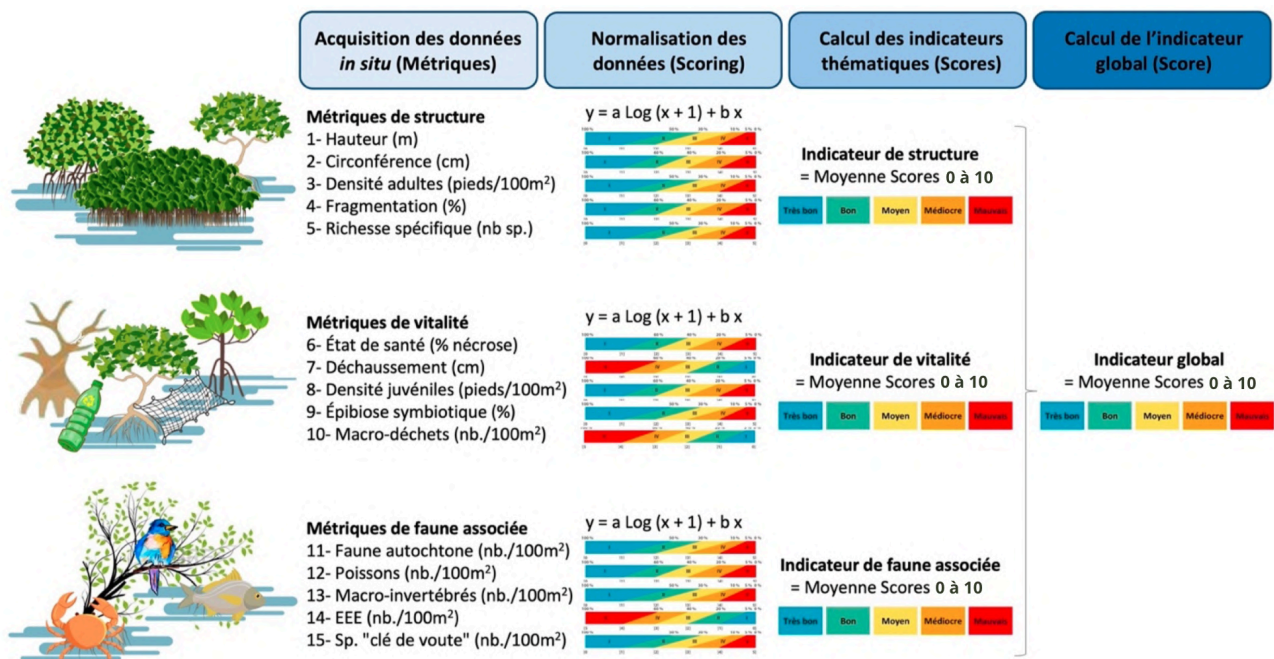


Figure 1 : Étapes de calcul des scores normalisés et de l’agrégation des indicateurs thématiques en un indicateur global, selon la méthode du protocole MANRAM (Pinault *et al.*, 2024).

Depuis 2024, l’IFRECOR a demandé une révision des métriques du protocole MANRAM avec pour objectif d’ajuster les métriques aux spécificités locales de chaque territoire ultramarin et de produire des référentiels de données par faciès écologique⁴, plus représentatifs des conditions écologiques du milieu. Ce travail s’inscrit dans la continuité des travaux menés par le programme MERCI-Cor et répond à une demande de l’IFRECOR qui a missionné le Réseau d’Observation et d’aide à la gestion des Mangroves (ROM)⁵ à ajuster le protocole aux Antilles, en commençant par la Guadeloupe.

L’objectif de cette étude est donc d’adapter les métriques du protocole MANRAM au contexte des Antilles françaises et, plus spécifiquement, au faciès à *Rhizophora mangle* en Guadeloupe. Pour cela, la pertinence des métriques initialement proposées a été examinée sur la base d’une revue

³ Agrégation de plusieurs indicateurs thématiques portant sur différents compartiments.

⁴ Communauté végétale présentant une apparence uniforme due à des facteurs environnementaux homogènes.

⁵ <https://rom.pole-tropical.org/home>

bibliographique, afin de vérifier si elles étaient adaptées au contexte local et si certaines devaient être modifiées, remplacées ou supprimées. Sur cette base, l'opérationnalité et la sensibilité de l'indicateur MANRAM ont ensuite été évaluées face à différents niveaux de pressions anthropiques et de difficultés de mise en œuvre *in situ*. Deux hypothèses ont été formulées : la première suppose que le score MANRAM tend à décroître avec l'augmentation de l'intensité des pressions locales ; la seconde suppose que les métriques des indicateurs de vitalité et de faune réagissent de manière plus sensible aux pressions que celles de l'indicateur de structure forestière, qui selon la littérature répondent plus lentement aux perturbations (Pernetta, 1993; Impact Mer *et al.*, 2017; Bakhtiyari *et al.*, 2019). À ce jour, aucune application du protocole MANRAM n'a encore été réalisée sur l'archipel guadeloupéen. Ce travail vise ainsi à appuyer la mise en œuvre d'un futur outil d'évaluation écologique adapté au territoire et à constituer une première base pour la création d'un référentiel de données local.

II. Matériel et méthode :

II.a Zone d'étude

Territoire insulaire tropical des Petites Antilles, la Guadeloupe se caractérise par de faibles marées (moins de 0,5 m) et un climat à deux saisons contrastées : une saison sèche de janvier à juin et une saison humide de juillet à novembre (Imbert, 1989; Lambs *et al.*, 2015). L'archipel comprend deux îles principales : la Basse-Terre à l'ouest (848 km²), montagneuse et densément boisée autour du volcan de la Soufrière (1 467 m), et la Grande-Terre à l'est (590 km²), plateau calcaire peu élevé (135 m) à dominance agricole (Moretti *et al.*, 2021). Séparées par la Rivière Salée, ces îles s'ouvrent au nord sur le Grand Cul-de-Sac Marin, qui abrite la plus vaste barrière corallienne (29 km) et la plus grande superficie de mangroves (3 306 ha) des Antilles françaises (Chauvaud *et al.*, 2001; Roussel, 2010; Taureau, 2020).

Dans les Antilles, la biodiversité en espèces de palétuviers est faible. Seulement 5 espèces ont été recensées, dont trois prédominantes : *Rhizophora mangle* (palétuvier rouge), *Avicennia germinans* (palétuvier noir) et *Laguncularia racemosa* (palétuvier blanc). Plus rarement, on y rencontre *Conocarpus erectus* (palétuvier gris) et *Avicennia shaueriana* (palétuvier noir) (Imbert, 1989; Roussel, 2010; Herteman, 2024). Les mangroves se caractérisent généralement par une organisation spatiale en bandes successives, depuis le littoral jusqu'à l'intérieur des terres, avec une ceinture monospécifique plus ou moins étroite de *Rhizophora mangle* en bord de mer. Cette organisation résulte principalement des conditions géomorphologiques, et plus particulièrement de deux gradients environnementaux majeurs : le niveau de salinité et la fréquence de submersion, qui influencent fortement la composition spécifique et la nature du substrat sur le gradient terre-mer (Lewis & Brown, 1985; McKee *et al.*, 2007; McIvor *et al.*, 2013; Lambs *et al.*, 2015) (Figure 2).

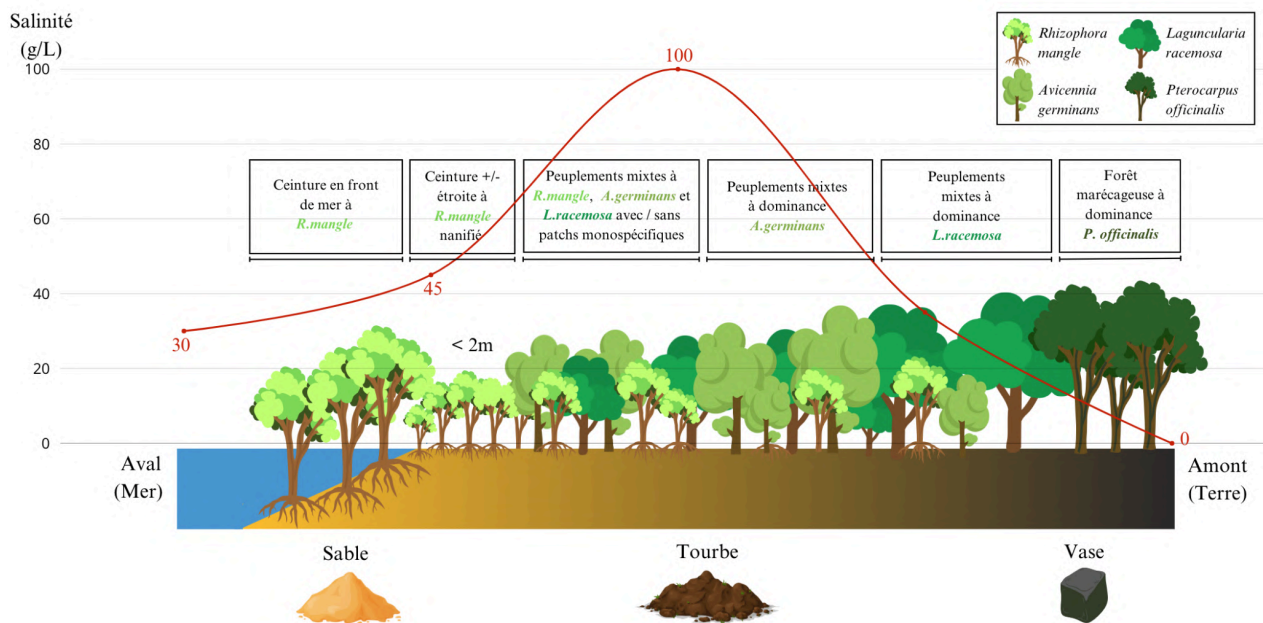


Figure 2 : Typologie générale des faciès des mangroves de la Guadeloupe sur le gradient amont-aval. La répartition des peuplements est organisée selon un gradient de salinité (exprimée en g/L) et la nature du substrat (sable, tourbe, vase). Schéma adapté de Lambs *et al.* (2015).

II.b Révision et adaptation des métriques MANRAM

Une revue bibliographique, basée sur des rapports d'études régionales (Martinique et Guadeloupe) et sur la littérature internationale couvrant une période allant de 1985 à 2025, a constitué la base de réflexion ayant conduit à la sélection finale des métriques testées sur le terrain (Annexe 1). Chaque métrique a ensuite été évaluée au regard de plusieurs critères de sélection : une répartition équilibrée du nombre de métriques entre les différents indicateurs thématiques permettant d'avoir une vision holistique des différentes fonctions de l'écosystème (Bakhtiyari *et al.*, 2019), une facilité de mise en œuvre sur le terrain, avec des méthodes peu coûteuses et rapides (Sutula *et al.*, 2006), ainsi qu'une sensibilité suffisante pour détecter les effets d'une ou plusieurs pressions sur le milieu naturel (Impact Mer, 2017). La revue bibliographique a également été complétée par les retours d'experts de l'écologie des mangroves aux Antilles et par des tests lors des premières sorties terrain. Une synthèse des métriques finalement retenues pour cette étude a été réalisée, en distinguant les métriques du protocole MANRAM initial de celles proposées dans le cadre de cette révision (Tableau 1). Pour chaque station, des facteurs abiotiques ont également été relevés afin de caractériser les conditions environnementales locales : pH, salinité (‰) et type de substrat (0 = sable, 1 = tourbe, 2 = vase). La fiche de relevé utilisée sur le terrain, basée sur cette version révisée des métriques, est disponible en annexe (Annexe 2).

Tableau 1 : Synthèse des métriques écologiques retenues dans l'étude, avec les métriques de structure en vert, de vitalité en orange, de faune en rose, et de perturbation en gris.

Métriques initiales	Métriques retenues	Justifications	Sources
Fragmentation (0 - 3)	Métrique initiale Fragmentation (0 - 3)	Indicateur de continuité écologique	Schmitt <i>et al.</i> , 2022
Hauteur (m)	Métrique initiale Hauteur (m)	Indicateur de la biomasse et du carbone, reflète la résistance	Bakhtiyari <i>et al.</i> , 2019; Lagomasino <i>et al.</i> , 2016
Circonférence (cm)	Métrique initiale Circonférence (cm)	Indicateur de l'âge, reflète la résistance	Bakhtiyari <i>et al.</i> , 2019

Densité des palétuviers adultes (pieds/100m ²)	Métrique initiale Densité des palétuviers adultes (pieds/100m ²)	Indicateur de résistance et résilience de l'écosystème	Salmo <i>et al.</i> , 2013; Bakhtiyari <i>et al.</i> , 2019
Diversité spécifique des palétuviers (0 - 3)	Non applicable sur le faciès monospécifique étudié	/	/
	Nouvelle métrique Flore vasculaire (0 - 4)	Indicateur de résistance	Bosire <i>et al.</i> , 2006
État de santé (0 - 3)	Métrique décomposée État de santé (0 - 2)	Renseigne sur la fragilité de l'écosystème	Blasco <i>et al.</i> , 1996; Wier <i>et al.</i> , 2000; Akram <i>et al.</i> , 2023
	Métrique décomposée : Mortalité (0 - 2)	Renseigne sur la fragilité de l'écosystème	Blasco <i>et al.</i> , 1996; Wier <i>et al.</i> , 2000; Akram <i>et al.</i> , 2023
Densité de juvéniles de palétuviers (pieds/100m ²)	Métrique révisée Densité de plantules (0 - 2)	Indicateur de régénération de l'écosystème	Duke <i>et al.</i> , 1999; Duke, 2001
Déchaussement racinaire (0 - 3)	Métrique initiale Déchaussement racinaire (0 - 3)	Indicateur de l'érosion des côtes	Jeanson <i>et al.</i> , 2014
Recouvrement racinaire par les épibiontes symbiotiques (%)	Métrique révisée – cf compartiment faune	/	/
Stigmates d'usage (0 - 2)	Métrique déplacée – cf compartiment perturbation	/	/
	Nouvelle métrique Densité de gaulis (0 - 2)	Indicateur de la dynamique de régénération	Observation terrain + dires d'experts
Abondance de l'avifaune autochtone (0 - 3)	Métrique initiale Abondance de l'avifaune autochtone (0 - 3)	De nombreuses espèces nichent et se nourrissent dans les mangroves	Zou <i>et al.</i> , 2008; Mancini <i>et al.</i> , 2018; Mancini <i>et al.</i> , 2023
Activité de bioturbation par les crabes (0 - 2)	Métrique révisée Activité de bioturbation par les crabes (0 - 4)	Espèces ingénieuses qui permettent la bioremédiation du sol	Xiao <i>et al.</i> , 2022; Akram <i>et al.</i> , 2023
Présence d'espèces exotiques envahissantes (0 - 3)	Métrique déplacée – cf compartiment perturbation	/	/
Abondance et diversité des peuplements de poissons (0 - 3)	Métrique initiale Abondance et diversité des peuplements de poissons (0 - 3)	De nombreux juvéniles (poissons, crevettes) nichent et se nourrissent dans les mangroves	Laegdsgaard & Johnson, 2001
Présence d'espèces clé de voûte (0 - 1)	Métrique supprimée	Les espèces clé de voûte sont les palétuviers des mangroves	Smith <i>et al.</i> , 1991; Dires d'experts
	Nouvelle métrique Abondance des épibiontes symbiotiques (0 - 3)	Indicateur précoce de changements environnementaux	Diaz & Rützler, 2009
	Métrique déplacée Présence d'espèces exotiques envahissantes (0 - 3)	Elles entrent en compétition avec les espèces natives ou les prédatent	Biswas <i>et al.</i> , 2018
	Nouvelle métrique Présence et abondance des sargasses (0 - 2)	Nouvelle pression menaçant les écosystèmes côtiers caribéens	Herteman, 2022; Resiere <i>et al.</i> , 2021; Teyssier <i>et al.</i> , 2025
	Métrique décomposée Stigmates d'usage (0 - 2)	Altération de la structure de l'habitat (coupes, brûlis, etc.)	Akram <i>et al.</i> , 2023
	Métrique décomposée Quantité de macrodéchets (0 - 2)	Étouffement, perturbation de la biodiversité, dévalorisation	Bangun <i>et al.</i> , 2018; Van Bijsterveldt <i>et al.</i> , 2021

II.c Plan d'échantillonnage

L'échantillonnage a été réalisé sur un ensemble de stations préalablement sélectionnées dans le cadre du projet "DCE mangroves", dont l'objectif est de développer des indicateurs d'état écologique des mangroves pouvant être intégrées au dispositif de surveillance de la qualité des masses d'eaux côtières (MEC) selon la Directive Cadre sur l'Eau. Lancé en 2015 sous l'impulsion de l'Office Français pour la Biodiversité (OFB) et financé par l'Office de l'eau (ODE) de

Guadeloupe, l'approche quantitative de la DCE privilégie un suivi fin sur un certain nombre de stations sentinelles. Une concertation entre le Groupe de Travail (GT) de la DCE et plusieurs partenaires institutionnels (ODE, Office National des Forêts, Conservatoire du littoral) a permis de retenir 35 stations DCE, représentatives de différents contextes de pressions anthropiques et de l'ensemble des MEC concernées (GT DCE Mangroves, 2024).

L'approche semi-quantitative appliquée dans cette étude se veut complémentaire et a une vocation plus opérationnelle, orientée vers la gestion courante. En accord avec le GT, ces mêmes 35 stations ont également été retenues dans cette étude, afin de comparer les résultats des deux méthodes. Parmi celles-ci, seules les stations à mangroves dites ouvertes⁶ ont été conservées, les mangroves dites captives⁷ ayant été écartées de l'étude en raison de leurs particularités hydrologiques (ONF & DAAF, 2007; Dahomé-Di Ruggiero, 2016; BRGM, 2022; Rull, 2022). De plus, certaines stations DCE n'ont pas pu être échantillonnées en raison de contraintes d'accessibilité sur le terrain. Pour compenser ces absences tout en conservant la logique de répartition spatiale, des stations complémentaires appelées « Stations MANRAM » ont été ajoutées. Au total, 35 stations (21 DCE et 14 MANRAM) situées dans le Grand et le Petit Cul-de-sac marin ont été échantillonnées.

Afin de catégoriser ces stations et analyser la variation du score MANRAM selon un gradient de pression, une revue bibliographique a été réalisée pour identifier, hiérarchiser et spatialiser les perturbations anthropiques exercées sur les mangroves de la Guadeloupe. Pour chacune d'elles, des proxys SIG ont été définis afin de permettre une spatialisation des niveaux de pression sur l'ensemble des stations d'étude. Il convient toutefois de préciser que, créé sur la base des données disponibles, cet ensemble de proxys ne couvre pas l'ensemble des perturbations possibles et reste donc non exhaustif (Tableau 2).

Tableau 2 : Tableau des niveaux de pressions anthropiques exercées sur les mangroves de la Guadeloupe et création des proxys SIG. PCSM = Petit Cul de Sac Marin ; GCSM = Grand Cul de Sac Marin.

Catégorie	Perturbations	Niveau de pression	Sources bibliographiques	Proxy SIG	Sources SIG
Pollution	Rejets d'eaux usées	Fort	Ramdine <i>et al.</i> (2008) ; Roussel (2010), Theuerkauff (2018), Angeon <i>et al.</i> (2022), Laverman <i>et al.</i> (2023), Herteman (2024), Fiard <i>et al.</i> (2024)	Dist_STEU = distance à une station d'épuration (m)	Office de l'Eau + BD Topo (grandes et petites STEU collectives)
	Déchetteries	Moyen	Roussel (2010), IFRECOR (2020), Angeon <i>et al.</i> (2022), Herteman (2024)	Dist_dechet = distance à une déchetterie (m)	KaruGéo + BD Topog
	Agriculture	Fort	Ellison <i>et al.</i> (1996), Ramdine <i>et al.</i> (2008), Roussel (2010), IFRECOR (2020), Angeon <i>et al.</i> (2022), Laverman <i>et al.</i> (2023), Fiard <i>et al.</i> (2024), Herteman (2024), Cobacho <i>et al.</i> (2024)	Surf_agri = surface agricole dans un buffer de 2 km (%) Dist_usines_agri = distance à une usine agricole (m)	Corine Land Cover (Surf_agri) + BD Topo (Dist_usines_agri) (sucrierie, kassaverie, rhumerie...)
	Rejets industriels	Fort	Ellison <i>et al.</i> (1996), Imbert <i>et al.</i> (2001) Roussel (2010), Angeon <i>et al.</i> (2022), Fiard <i>et al.</i> (2024), Cobacho <i>et al.</i> (2024)	Dist_indus = distance à une industrie (m)	BD Topo
Modification d'habitats	Ouvrages et activités portuaires	Fort (PCSM) Faible (GCSM)	ODE (2019), IFRECOR (2020), Cobacho <i>et al.</i> (2024), Herteman (2024)	Dist_port = distance à un port (m)	Office De l'Eau (ports à capacité moyenne et importante)
	Artificialisation	Fort	Angeon <i>et al.</i> (2022), Laverman <i>et al.</i> (2023), Cobacho <i>et al.</i> (2024)	Surf_artificialisée	Corine Land Cover

⁶ Mangroves en contact direct avec la mer et protégées contre la houle par les récifs coralliens. (ONF & DAAF, 2007).

⁷ Mangroves isolées de la mer par un cordon littoral sableux, très sensibles et dépendantes des échanges avec la mer et les flux d'eau douce terrigènes (ONF & DAAF, 2007).

Utilisation des ressources	Exploitation du bois	Faible	Ellison et al. (1996), Angeon et al. (2022)	Pas de données disponibles
	Pêche et chasse Activités touristiques	Faible Moyen	Dahome-Di Ruggiero (2017), ODE (2019), ODE (2019)	Pas de données disponibles
Autres	Sargasses	Faible (GCSM) Moyen (PCSM)	Herteman (2021), Herteman (2024), Teyssier et al. (2025), Rodríguez-Martínez et al. (2025)	Pas de données disponibles

Les stations ont ensuite été réparties en trois catégories d'intensité de pression supposée (faible, modérée, forte), intégrant l'ensemble des perturbations identifiées. Cette catégorisation a été réalisée selon un processus en plusieurs étapes :

1. Afin d'obtenir des unités de mesures comparables, les valeurs brutes de chaque proxy SIG ont été regroupées en trois classes à l'aide de la méthode de Jenks, qui optimise la répartition en minimisant la variance à l'intérieur des classes et en maximisant celle entre les classes.
2. À partir de cette classification, un score a été attribué à chaque valeur brute : 1 pour les valeurs de classe 1, 1.5 pour les valeurs de classe 2 et 2 pour les valeurs de classe 3.
3. Une première pondération a été appliquée aux scores afin de refléter l'intensité de chaque pression sur les mangroves guadeloupéennes (cf. tableau 2) : coefficient 1 pour les niveaux de pression jugés forts, 0.66 pour les niveaux de pression jugés moyens et 0.33 pour les niveaux de pression jugés faibles.
4. Une seconde pondération a intégré l'état écologique⁸ des Masses d'Eau Côtières (MEC) tel qu'évalué par l'Office De l'Eau (ODE) de Guadeloupe (ODE, 2019) : les stations du Petit Cul-de-Sac Marin (état "médiocre") ont conservé un coefficient de 1, tandis que celles du Grand Cul-de-Sac Marin (état "moyen") ont été pondérées à 0.66. Pour plus de détails sur chacune des MEC, des fiches descriptives sont disponibles en annexe (Annexe 3).
5. À l'issue de cette double pondération, la somme des scores a été calculée pour chaque station, puis reclassée en trois groupes via la méthode de Jenks. Les 35 stations ont ainsi été réparties en trois catégories de pression supposée : faible (classe 1), modérée (classe 2) et forte (classe 3).

La classification finale a été ajustée en tenant compte des retours d'experts et représentée sur une carte selon un code couleur lié à l'intensité de pression supposée (Figure 3).

⁸ L'état écologique est évalué à partir de plusieurs compartiments : biologiques (coraux, herbiers, phytoplancton), physico-chimiques (T°C, O₂, pH, nutriments), chimiques (métaux, pesticides) et hydrogéomorphologiques (courants, profondeur, substrat) (ODE, 2019).

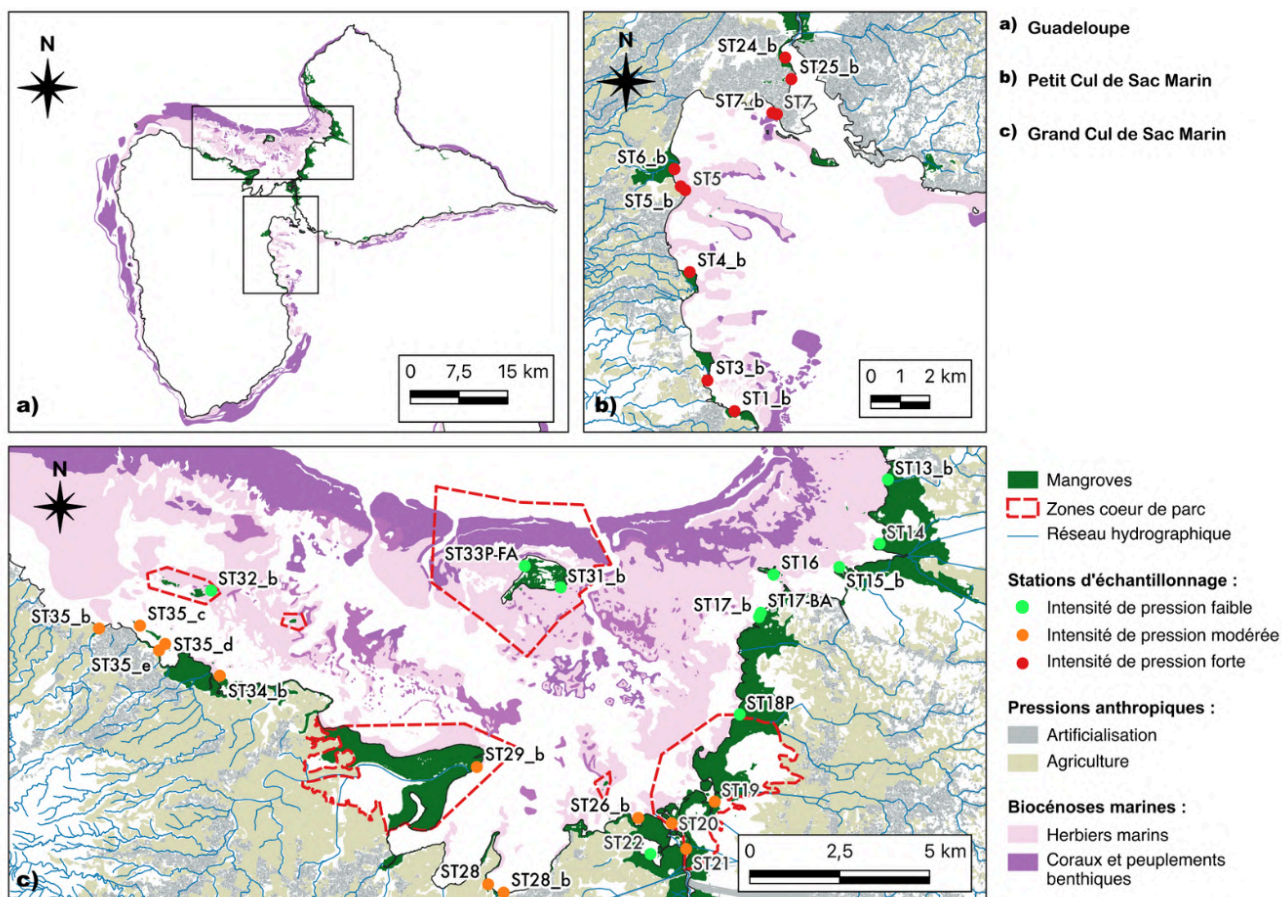


Figure 3 : Localisation des stations d'étude et représentation de leur niveau d'intensité de pression, estimé à partir des proxys SIG.

II.d Campagne de terrain

Sur chaque station, une placette de 100 m² a été installée conformément au protocole MANRAM (Pinault, 2024). Les limites ont été matérialisées à l'aide d'un décimètre et la position géolocalisée via l'application mobile QField.

La campagne de terrain s'est déroulée sur vingt journées entre mai et juin 2025. Les premières sorties ont été perturbées par des épisodes météorologiques défavorables (vigilance orange), tandis que les conditions se sont avérées plus favorables en seconde partie de mission. Les relevés ont été effectués par au moins deux opérateurs, selon les métriques définies dans le protocole ajusté (cf. Annexe 1), à l'aide d'outils spécifiques répertoriés en annexe (Annexe 4).

II.e Analyses statistiques

- Traitement et exploration des données :

La sélection des métriques utilisées pour calculer le score MANRAM s'est appuyée sur trois critères : (1) une variabilité suffisante (écart-type > 0.6), (2) une faible corrélation entre variables (coefficient de Pearson $R < 0.5$) et (3) l'absence de biais de mesure lors des relevés de terrain. Ainsi, sur les 17 métriques initialement mesurées, seules 9 ont été retenues (Tableau 3).

Tableau 3 : Tableau des critères de sélection des métriques pour le calcul du score MANRAM. La valeur R représente le coefficient de corrélation de Pearson et la valeur sd représente l'écart-type.

Métriques conservées	Justification	Métriques exclues	Justification
Circonférence	sd = 0.69	Hauteur	R = 0.75 (Corrélée à circonférence)
Densité d'adultes	sd = 0.76	Flore vasculaire	sd = 0.45
Mortalité	sd = 0.91	Fragmentation	sd = 0
État de santé	sd = 1.1	Érosion	sd = 0.05
Gaulis	sd = 1.23	Ichtyofaune	Turbidité de l'eau
Plantules	sd = 1.37	Stigmates d'usage	sd = 0.21
Épibiontes	sd = 1.26	Sargasses	sd = 0.5
Avifaune	sd = 0.71	EEE	sd = 0.14
Crabes	sd = 0.77		

Les unités des données brutes (Figure 4a), peu comparables entre elles, ont d'abord été transformées en scores normalisés selon la méthode de transformation décrite par Pinault *et al.* (2024). Chaque métrique a ainsi été ramenée sur une échelle de 0 à 3 grâce à des fonctions logarithmiques, paramétrées spécifiquement pour chacune d'elles et calibrées selon les référentiels territoriaux pour chaque faciès de mangrove (Figure 4b). Les scores obtenus ont ensuite été regroupés par indicateur thématique (structure, vitalité, faune, perturbations) à l'aide d'une moyenne simple, puis convertis sur une échelle de 0 à 10 et classés en cinq catégories d'état écologique, allant de "Très bon" à "Mauvais" (Figure 4c). L'agrégation de ces quatre compartiments a permis de calculer le score global MANRAM⁹, également exprimé sur une échelle de 0 à 10 et réparti selon les mêmes classes d'état.

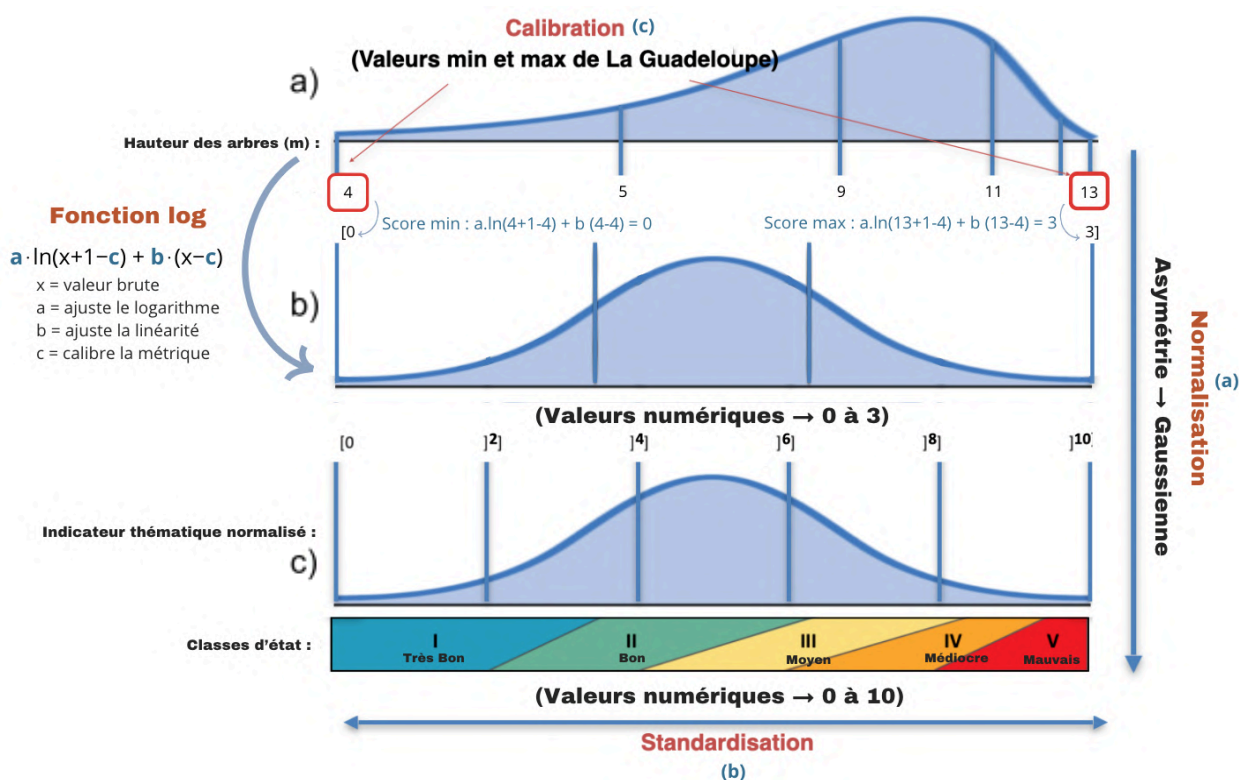


Figure 4 : Démarche méthodologique pour la mise au point d'indicateurs thématiques normalisés. a) Données brutes. b) Conversion des données en score de 0 à 3. c) Conversion des scores en indicateurs thématiques de 0 à 10.

⁹ Agrégation de plusieurs indicateurs thématiques portant sur différents compartiments.

Parallèlement, les trois intensités de pression définies dans cette étude (faible, modérée et forte) ont été converties en scores numériques de 0, 1 et 2 (respectivement). Les proxys SIG (distance à une station d'épuration, surface agricole etc.) et les facteurs abiotiques (pH, salinité, type de substrat) ont été standardisés par centrage-réduction afin d'harmoniser les échelles et permettre la comparaison directe des coefficients lors des analyses statistiques.

Une analyse préliminaire des relations entre variables explicatives a ensuite été réalisée à l'aide de matrices de corrélation de Pearson. Seules les variables présentant une corrélation significative inférieure à 0.5 ($p < 0.05$) ont été conservées, conformément aux recommandations de Dormann *et al.* (2013).

Une Analyse en Composantes Principales (ACP) a été également réalisée afin d'explorer les relations entre les métriques retenues pour le calcul du score MANRAM et les variables explicatives (proxys SIG et facteurs abiotiques) mesurées *in situ*. Le nombre de composantes principales retenues pour l'interprétation a été déterminé à partir de deux critères couramment utilisés : (1) les valeurs propres supérieures à 1 (critère de Kaiser) et (2) un pourcentage de variance expliquée par composante supérieur à 10 %.

- Modélisation :

L'effet de l'intensité de pression sur le score global MANRAM, sur les indicateurs thématiques (structure, faune, vitalité, perturbations) ainsi que sur chacune des métriques a d'abord été évalué à l'aide de régressions linéaires simples. L'influence des 11 variables explicatives (huit proxys SIG et trois facteurs abiotiques) sur les métriques a ensuite été analysée au moyen de modèles de régression linéaire multiple. Lorsque les conditions de validité des modèles paramétriques (normalité des résidus, homoscedasticité, indépendance) n'étaient pas respectées, l'analyse a été remplacée par un test non paramétrique de Kruskal-Wallis, suivi d'un test post hoc de Bonferroni pour identifier les différences significatives entre paires de groupes.

Les Facteurs d'Inflation de Variance (VIF) ont été calculés pour détecter d'éventuels problèmes de multicollinéarité, et seules les variables avec un $VIF < 5$ ont été retenues dans les modèles de régression (Zuur *et al.*, 2009). Pour chaque modèle, la sélection de la meilleure combinaison de variables a été réalisée à l'aide du Critère d'Information d'Akaike (AIC), en retenant systématiquement les modèles présentant la plus faible valeur d'AIC. L'effet a été considéré comme significatif lorsque l'intervalle de confiance à 95 % excluait la valeur zéro et que la p-value était inférieure au seuil de 0.05.

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel R (version 4.1.1) en utilisant les packages suivants : *lme4*, *car*, *ggplot2*, *dplyr*, *lmttest*, *dunn.test*, *ade4*, *FSA*, *ggcorrplot*, *psych*, *MASS*, *classInt*, *FactoMineR* et *factoextra*.

III. Résultats :

III.a Variation du score MANRAM selon l'intensité de pression :

Une première analyse a été menée pour étudier la variation du score global MANRAM en fonction de l'intensité de pression exercée sur les stations.

Calculé sur une échelle de 0 à 10, le score MANRAM variait entre 1.9 et 7.9 parmi les 34 stations échantillonnées. Les stations soumises à une faible intensité de pression présentaient un score moyen de 6.20 (± 1.44), celles à pression modérée un score moyen de 5.38 (± 1.44), et celles à forte pression un score moyen de 3.42 (± 1.01).

L'analyse du score MANRAM en fonction de l'intensité de pression a révélé une différence significative entre les niveaux d'intensité (ANOVA, $F = 12.1$; $df = 2,31$; $p < 0.01$). Plus précisément, le score était significativement plus élevé en condition de faible et de moyenne intensité de pression qu'en condition de forte intensité ($p < 0.01$). Bien qu'un gradient de dégradation progressif de l'indicateur soit observé, aucune différence significative n'a été validée entre les intensités faible et modérée ($p > 0.05$) (Figure 5).

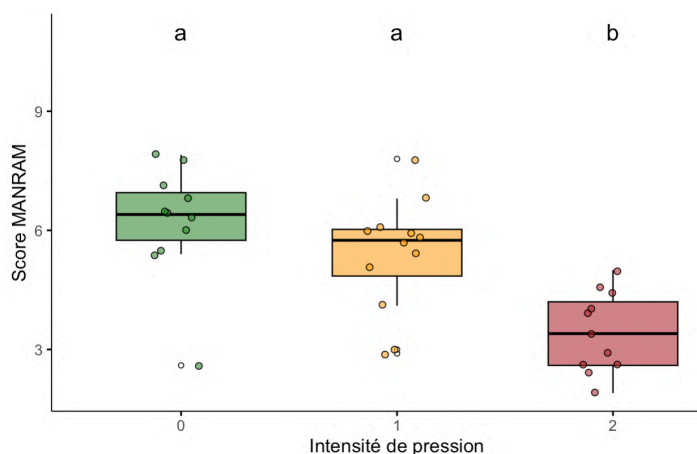


Figure 5 : Score MANRAM en fonction de l'intensité de pression (0 = faible ; 1 = modérée ; 2 = forte). Les box-plot représentent la médiane (50%) et les quartiles (25% et 75%), et chaque point représente une station d'étude (n = 34).

La répartition des stations dans les cinq classes du score global MANRAM (Très bon, Bon, Moyen, Médiocre, Mauvais - cf. Figure 4) a été étudiée pour chacun des trois niveaux de pression, afin d'explorer la variabilité des résultats une fois convertis en classes d'état écologique. Sur un secteur faiblement exposé aux pressions, la probabilité d'obtenir un score "Très bon" ou "Bon" est de 81 %, contre seulement 18 % dans les classes "Médiocre" ou "Mauvais". À l'inverse, sur un secteur fortement exposé aux pressions, la probabilité d'obtenir un score "Médiocre" ou "Mauvais" est de 84%, contre 17% pour un score "Moyen". En revanche, pour les stations soumises à une pression intermédiaire, la variabilité des résultats rend l'interprétation plus incertaine : 76% des scores sont compris entre "Bon" et "Médiocre", mais 25% représentent des valeurs extrêmes classées "Très bon" ou "Mauvais" (Figure 6).

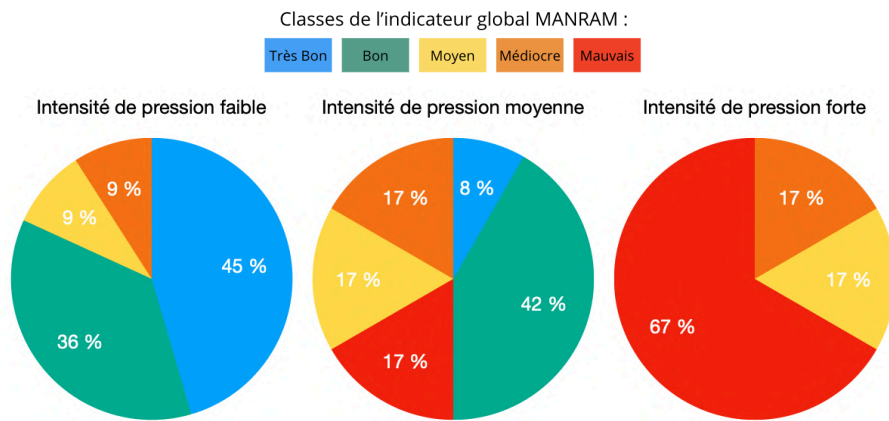


Figure 6 : Répartition des stations (%) selon les différentes classes du score global MANRAM en fonction de l'intensité de pression (faible, modérée, forte).

Les mêmes analyses ont été menées avec le score MANRAM calculé sans tenir compte de l'indicateur de perturbations (Tableau 1), afin que ce score reflète exclusivement l'état écologique de la mangrove, défini par sa structure, sa vitalité et sa faune.

Le score MANRAM variait entre 2 et 7.4, et les stations soumises à une faible intensité de pression présentaient un score moyen de 5.84 (± 1.20), celles à pression moyenne un score moyen de 5.27 (± 1.33), et celles à forte pression un score moyen de 3.87 (± 0.1). Comme précédemment, le score MANRAM variait significativement entre les intensités de pression (ANOVA, $F = 10.62$; $df = 2,31$; $p < 0.01$), avec un score significativement plus élevé en conditions de faible et de moyenne intensité de pression qu'en condition de forte intensité de pression ($p < 0.01$) (Figure 7).

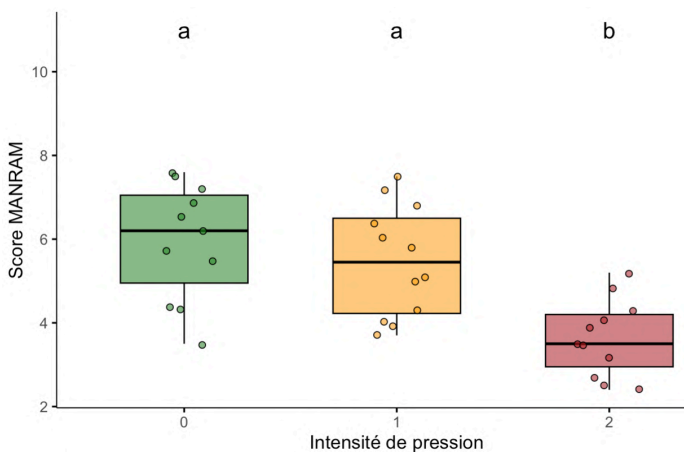


Figure 7 : Score MANRAM (sans l'indicateur de perturbations) en fonction de l'intensité de pression (0 = faible ; 1 = modérée ; 2 = forte). Les box-plot représentent la médiane (50%) et les quartiles (25% et 75%), et chaque point représente une station d'étude (n = 34).

Si l'ANOVA n'apporte pas d'information nouvelle, l'analyse de la distribution des stations en classes montre une meilleure correspondance des relations entre l'état écologique et le niveau d'intensité de pression. En effet, 91% des stations exposées à de faibles pressions présentaient un état écologique "Bon" à "Très bon" et 92% des stations exposées à un fort niveau de pression présentaient un état écologique "Médiocre" à "Mauvais". Les stations exposées à un niveau de pression intermédiaire présentaient également moins d'états écologiques extrêmes (17% de "Très bon"). La relation de cause à effet entre l'état écologique et l'intensité de pression semble donc plus fidèlement représentée sans l'indicateur de perturbations (Figure 8).

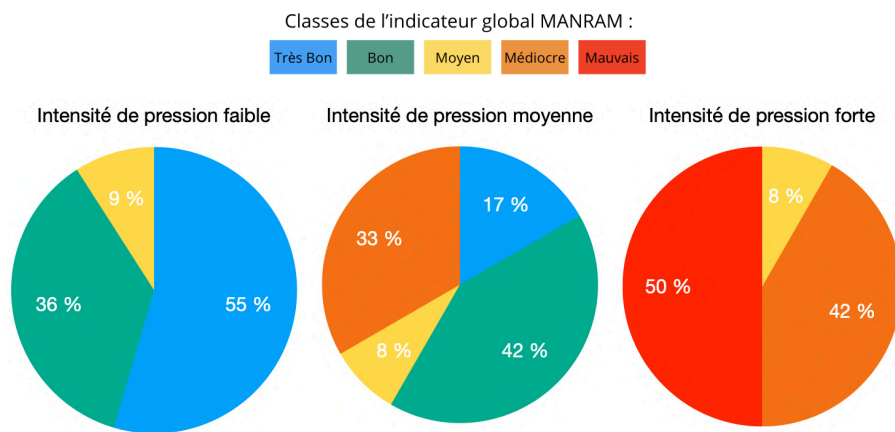


Figure 8 : Répartition des stations (%) selon les différentes classes du score MANRAM sans l'indicateur perturbations, en fonction de l'intensité de pression (faible, modérée, forte).

III.b Variation des scores des indicateurs thématiques selon l'intensité de pression :

Afin d'identifier les compartiments responsables de la variation de l'indicateur global, les scores des quatre indicateurs thématiques composant le protocole MANRAM ont été comparés entre les niveaux d'intensité de pression. Parmi eux, seul le score de l'indicateur structure ne variait pas significativement entre les différents niveaux d'intensité de pression (ANOVA, $F = 0.14$; $df = 2,31$; $p = 0.87$), contrairement aux scores des indicateurs vitalité (KW, $H = 11.25$; $df = 2$; $p = 0.0036$), faune (ANOVA, $F = 5$; $df = 2,31$; $R^2 = 0.24$; $p = 0.013$) et perturbations (ANOVA, $F = 4.91$; $df = 2,31$; $R^2 = 0.24$; $p = 0.014$). Précisément, les scores de l'indicateur vitalité et de l'indicateur faune étaient significativement plus élevés en conditions de faible ($p = 0.005$ et $p = 0.0065$, respectivement) et moyenne ($p = 0.02$ et $p = 0.0065$, respectivement) intensité de pression, par rapport aux stations soumises à une forte intensité de pression (Figure 9a et 9b). L'indicateur perturbations montrait également une variation significative selon l'intensité de pression ($F = 4.91$; $df = 2,31$; $R^2 = 0.24$; $p = 0.014$), confirmant une bonne concordance entre les pressions estimées par SIG et celles observées sur le terrain. Toutefois, cette différence n'était significative qu'entre les stations à forte intensité de pression et celles à faible et moyenne intensité ($p = 0.0038$), sans distinction significative entre ces deux dernières ($p > 0.05$) (Figure 9c).

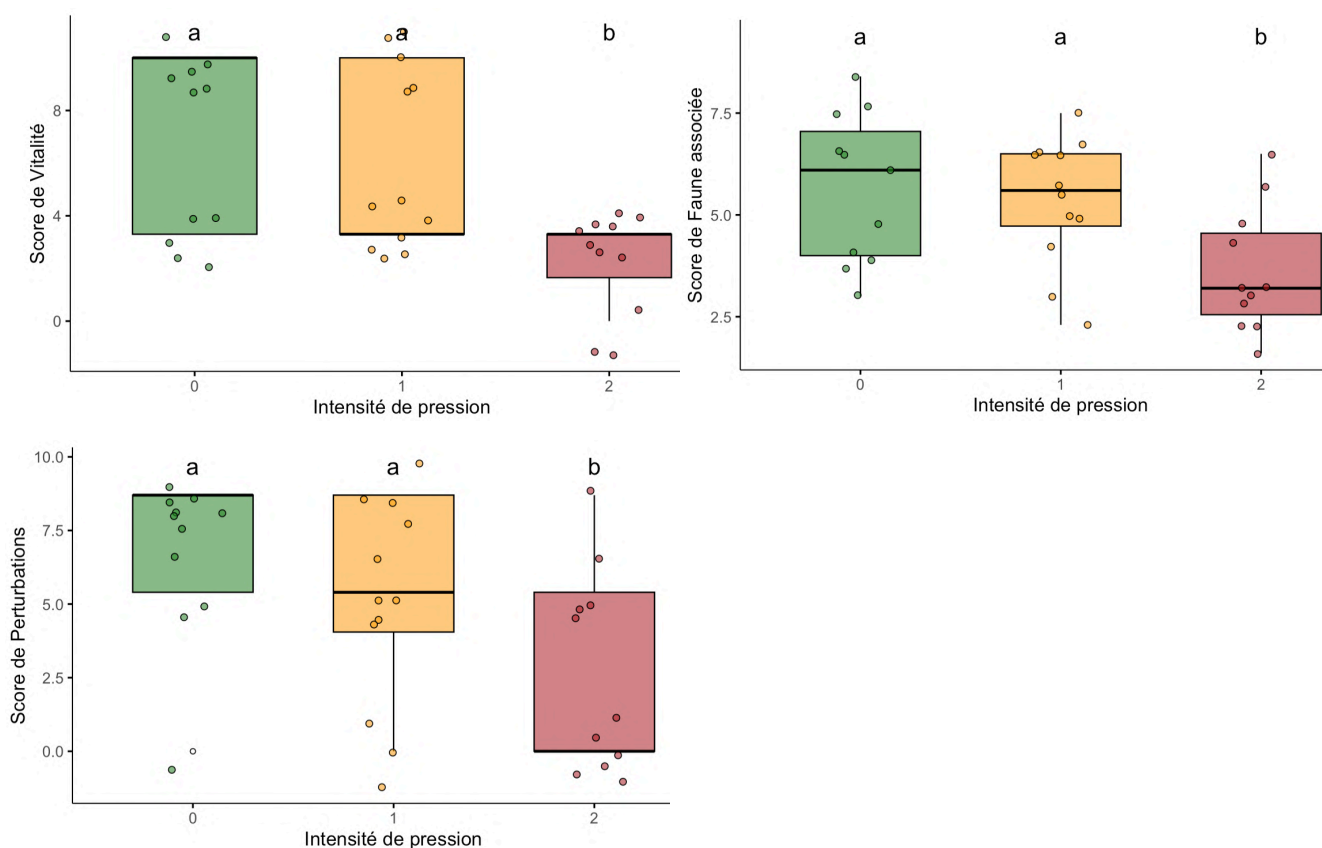


Figure 9 : Score des indicateurs vitalité (a), faune (b) et perturbations (c) selon l'intensité de pression (0 = faible ; 1 = modérée ; 2 = forte).

III.c Variation des métriques des indicateurs thématiques selon l'intensité de pression :

La réponse de chacune des métriques composant les quatre indicateurs thématiques a été analysée en fonction de l'intensité des pressions.

Concernant les métriques de l'indicateur de structure, les modèles statistiques associés à la circonférence et la densité d'adultes n'étaient globalement pas significatifs (ANOVA, $p = 0.08$ et $p = 0.06$, respectivement). Toutefois, les résultats ont montré que la circonférence était significativement plus faible pour les stations à forte pression (1.84 ± 0.61) par rapport à celles à faible (1.22 ± 0.64) et moyenne (1.47 ± 0.62) pression ($p = 0.03$), et que la densité d'adultes était significativement plus faible pour les stations à forte pression (1.11 ± 0.56) par rapport à celles à faible (1.86 ± 0.53) et moyenne (1.49 ± 0.95) pression ($p = 0.02$). L'interprétation de ces résultats doit ainsi se faire avec prudence.

Parmi les métriques de l'indicateur vitalité, seul l'état de santé (présence de maladies et autres symptômes visibles sur le feuillage) était significativement différent selon l'intensité de pression (ANOVA, $F = 7.28$; $df = 2,31$; $p = 0.003$). L'état de santé était significativement plus faible pour les stations à forte pression (0.73 ± 0.46) par rapport à celles à faible (2.09 ± 1.04) et moyenne (1.83 ± 1.02) pression ($p = 0.001$) (Figure 10).

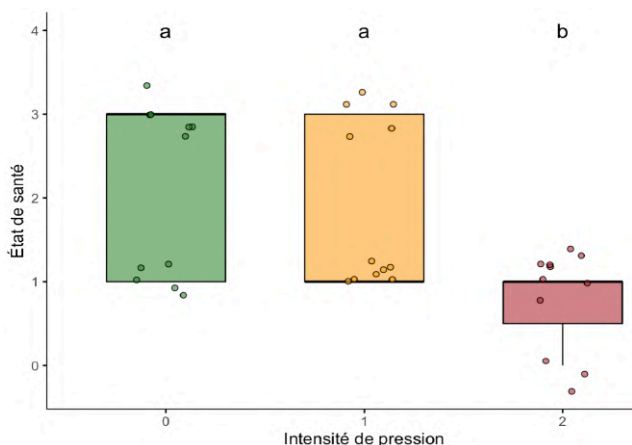


Figure 10 : Score d'état de santé selon l'intensité de pression (0 = faible ; 1 = modérée ; 2 = forte).

Parmi les métriques de l'indicateur faune, seule une tendance à la variation du score d'épibiontes a été observée, bien que cette différence ait été à la limite de la significativité (KW, $H = 5.79$; $df = 2$; $p = 0.055$).

Concernant les métriques de l'indicateur perturbations, étant uniquement basé sur la métrique des macrodéchets, seule cette dernière a été analysée. Comme attendu, l'analyse a montré que son score suivait la même tendance que celle observée pour l'indicateur global de perturbations (ANOVA, $F = 4.93$; $df = 2,31$; $p = 0.014$). Une diminution significative du score a été mise en évidence pour les stations exposées à une forte intensité de pression (0.82 ± 0.98), comparées à celles soumises à une pression faible (2.09 ± 0.83) ou moyenne (1.53 ± 1.03) ($p = 0.004$). Étant donné que le score attribué est inversement proportionnel à la quantité de macrodéchets observée *in situ*, ce résultat traduit donc une accumulation plus importante de macrodéchets dans les stations les plus exposées aux pressions (Figure 11).

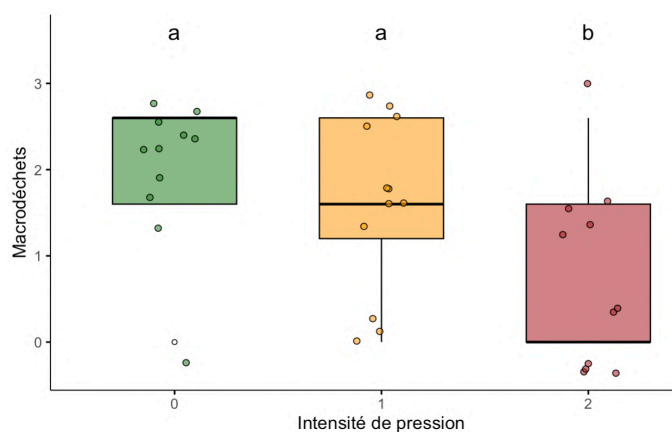


Figure 11 : Score de macrodéchets (inversement proportionnel à la quantité de macrodéchets) selon l'intensité de pression (0 = faible ; 1 = modérée ; 2 = forte).

III.d Analyse en Composantes Principales (ACP)

Afin d'explorer les relations entre les métriques MANRAM, les pressions anthropiques et les conditions abiotiques locales, une analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée à partir des métriques MANRAM qui variaient significativement selon l'intensité de pression (état de santé, macrodéchets). La circonférence et la densité d'adultes ont également été retenues dans l'ACP en raison de leur significativité individuelle, malgré l'absence de significativité du modèle global de l'indicateur de structure.

Les résultats ont mis en évidence deux dimensions expliquant ensemble 67.5 % de la variance totale (Dim1 : 44.7 % ; Dim2 : 22.8 %). La première dimension (Dim1) était fortement structurée par les variables Circonférence (27 %), Macrodéchets (29.6 %) et Densité d'adultes (27.8 %). Elle traduisait principalement un gradient d'état écologique des stations, opposant à droite celles soumises à une faible pression, qui présentent une forte densité d'adultes et une faible quantité de macrodéchets, à celles situées à gauche, soumises à une forte pression et marquées par de fortes circonférences.

Les variables explicatives (proxys SIG et facteurs abiotiques), ajoutées comme variables supplémentaires, montraient que certaines perturbations calculées par SIG étaient corrélées au gradient principal. Notamment, la distance aux embouchures de rivières, aux déchetteries, aux ports ainsi que la salinité et le type de substrat semblaient positivement corrélées à une forte densité d'adultes et une faible quantité de macrodéchets (Dim1) et associées à des stations à faible intensité de pression (points verts). À l'inverse, la surface artificialisée semblait corrélée à une faible circonférence et une forte quantité de macrodéchets, et associées à des stations plus dégradées (points rouges) (Figure 12).

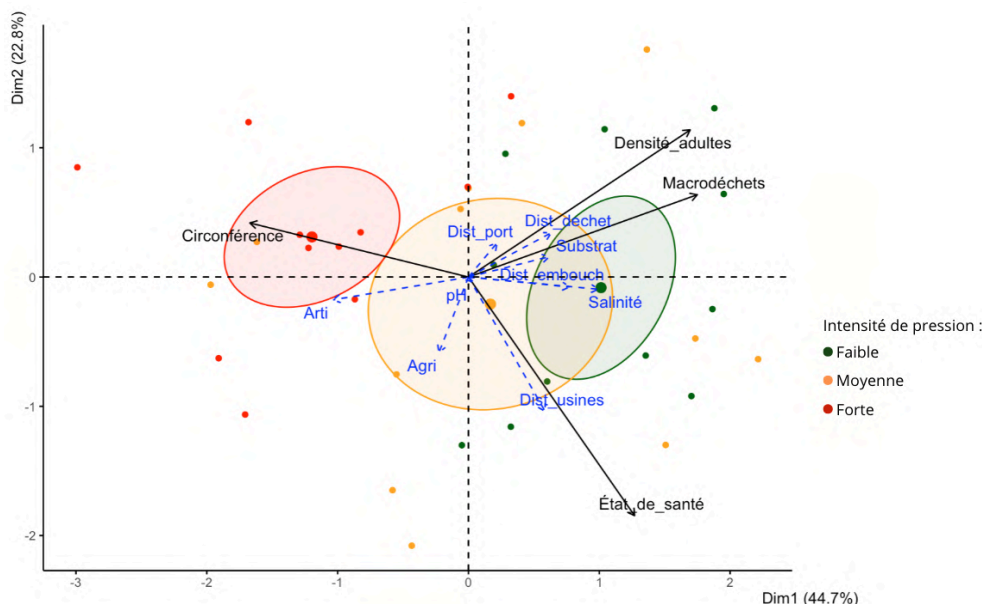


Figure 12 : Représentation spatiale des stations selon les deux premiers axes de l'ACP, basée sur les métriques écologiques, les variables de pressions anthropiques et les facteurs abiotiques.

La deuxième dimension (Dim2) était quant à elle, surtout influencée par la métrique d'état de santé, qui y contribuait à plus de 64 %. Orientée dans la même direction que la variable "Distance à une usine agricole", cette métrique suggérait que les stations plus éloignées de ces usines avaient un meilleur état de santé. Cette relation a été renforcée par la position des stations à faible et moyenne intensité de pression (points verts et oranges), majoritairement regroupées dans cette zone du graphique (Figure 12).

III.e Réponse des métriques "état de santé" et "macrodéchets" selon les proxys SIG :

Parmi l'ensemble des métriques composant le score MANRAM, seules les variables "état de santé" et "macrodéchets" montraient une variation significative en fonction de l'intensité des pressions. Une analyse plus approfondie de leur réponse aux différentes variables issues des proxys SIG a

donc été réalisée. La métrique "état de santé", qui reflète directement l'état écologique du peuplement, a été utilisée pour étudier les liens avec les pressions anthropiques et les conditions environnementales. En revanche, la métrique "macrodéchets", bien qu'elle ne traduise pas un processus écologique à proprement parler, a été analysée afin d'identifier les pressions spécifiques susceptibles d'expliquer sa présence.

Le meilleur modèle expliquant la variation de l'état de santé incluait la distance à une usine agricole, la distance à une embouchure de rivière et la surface agricole dans un rayon de 2 km autour de la station comme variables explicatives (AIC = 5.51). Les résultats du modèle linéaire ont montré que l'état de santé variait significativement en fonction de deux variables (ANOVA, $F = 5.92$; $p = 0.0027$; $R^2 = 0.37$) : la distance aux usines agricoles (Figure 13a) et la surface agricole (Figure 13b), dont l'effet sur l'état de santé était significatif et positif ($p = 0.0019$ et $p = 0.013$, respectivement).

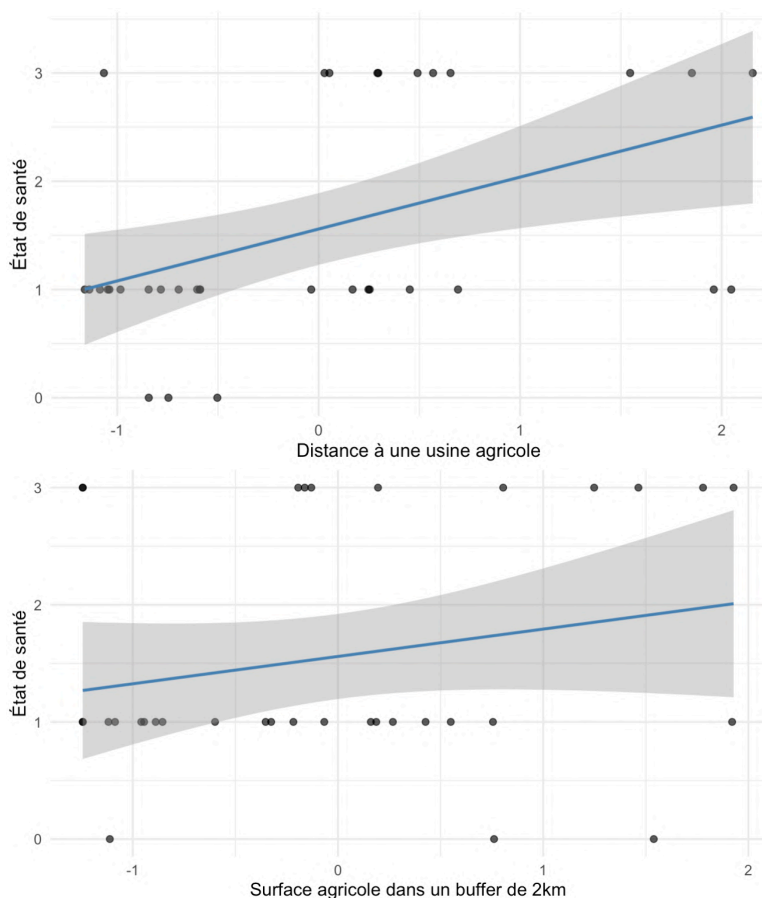


Figure 13 : État de santé selon (a) la distance à une usine agricole et (b) la surface agricole dans un rayon de 2 km autour de la station. Les deux variables explicatives ont été centrées et réduites avant modélisation.

Concernant les macrodéchets, le meilleur modèle incluait seulement la surface artificialisée dans un rayon de 2 km autour de la station (AIC = -3.01). Sans surprise, les résultats du modèle linéaire ont montré que la quantité de macrodéchets augmentait significativement en fonction de la surface artificialisée ($F = 10.95$; $p = 0.0023$; $R^2 = 0.23$), suggérant que les stations les plus artificialisées sont aussi celles avec la plus grande quantité de macrodéchets (Figure 14).

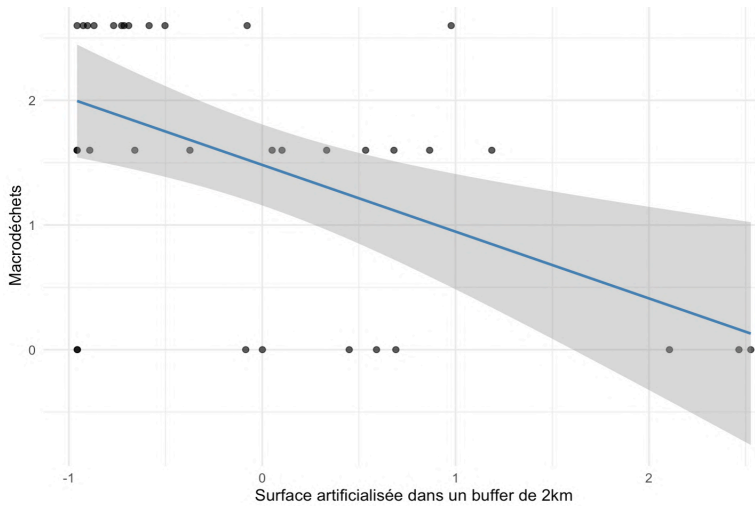


Figure 14 : Score de macrodéchets (inversement proportionnel à la quantité de macrodéchets) selon la surface artificialisée dans un rayon de 2 km autour de la station. La variable explicative a été centrée et réduite avant modélisation.

IV. Discussion :

Les résultats obtenus indiquent que l'adaptation du protocole MANRAM permet de refléter les différences d'état écologique associées à l'intensité des pressions anthropiques dans les mangroves à *Rhizophora mangle* en Guadeloupe. En effet, les résultats de cette étude confirment l'hypothèse selon laquelle le score global MANRAM varie avec l'augmentation de l'intensité des pressions (Sutula *et al.*, 2006). Les stations faiblement exposées affichent des scores plus élevés, traduisant un bon état écologique, tandis que les stations les plus impactées présentent des scores plus faibles. Après exclusion de l'indicateur de perturbations (basé exclusivement sur les macrodéchets), la relation de cause à effet entre l'état écologique et l'intensité de pression semble plus fidèlement représentée.

Néanmoins, il est à noter que la catégorisation des stations selon l'intensité des pressions anthropiques repose ici sur des proxys SIG (distances, surfaces) qui peuvent ne pas toujours traduire la réalité de la perturbation (Arias-Patino *et al.*, 2024). Par exemple, deux stations situées à proximité d'une même station d'épuration peuvent être soumises à des niveaux de pollution très différents selon la structure paysagère (topographie, hydrologie, couverture du sol, etc.) (Forman & Godron, 1986; Arif *et al.*, 2024). De plus, certains types de pression n'ont pas pu être étudiés en raison d'un manque d'accès aux données. À terme, ces analyses pourront être affinées avec la nouvelle typologie des pressions du prochain bilan des récifs coralliens et écosystèmes associés, actuellement en préparation par l'IFRECOR et dont la publication est prévue courant 2026 (communication personnelle).

Parmi les quatre indicateurs thématiques, la vitalité et la perturbation se révèlent les plus sensibles aux pressions locales. Ces résultats confirment en partie la seconde hypothèse, selon laquelle les métriques de vitalité du peuplement et de faune associée sont plus sensibles aux pressions anthropiques que celles de structure (Pernetta, 1993; Bakhtiyari *et al.*, 2019).

Parmi les métriques de l'indicateur de vitalité, l'état de santé des palétuviers (maladies, nécroses, branches mortes) apparaît comme particulièrement pertinente, puisqu'elle varie significativement selon l'intensité des pressions et présente des valeurs plus faibles dans les stations les plus exposées.

L'analyse spécifique des relations pression/impact montre un lien significatif entre l'état de santé et la distance aux usines agricoles, ainsi que la surface agricole dans un rayon de 2 km. Les résultats montrent que plus la station est loin d'une usine agricole, meilleur est l'état de santé du peuplement. En Guadeloupe, la majorité de ces infrastructures est implantée en Basse-Terre en amont des rivières, principalement dans le nord et l'est de l'île. C'est dans ces mêmes zones que l'on retrouve les scores MANRAM les plus faibles ("Médiocre" ou "Mauvais"), alors qu'aucune station située en Grande-Terre ne présente un score inférieur à la catégorie "Moyen". L'agriculture constitue une source majeure de pressions sur les masses d'eau superficielles et côtières, via les apports en azote et en produits phytosanitaires issus de la fertilisation et du traitement des cultures (ODE Guadeloupe, 2023). Dans le nord-est de Basse-Terre, le bassin versant de la Grande Rivière à Goyave présente par exemple des apports en azote minéral pouvant atteindre 63 kg/ha (ODE Guadeloupe, 2019). Avec le bassin versant de la Rivière Lézarde, ils figurent parmi les plus fortement impactés par l'usage de pesticides, avec des charges élevées en glyphosate, asulame et 2,4-D (ODE Guadeloupe, 2019). Ces observations pourraient suggérer un effet potentiellement néfaste des polluants et engrais chimiques émis par ces infrastructures, reconnus comme facteurs de dégradation de l'état de santé général des zones humides, et notamment des mangroves, en diminuant leur résilience face aux stress environnementaux tels que la sécheresse et la salinité (Gammage *et al.*, 2001; Lovelock *et al.*, 2004).

En revanche, l'influence positive des surfaces agricoles sur l'état de santé peut sembler paradoxale. Toutefois, dans un contexte très artificialisé comme celui de la Guadeloupe, ces espaces pourraient jouer le rôle d'habitats de transition entre les zones urbaines et les espaces naturels, beaucoup moins vastes. De manière générale, l'existence de zones tampons est reconnue comme un moyen efficace pour réduire les pressions urbaines sur les écosystèmes naturels à proximité (Forman, 1995; Jongman & Pungetti, 2004; Bennett & Mulongo, 2006). Une étude récente menée au Cameroun (Mukherjee *et al.*, 2024) montre par exemple que certains systèmes agricoles, comme les agroforêts situées à l'interface entre les mangroves et les zones urbaines, jouent un rôle essentiel de zone tampon. Les travaux de Guetté *et al.* (2018) vont dans le même sens en distinguant les zones bâties, considérées comme totalement artificialisées, des espaces agricoles, qualifiés de milieux intermédiaires capables de conserver un certain degré de naturalité. Ces constats appuient l'hypothèse selon laquelle, dans un contexte fortement urbanisé comme celui de la Guadeloupe, les surfaces agricoles pourraient localement limiter l'urbanisation et, de manière indirecte, son impact sur les mangroves. Cela offre des perspectives intéressantes sur la notion de naturalité du sol qui permettrait de mieux qualifier ces zones de transition, tout en améliorant les procédés d'exploitation (réduction de l'érosion et de l'épandage de fertilisants et phytosanitaires). Une première tentative de calcul d'un indice de naturalité a été menée à partir de l'indice de naturalité du sol de France métropolitaine créé en 2021 dans le cadre du projet CartNat¹⁰ de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN), mais la simplification de la méthode existante a rendu les résultats peu concluants (Guetté *et al.*, 2018). À l'avenir, la création de cartes de naturalité spécifiques aux territoires ultramarins, intégrant leurs mesures de gestion et/ou d'exploitation, permettrait d'affiner le lien potentiel entre l'état écologique des mangroves et les caractéristiques du paysage.

L'indicateur de perturbations traduit également bien les contrastes entre stations, avec une quantité de macrodéchets qui augmente avec le niveau d'artificialisation. Bien qu'il ne mesure pas

¹⁰ <https://uicn.fr/aires-protégées/cartnat-cartographie-de-la-naturalité-potentielle-en-france-métropolitaine/>

directement l'état écologique des mangroves, cet indicateur renseigne sur le niveau de perturbation de l'écosystème, qu'il soit d'origine anthropique ou naturelle, ainsi que sur les liens de proximité et de dépendance entre les populations et la mangrove (Akram *et al.*, 2023). Facile à mesurer et directement interprétable par les gestionnaires, il pourrait même offrir une double lecture qui servirait à orienter les mesures de gestion : l'une décrivant l'état écologique à partir des trois compartiments biologiques (structure, vitalité, faune), et l'autre reflétant le niveau de perturbation (Annexe 5a, b et c). En revanche, d'autres métriques de perturbations temporaires ou saisonnières telles que les échouages de sargasses ou l'érosion côtière ne se sont pas avérées discriminantes dans cette étude, mais pourraient l'être dans d'autres contextes ou à d'autres périodes. L'absence d'effet observé de ces métriques ne doit ainsi pas conduire à les exclure des analyses futures, car le caractère purement spatial de cette étude limite la réalité de ces phénomènes, dont les impacts peuvent se manifester sur le long terme. Par exemple, les sargasses constituent une menace croissante aux Antilles, avec des échouages de plus en plus fréquents et intenses (Resiere *et al.*, 2021). Toutefois, ce phénomène étant relativement récent, trop peu d'études de l'impact des sargasses sur les mangroves ont été conduites (Herteman, 2024). Leur influence sur les mangroves pourrait néanmoins s'intensifier avec le changement climatique et nécessite donc une attention particulière dans les prochaines années (Teyssier *et al.*, 2025).

Les métriques de l'indicateur de structure, en revanche, se sont montrées moins discriminantes, confirmant la seconde hypothèse selon laquelle les variables de structure répondent plus lentement aux perturbations (Pernetta, 1993; Impact Mer *et al.*, 2017). Toutefois, les analyses multivariées (ACP) révèlent des regroupements de variables traduisant des tendances intéressantes à discuter : les stations soumises à de faibles pressions, se situant loin des embouchures de rivières, des déchetteries et des ports, présentent une forte densité d'adultes, tandis que celles exposées à de fortes pressions, marquées par une forte artificialisation et des quantités importantes de macrodéchets, présentent de grandes circonférences. Ces faisceaux de variables convergentes suggèrent une influence commune de pressions spécifiques liées à certaines métriques structurelles. Le calcul du score repose sur un principe où les effets des métriques sont additifs : certaines variables, prises isolément, peuvent ne pas être significatives, mais leur combinaison pourrait produire un signal plus fort. L'approche multimétrique permet ainsi de capter un signal écologique plus stable et souvent plus sensible au gradient de pressions qu'une métrique unique. La suppression de variables ne devrait donc intervenir que lorsque les données sont jugées peu fiables (par exemple, la métrique ichtyofaune qui présente des biais de mesure sur le terrain).

Si ces observations mettent en évidence les limites des métriques structurelles comme outil d'évaluation rapide, elles restent néanmoins précieuses pour caractériser la maturité, la complexité et la résilience d'un écosystème. Elles peuvent notamment être utiles dans certains contextes, comme la séquence Éviter-Réduire-Compenser (ERC) ou suite à un événement particulier (cyclone, stigmates d'usage, pollution). À titre d'exemple, des travaux sont actuellement menés à Mayotte après le cyclone Chido (en cours de publication, IFRECOR). Pour la gestion courante, l'évaluation de la structure pourrait faire l'objet d'un suivi plus espacé dans le temps, tandis que les indicateurs de vitalité, de faune et de perturbations feraient l'objet de suivis plus réguliers (annuels par exemple). Cette approche permettrait de construire des protocoles RAM sur mesure, adaptés aux objectifs et aux spécificités environnementales de chaque territoire. Les métriques structurelles restent également précieuses pour fournir des informations sur le long terme, et révéler ainsi des héritages de l'histoire et des usages du territoire (exploitation du bois, remblaiements, proximité

portuaire/urbaine). Par exemple, la corrélation positive entre artificialisation et circonférence des palétuviers, qui peut paraître contre-intuitive d'un point de vue écologique, pourrait être justifiée par l'histoire de l'occupation humaine. En effet, les premières installations coloniales se sont souvent développées à proximité des zones les plus productives en ressources, incluant les mangroves à grands palétuviers, en particulier *Rhizophora mangle* (bois de feu/charbon, charpente, pilotis et tannage - Rollet, 1975). D'autres explications peuvent intervenir, comme des conditions hydrodynamiques et microclimatiques favorables à la fois à l'établissement de ports protégés et à la croissance des palétuviers (Tomiczek *et al.*, 2021), se traduisant aujourd'hui par une coexistence de zones urbaines et de larges arbres. En combinant les indicateurs de structure et de vitalité, une lecture à deux échelles temporelles complémentaires est possible, et permettrait d'orienter la gestion en distinguant les dégradations récentes des déterminants historiques. De plus, un effort d'échantillonnage plus important et diversifié, notamment sur d'autres faciès écologiques, pourrait rendre cet indicateur plus sensible aux variations de structure et permettre de mieux comprendre son lien avec les pressions. L'accumulation progressive de données permettrait également d'identifier des seuils de changement d'état. Ce raisonnement rejoint le principe fondateur des méthodes RAM qui privilégie la robustesse statistique à la précision ponctuelle des mesures : la loi des grands nombres. En effet, selon le théorème de Jacob Bernoulli en 1713, et jusqu'aux développements proposés par Uspensky et Khinchin dans les années 1930, la moyenne des échantillons converge vers la moyenne réelle à mesure que le nombre de mesures augmente (Seneta, 2013). Cette démarche repose sur une logique d'apprentissage, où l'expérience acquise permet d'ajuster les seuils et alimente progressivement la construction de référentiels adaptés aux contextes locaux.

L'indicateur de faune ne s'est pas non plus avéré discriminant dans cette étude. Basé sur des métriques relatives à la faune mobile (poissons, crabes, oiseaux) ou fixée (épibiontes), la représentativité de cet indicateur peut être très variable selon le contexte écologique et les conditions d'échantillonnage. Par exemple, leur présence dépend de nombreux facteurs externes comme la marée, la turbidité de l'eau, la saison ou l'heure de la journée, qui introduisent une forte variabilité (Castellanos-Galindo & Krumme, 2013). L'ichtyofaune et l'avifaune apparaissent peu exploitables sans suivi régulier et expertise naturaliste spécifique, conditions difficilement compatibles avec les principes des méthodes RAM. Ce biais pourrait toutefois être levé si une ou plusieurs espèces indicatrices étaient identifiées (Chu *et al.*, 2021). Selon la bibliographie, les crabes et les épibiontes semblent être les métriques de faune les plus prometteuses (Impact Mer, 2009; Impact Mer 2012; Fulanda & Okoyo, 2017). Or, dans un souci d'amélioration de la précision, l'ajustement et l'affinement des métriques "crabes" et "épibiontes" dans cette étude se sont révélés peu concluants. Les méthodes RAM reposent sur des échelles de scores où les seuils doivent être clairement définis pour éviter toute ambiguïté, avec des ruptures nettes de type logarithmique par exemple. Lorsque l'échelle est trop fine, on perd en lisibilité et en robustesse statistique, ce qui va à l'encontre de l'objectif d'une évaluation rapide. Ces deux métriques devraient donc être révisées dans ce sens. Dans ce cadre, certaines approches quantitatives plus simples, comme le comptage de trous de crabes sur 1 m² avec extrapolation sur la surface totale de chaque placette (Wilson, 2009) ou le ciblage d'épibiontes bioindicateurs comme les éponges marines (Impact Mer, 2012), pourraient améliorer la robustesse et la reproductibilité des mesures. Débuter le protocole avec des données quantitatives brutes permettrait ainsi de définir des seuils adaptés, sur la base des retours d'expérience de terrain. Une fois ces seuils établis, ils pourraient être traduits en scores semi-quantitatifs plus pertinents. Ce processus, fondé sur l'accumulation progressive de données, permet un ajustement itératif des scores, dans une logique proche du *machine learning* où on

alimente le protocole à chaque campagne terrain, on teste et on affine (Moen & Norman, 2010). À la différence des approches *bayésiennes*, qui reposent sur des modèles statistiques traditionnels intégrant des hypothèses fortes et des connaissances *a priori*, l'approche par référentiel régional repose avant tout sur des observations de terrain, ajustées et améliorées au fil de l'accumulation de données, sur un territoire donné, afin de tendre progressivement vers un découpage en classes qui reflète au mieux la réalité écologique observée. Les espèces étant soumises à des cycles saisonniers (reproduction, migrations, recrutement, etc.), il est également important de rappeler que ces métriques sont fortement influencées par la dimension temporelle. Leur intégration dans un protocole RAM implique donc une planification rigoureuse, nécessitant de programmer les relevés durant des périodes optimales, à la fois sur le plan écologique (phases de reproduction, cycles de marée) et sur le plan climatique (saison sèche/humide, période cyclonique) (Castellanos-Galindo & Krumme, 2013; Broudic *et al.*, 2024). De tels ajustements contribueraient à rendre les métriques de faune plus robustes, tout en conservant la rapidité, la reproductibilité et l'utilité des méthodes RAM pour la gestion courante.

V. Conclusion :

L'adaptation du protocole MANRAM au contexte des mangroves à *Rhizophora mangle* en Guadeloupe a confirmé sa capacité à détecter des variations d'état écologique le long d'un gradient de pression anthropique, avec une diminution de cet état lorsque les pressions augmentent. Certaines métriques, comme l'état de santé des palétuviers, se sont révélées particulièrement sensibles aux pressions locales, constituant de potentiels indicateurs d'alerte précoces. À l'inverse, d'autres métriques, notamment celles liées à la structure ou à la faune mobile, se sont révélées moins déterminantes.

À ce stade de l'étude, il est trop tôt pour envisager la suppression de métriques, d'autant plus que l'approche par indicateurs multimétriques se justifie statistiquement et opérationnellement. En combinant plusieurs métriques, l'effet additif améliore la robustesse globale du signal tout en conservant une lecture par indicateur thématique (structure, vitalité, faune, perturbations). Aussi, la sensibilité des métriques peut-être améliorée par l'accumulation progressive de données locales qui permet d'ajuster les seuils et de construire des référentiels adaptés aux réalités écologiques de chaque territoire.

Cette étude exploratoire ne vise en revanche pas à produire un référentiel régional finalisé (objectif à long terme de MANRAM), mais à démontrer l'intérêt d'une approche auto-itérative dans une perspective de gestion courante. Elle montre que la méthode MANRAM basée sur des modèles de *machine learning* doit être envisagée comme un outil complémentaire aux approches traditionnelles fondées sur des modèles *bayésiens*, et non comme une alternative. Cette étude ouvre la voie à une réflexion plus large sur la construction d'outils d'évaluation rapide d'aide à la décision, capables de combiner diagnostics écologiques et cartographie des perturbations dans un contexte où le changement climatique et les pressions anthropiques s'intensifient.

Références bibliographiques

Akram, H., Hussain, S., Mazumdar, P., Chua, K. O., Butt, T. E., & Harikrishna, J. A. (2023). Mangrove health: A review of functions, threats, and challenges associated with mangrove management practices. *Forests*, 14(9), 1698.

Alongi, D. M. (2012). Carbon sequestration in mangrove forests. *Carbon Management*, 3(3), 313–322. <https://doi.org/10.4155/cmt.12.20>

Arias-Patino, M., Johnson, C. J., Schuster, R., Wheate, R. D., & Venter, O. (2024). Accuracy, uncertainty, and biases in cumulative pressure mapping. *Ecological Indicators*, 166, 112407. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112407>

Arif, M., Petrosillo, I., & Changxiao, L. (2024). Effects of changing riparian topography on the decline of ecological indicators along the drawdown zones of long rivers in China. *Frontiers in Forests and Global Change*, 7, Article 1293330. [10.3389/ffgc.2024.1293330](https://doi.org/10.3389/ffgc.2024.1293330)

Bakhtiyari, M., Lee, S. Y. & Warnken, J. (2019). Seeing the forest as well as the trees: An expert opinion approach to identifying holistic condition indicators for mangrove ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Volume 222, 30 June 2019, p. 183-194. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.03.003>

Bangun, A. P., Wahyuningsih, H., & Muhtadi, A. (2018). Impacts of macro-and microplastic on macrozoobenthos abundance in intertidal zone. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 122(1), 012102.

Beeston, M., Cameron, C., Hagger, V., Howard, J., Lovelock, C., Sippo, J., Tonneijk, F., van Bijsterveldt, C. & van Eijk, P. (2023). Directives sur les bonnes pratiques pour la restauration des mangroves.

Bennett, G., & Mulongoy, K. J. (2006). Review of experience with ecological networks, corridors and buffer zones (Technical Series No. 23, 100 pages). Secretariat of the Convention on Biological Diversity.

Bezombes, L., Gaucherand, S., Kerbiriou, C. Reinert, M.E. & Spiegelberger, T. (2017). Ecological Equivalence Assessment Methods: What Trade-Offs between Operationality, Scientific Basis and Comprehensiveness? *Environmental Management*, 60, 216–230. <https://doi.org/10.1007/s00267-017-0877-5>

Biswas, S. R., Biswas, P. L., Limon, S. H., Yan, E. R., Xu, M. S. et al. (2018). Plant invasion in mangrove forests worldwide. *Forest Ecology and Management*, 429, 480-492.

Blasco, F., Saenger, P., & Janodet, E. (1996). Mangroves as indicators of coastal change. *Catena*, 27(3-4), 167-178.

Bosire, J. O., Dahdouh-Guebas, F., Kairo, J. G., Wartel, S., Kazungu, J., & Koedam, N. (2006). Success rates of recruited tree species and their contribution to the structural development of reforested mangrove stands. *Marine Ecology Progress Series*, 325, 85-91.

Bosire, J. O., Kaino, J. J., Olagoke, A. O., Mwihiaki, L. M., Ogendi, G. M., Kairo, J. G. & Macharia, D. (2014). Mangroves in peril: Unprecedented degradation rates of peri-urban mangroves in Kenya. *Biogeosciences*, 11(10), 2623–2634. <https://doi.org/10.5194/bg-11-2623-2014>

Bouchon, C., Lemoine, S., Dromard, C., & Bouchon-Navaro, Y. (2016). Level of contamination by metallic trace elements and organic molecules in the seagrass beds of Guadeloupe Island. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(1), 61–72. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5682-1>

- BRGM (Bureau de Recherches Géologiques et Minières). (2022). French geological survey (BRGM) monitoring current at Anse des Salines in Guadeloupe (French West Indies). CARIB-COAST. [Site consulté le 30 juillet 2025]. <https://www.carib-coast.com/en/news/french-geological-survey-brgm-monitoring-current-at-anse-des-salines-in-guadeloupe-french-west-indies>
- Broudic, L., Pinault, M. & Romain, C. (2024). État écologique des récifs coralliens de La Réunion 2021-2023-Rapport d'activité 3-UTOPIAN (Doctoral dissertation, BESTRUN).
- Cadier, C., Bayraktar, E., Piccolo, R., & Adame, M.F. (2020). Indicators of Coastal Wetlands Restoration Success: A Systematic Review. *Frontiers in Marine Science*, Volume 7, id.600220, 11 pp. 10.3389/fmars.2020.600220
- Carugati, L., Gatto, B. & Rastelli, E. (2018). Impact of mangrove forests degradation on biodiversity and ecosystem functioning. *Sci Rep* 8, 13298. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-31683-0>
- Castellanos-Galindo, G. A., & Krumme, U. (2013). Tidal, diel and seasonal effects on intertidal mangrove fish in a high-rainfall area of the Tropical Eastern Pacific. *Marine Ecology Progress Series*, 494, 249–265. <https://doi.org/10.3354/meps10512>
- Chauvaud, S., Bouchon, C., & Manière, R. (2001). Cartographie des biocénoses marines de Guadeloupe à partir de données SPOT (récifs coralliens, phanérogames marines, mangroves). *Oceanologica Acta*, 24(Suppl. 1), S3–S16. [10.1016/S0399-1784\(01\)00079-2](https://doi.org/10.1016/S0399-1784(01)00079-2)
- Chu, T.-J., Shih, C.-H., Lu, Y.-M., Shih, Y.-J., Wang, J.-Q., & Huang, L.-M. (2021). Incorporating Species-Conditional Co-Occurrence When Selecting Indicator Species to Monitor Restoration after Mangrove Removal from the Siangshan Wetland, Taiwan. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(10), 1044. <https://doi.org/10.3390/jmse9101044>
- Cormier-Salem, M.C. (2000). Les littoraux à mangrove, des régions fragiles ? In Y. Gillon, C. Chaboud, J. Boutrais, C. Mullon, & J. Weber (Éds.), *Du bon usage des ressources renouvelables* (p. 75-87). <https://doi.org/10.4000/books.irdeditions.25364>
- Costanza, R., Mageau, M. (1999). What is a healthy ecosystem?. *Aquatic Ecology* 33, 105–115. <https://doi.org/10.1023/A:1009930313242>
- Dahdouh-Guebas, F. (2011). *World Atlas of Mangroves*: Mark Spalding, Mami Kainuma and Lorna Collins (eds). *Hum Ecol* 39, 107–109. <https://doi.org/10.1007/s10745-010-9366-7>
- Dahdouh-Guebas, F., Jayatissa, L.P., Di Nitto, D., Bosire, J.O., Lo Seen, D., & Koedam, N. (2005). How effective were mangroves as a defence against the recent tsunami? *Current Biology*, 15(12), R443–R447. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2005.06.008>
- Dahomé-Di Ruggiero, M. (2016). Coastal wetland ecosystems: The example of Guadeloupe. *International Journal of Recent Research and Review*, 9(3), septembre. ISSN 2277–8322.
- Dahomé-Di Ruggiero, M. (2017). Anthropisation du littoral à mangroves en Guadeloupe, Antilles françaises : caractérisation et impacts. *Vertigo* - la revue électronique en sciences de l'environnement, 17(3). <https://doi.org/10.4000/vertigo.18970>
- Diaz, M. C., & Rützler, K. (2009). Biodiversity and abundance of sponges in Caribbean mangrove: indicators of environmental quality.

- Donato D. C., Kauffman J. B., Murdiyarso D., Kurnianto S., Stidham M., & Kanninen M. (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, 4(4), 293–297. <https://doi.org/10.1038/ngeo1123>
- Dormann, C. F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G. et al. (2013). Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36(1), 27–46. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>
- Duke, N. C., Pinzon, Z. S., & Prada, M. C. (1999). Recovery of tropical mangrove forests following a major oil spill: a study of recruitment and growth, and the benefits of planting. *Ecosistemas de Manglar en América Tropical*. Instituto de Ecología, AC México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS, Silver Springs MD USA, 231-254.
- Duke, N. C. (2001). Gap creation and regenerative processes driving diversity and structure of mangrove ecosystems. *Wetlands Ecology and Management*, 9, 267-279.
- Duke, N. C., Meynecke, J.-O., Dittmann, S., Ellison, A. M., Anger, K., Berger, U., Cannicci, S., Diele, K., Ewel, K. C., & Field, C. D. (2007). A world without mangroves? *Science*, 317, 41-42. [10.1126/science.317.5834.41b](https://doi.org/10.1126/science.317.5834.41b)
- Duke, N. C. (2011). Mangroves. In D. Hopley (Ed.), *Encyclopedia of modern coral reefs: Structure, form and process* (pp. 655–663). Springer. https://doi.org/10.1007/978-90-481-2639-2_108
- Earth Security. (2020). Financing the earth's assets: the case for mangroves as a nature based climate solution, 66pp. https://earthsecurity.org/wp-content/uploads/2020/12/2128_ESG_mangrove_22.pdf
- Ellison, A. M., & Farnsworth, E. J. (1996). Anthropogenic disturbance of Caribbean mangrove ecosystems: Past impacts, present trends, and future predictions. *Biotropica*, 28(4A), 549–565. <https://doi.org/10.2307/2389096>
- FAO. (2023). The world's mangroves 2000–2020. FAO. [Theworld'smangroves2000–2020](https://www.fao.org/3/04202e000000090702000000.pdf).
- Fennessy, M. S., Jacobs, A. D., & Kentula, M. E. (2007). An evaluation of rapid methods for assessing the ecological condition of wetlands. *Wetlands*, 27(3), 543-560. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2007\)27\[543:AEORMF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2007)27[543:AEORMF]2.0.CO;2)
- FFEM & Océanopolis. (2021). Les écosystèmes marins: les mangroves, ancrages littoraux. Fonds Français pour l'Environnement. Mondial, Paris et Océanopolis, Brest, pp. 60
- Fiard, M., Milton, C., Sylvi, L., Migeot, J., Michaud, E., Jézéquel, R., Gilbert, F., Bihannic, I., Devesa, J., Dirberg, G., & Cuny, P. (2024). Uncovering potential mangrove microbial bioindicators to assess urban and agricultural pressures on Martinique island in the eastern Caribbean Sea. *Science of the Total Environment*, 928, 172217. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172217>
- Flower, JM. & Imbert, D. (2006). Recovery Deficiency Following Tree Mortality in Mangroves of Two Caribbean Islands: Field Survey and Statistical Classification. *Wetlands Ecol Manage* 14, 185–199. <https://doi.org/10.1007/s11273-005-7683-1>
- Forman, R.T.T. and Godron, M. (1986) *Landscape Ecology*. John Wiley and Sons Ltd., New York.
- Forman, R.T.T. (1995). Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology* 10, 133–142. <https://doi.org/10.1007/BF00133027>

Fulanda, B., & Okoyo, R. (2017). Crab burrow density as an indicator of mangrove health: Case study Kilifi Creek, Kenya. In: Proceedings of the 10th WIOMSA Scientific Symposium, Dar es Salaam, Tanzania, October 2017. WIOMSA.

Gammage, S., Benítez, M., & Machado, M. (2001). Population, consumption and environmental degradation in a mangrove ecosystem in El Salvador. MacArthur PCE.

Gaucherand, S., Schwoertzig, E., Clement, J.-C., Johnson, B., & Quétier, F. (2015). The cultural dimensions of freshwater wetland assessments: Lessons learned from the application of US rapid assessment methods in France. *Environmental Management*, 56(1), 245–259. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0487-z>

Gell, P. A., Finlayson, C. M., & Davidson, N. C. (2023). An introduction to the Ramsar Convention on Wetlands. In *Ramsar Wetlands: Values, Assessment, Management* (pp. 1–36). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817803-4.00018-8>

Goodin, K.L., D. Faber-Langendoen, J. Brenner, S.T. Allen, R.H. Day, V.M. Congdon, C. Shepard, K. E. Cummings, C.L. Stagg, C.A. Gabler, M. Osland, K. H. Dunton, R.R. Ruzicka, K. Semon-Lunz, D. Reed, M. Love. 2018. Ecological Resilience Indicators for Five Northern Gulf of Mexico Ecosystems. NatureServe, Arlington VA.

Guette, A., Carruthers-Jones, J., Godet, L., & Robin, M. (2018). « Naturalité » : concepts et méthodes appliqués à la conservation de la nature. *Cybergeo : European Journal of Geography*, (856). <https://doi.org/10.4000/cybergeo.29140>

GT DCE Mangroves. (2024). Compte rendu de la mission de terrain en Guadeloupe : Description de l'état écologique initial de mangroves de Guadeloupe dans le cadre du développement des outils de bioindication pour la surveillance des masses d'eau littorales (Convention ODE Guadeloupe – CNRS n°262154 ; Convention OFB – CNRS AMU IRD n°23-064).

Hagger, V., Worthington, T. A., Lovelock, C. E., Adame, M. F., Amano, T., Brown, B. M., Friess, D. A., Landis, E., Mumby, P. J., & Morrison, T. H. (2022). Drivers of global mangrove loss and gain in social-ecological systems. *Nature Communications*, 13(1), 6373. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-33962-x>

Hai, N. T., Dell, B., Phuong, V. T., & Harper, R. J. (2020). Towards a more robust approach for the restoration of mangroves in Vietnam. *Annals of Forest Science*, 77(1), Article 1. <https://doi.org/10.1007/s13595-020-0921-0>

Hearnshaw, E. J. S., Cullen, R., & Hughey, K. F. D. (2011). Ecosystem health demystified: An ecological concept determined by economic means. *The Australasian Journal of Environmental Management*, 18(2), 103–112. <https://doi.org/10.1080/14486563.2011.566158>

Herteman M. et Juhel L., (2021). Invasion des sargasses : Conséquences écologiques sur les écosystèmes de mangrove. Article sur le site du PRZHT du Comité Français de l'UICN.

Herteman M. (2024). Mangroves et forêts marécageuses des Antilles : une continuité écologique indispensable mais fragile. Étude préliminaire à la Liste rouge des écosystèmes des mangroves et forêts marécageuses des Antilles françaises. Rapport d'étude pour le Comité français de l'UICN.

Huntley, B.J. (2023). The Mangrove Biome. In : *Ecology of Angola*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-031-18923-4_17

- Impact Mer. (2009). Potentiel écologique des mangroves de Martinique : Caractérisation morphologique et biologique de la frange littorale. Rapport final. DIREN Martinique.
- Impact Mer. (2012). Conception d'indices de bio-évaluation de la qualité écologique des masses d'eau de transition de l'île de la Martinique à partir des épibiontes des racines de palétuviers. Spongiaires et autres espèces.
- Impact Mer, Geodesis, BirdWatching Martinique, Université des Antilles, MIO, LEMAR & ECOLAB (2017). Évaluation de l'état de santé des mangroves de Martinique - Phase 1 : Choix des descripteurs potentiels de l'état de santé des mangroves. Rapport pour : Conservatoire du littoral, 65 pp (annexes incluses).
- Imbert, D., Rousteau, A., & Scherrer, P. (2001). Ecology of mangrove growth and recovery in the Lesser Antilles: State of knowledge and basis for restoration projects. *Restoration Ecology*, 8(3), 230–236. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2000.80034.x>
- Jeanson, M., Anthony, E. J., Dolique, F., & Cremades, C. (2014). Mangrove Evolution in Mayotte Island, Indian Ocean: A 60-year synopsis based on aerial photographs. *Wetlands*, 34(3), 459-468.
- Jongman, R. H. G., & Pungetti, G. (2004). Ecological networks and greenways; concept, desing, implementation (pp. 1-6). (Studies in landscape ecology).. <https://edepot.wur.nl/119317>
- Kovacs, J.M., Wang, J. & Flores-Verdugo, F., (2005). Mapping mangrove leaf area index at the species level using IKONOS and LAI-2000 sensors for the Agua Brava Lagoon, Mexican Pacific. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 62 (1-2): 377-384.
- Laegdsgaard, P., & Johnson, C. (2001). Why do juvenile fish utilise mangrove habitats? *Journal of experimental marine biology and ecology*, 257(2), 229-253.
- Lagomasino, D., Fatoyinbo, T., Lee, S., Feliciano, E., Trettin, C., & Simard, M. (2016). A comparison of mangrove canopy height using multiple independent measurements from land, air, and space. *Remote sensing*, 8(4), 327.
- Lambs, L., Bompoy, F., Imbert, D., Corenblit, D., & Dulormne, M. (2015). Seawater and freshwater circulations through coastal forested wetlands on a Caribbean island. *Water*, 7(8), 4108–4128. <https://doi.org/10.3390/w7084108>
- Laverman, A. M., Sebilo, M., Tochny, J., & Gros, O. (2023). Benthic nitrate removal capacity in marine mangroves of Guadeloupe, Lesser Antilles. *Journal of Environmental Quality*, 52(2), e20463. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20463>
- Leal, M. & Spalding, M.D. (2024). The State of the World's Mangroves 2024. Global Mangrove Alliance. <https://doi.org/10.5479/10088/119867>
- Lee, S. Y., Primavera, J. H., Dahdouh-Guebas, F., Mckee, K., Bosire, J. O., Cannicci, S., Diele, K., Fromard, F., Koedam, N., Marchand, C., Mendelssohn, I., Mukherjee, N., & Record, S. (2014). Ecological role and services of tropical mangrove ecosystems : a reassessment. *Global Ecology and Biogeography*, 23, 726-743. <https://doi.org/10.1111/geb.12155>
- Lewis, R. R., III, & Gilmore, R. G. (2007). Important considerations to achieve successful mangrove forest restoration with optimum fish habitat. *Bulletin of Marine Science*, 80(3), 823–837. Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, University of Miami.

- Lovelock, C. E., Feller, I. C., McKee, K. L., Engelbrecht, B. M. J., & Ball, M. C. (2004). The effect of nutrient enrichment on growth, photosynthesis and hydraulic conductance of dwarf mangroves in Panamá. *Functional Ecology*, 18(1), 25–33. <https://doi.org/10.1046/j.0269-8463.2004.00805.x>
- Lu, Y., Wang, R., Zhang, Y., Su, H., Wang, P., Jenkins, A., Ferrier, R. C., Bailey, M., & Squire, G. (2015). Ecosystem health towards sustainability. *Ecosystem Health and Sustainability*, 1(1), 1-15. 10.1890/EHS14-0013.1
- Macéra, L. (2024). Restauration des écosystèmes de mangroves : évaluation et amélioration des pratiques à travers une étude comparative de projets à l'échelle mondiale. Géographie. Thèse de doctorat, Université Côte d'Azur. Français. ffNNT : 2024COAZ2015ff. fftel-04652570ff
- Mancini, P. L., Reis-Neto, A. S., Fischer, L. G., Silveira, L. F., & Schaeffer-Novelli, Y. (2018). Differences in diversity and habitat use of avifauna in distinct mangrove areas in São Sebastião, São Paulo, Brazil. *Ocean & coastal management*, 164, 79-91.
- Mancini, P. L., da Costa, T. V. V., Dias, R. A., Silveira, L. F., & Schunck, F. (2023). Mangrove and Salt Marsh Migratory and Resident Birds. In *Brazilian Mangroves and Salt Marshes* (pp. 233-280). Cham: Springer International Publishing.
- Mandal A., Smith R.A.J, Edwards T, Kinlocke R, Mitchell S, Trench C, Webber M, Francis P & Spence A. (2019). “Local Scale Assessments on Mangrove Ecosystems Status and their Role in Coastal Resilience”. Technical Report. World Bank.
- Mazda, Y., Magi, M., Kogo, M., & Hong, P. N. (1997). Mangroves as a coastal protection from waves in the Tong King delta, Vietnam. *Mangroves and Salt Marshes*, 1(2), 127–135. <https://doi.org/10.1023/A:1009928003700>
- McIvor, A.L., Spencer, T., Möller, I. and Spalding. M. (2013). The response of mangrove soil surface elevation to sea level rise. Natural Coastal Protection Series: Report 3. Cambridge Coastal Research Unit Working Paper 42. Published by The Nature Conservancy and Wetlands International. 59 pages. ISSN 2050-7941.
- McKee, K. L. (1996). Growth and physiological responses of neotropical mangrove seedlings to root zone hypoxia. *Tree Physiology*, 16(11–12), 883–889. <https://doi.org/10.1093/treephys/16.11-12.883>
- McKee, K. L., Cahoon, D., & Feller, I. C. (2007). Caribbean mangroves adjust to rising sea level through biotic controls on soil elevation change. *Global Ecology and Biogeography*, 16(5), 545–556. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00317.x>
- Menéndez, P., Losada, I. J., Torres-Ortega, S., Narayan, S., & Beck, M. W. (2020). The global flood protection benefits of mangroves. *Scientific Reports*, 10, 4404. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-61136-6>
- Moen, R., & Norman, C. (2010). Evolution of the PDCA cycle. Proceedings of the 7th ANQ Congress, Tokyo.
- Moretti, R., Moune, S., Jessop, D., Glynn, C., Robert, V., & Deroussi, S. (2021). The Basse-Terre Island of Guadeloupe (Eastern Caribbean, France) and Its Volcanic-Hydrothermal Geodiversity: A Case Study of Challenges, Perspectives, and New Paradigms for Resilience and Sustainability on Volcanic Islands. *Geosciences*, 11(11), 454. <https://doi.org/10.3390/geosciences11110454>
- Mukherjee, P., Das, T., Das, S., & Mazumdar, A. (2024). The green conundrum: Navigating the paradox of buffer farmlands of a mangrove forest landscape. *Land Use Policy*, 146, 107305. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2024.107305>

O'Brien, A., Townsend, K., Hale, R., Sharley, D., & Pettigrove, V. (2016). How is ecosystem health defined and measured? A critical review of freshwater and estuarine studies. *Ecological Indicators*, 69, 722–729. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.05.004>

ODE (2019). Révision de l'état des lieux 2019 – Cahier 3 : Inventaire des pressions et activités humaines (Rapport technique, 230 p.)

ODE Guadeloupe (2019). Rapport au comité de l'Eau de la Biodiversité : Révision de l'État Des Lieux du SDAGE 2019. Synthèse.

ODE Guadeloupe (2023). Directive Cadre sur l'Eau – Suivi du réseau de surveillance des masses d'eau côtières du district de la Guadeloupe 2018-2021 au titre de la DCE : Physico-chimie, phytoplancton, communautés coralliennes et herbiers – Année 2022 : Rapport de synthèse 2022 (BC n°2022-01 et 2022-02).

Osland, M. J., Day, R. H., From, A. S., McCoy, M. L., McLeod, J. L., & Kelleway, J. J. (2015). Life stage influences the resistance and resilience of black mangrove forests to winter climate extremes. *Ecosphere*, 6(9), Article 160. <https://doi.org/10.1890/ES15-00042.1>

Pernetta, J.C. (1993). Mangrove Forests, Climate Change and Sea Level Rise : Hydrological Influences on Community Structure and Survival, with examples from the Indo-West Pacific. A Marine Conservation and Development Report. IUCN, Gland, Switzerland. vi + 46pp.

Pham, T. D., Yokoya, N., Bui, D. T., Yoshino, K., & Friess, D. A. (2019). Remote Sensing Approaches for Monitoring Mangrove Species, Structure, and Biomass: Opportunities and Challenges. *Remote Sensing*, 11(3), 230. <https://doi.org/10.3390/rs11030230>

Pinault, M., Pioch, S. & Pascal, N. (2017). Guide pour la mise en œuvre des mesures compensatoires et la méthode de dimensionnement MERCI-COR. : Livret 2. IFRECOR.

Pinault, M. (2024). Éléments d'actualisation du protocole standardisé de terrain MANRAM - MANgrove Rapid Assessment Method. IFRECOR.

Reef, R., & Lovelock, C. E. (2015). Regulation of water balance in mangroves. *Annals of Botany*, 115(3), 385–395. <https://doi.org/10.1093/aob/mcu174>

Resiere, D., Mehdaoui, H., Banydeen, R., Florentin, J., Kallel, H., Nevière, R. et al. (2021). Health effects of decomposed Sargassum-seaweed pollution of the French West Indies coasts. *Revue générale*, 24(8), 137-144. <https://doi.org/10.1016/j.rege.2021.05.004>

Robles Sánchez, A., Mancera Pineda, J. E., Marquínez Casas, X., & Medina Calderón, J. H. (2021). Influence of edaphic salinity on leaf morphoanatomical functional traits on juvenile and adult trees of red mangrove (*Rhizophora mangle*): Implications with relation to climate change. *Forests*, 12(11), 1586. <https://doi.org/10.3390/f12111586>

Rodríguez-Rodríguez, J. A., Mancera-Pineda, J. E., & Tavera, H. (2021). Mangrove restoration in Colombia : Trends and lessons learned. *Forest Ecology and Management*, 496, 119414. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119414>

Rollet, B. (1975). Les utilisations de la mangrove. *Journal d'agriculture tropicale et de botanique appliquée*, 22(7–9), 203–235. <https://doi.org/10.3406/jatba.1975.3210>

Roussel, E., Duncombe, M., & Gabrié, C. (2010). Les mangroves de l'outre-mer français : écosystèmes associés aux récifs coralliens. *Conservatoire du Littoral & IFRECOR Reports*, 1-139.

- Rull, V. (2022). Responses of Caribbean mangroves to Quaternary climatic, eustatic, and anthropogenic drivers of ecological change: A review. *Plants*, 11(24), 3502. <https://doi.org/10.3390/plants11243502>
- Saenger, P. (2002). *Mangrove Ecology, Silviculture and Conservation*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 360 pp. <http://dx.doi.org/10.1007/978-94-015-9962-7>
- Salmo, S. G., Lovelock, C., Duke, N. C. (2013). Vegetation and soil characteristics as indicators of restoration trajectories in restored mangroves. *Hydrobiologia*, 720(1), 1-18.
- Schaduw, J. N. W., Tallei, T. E., & Sumilat, D. A. (2024). Mangrove health index, community structure and canopy cover in small islands of Bunaken National Park, Indonesia: Insights into dominant mangrove species and overall mangrove condition. *Tropical Life Sciences Research*, 35(2), 187–210. 10.21315/tlsr2024.35.2.9
- Schmitt, K., & Duke, N. C. (2015). Mangrove management, assessment and monitoring. In L. Pancel & M. Köhl (Eds.), *Tropical Forestry Handbook* (2nd ed., pp. n.p.). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-642-41554-8_126-1
- Schmitt, G., Franchomme, M., Hinnewinkel, C., & Laboureur, M. (2022). Towards an index of biodiversity potential: Example in an anthropised and fragmented landscape matrix. *Cybergeo: European Journal of Geography, Espace, Société, Territoire*, (1021). <https://doi.org/10.4000/cybergeo.39205>
- Seneta, E. (2013). A tricentenary history of the law of large numbers. *Bernoulli*, 19(4), 1088-1121. <https://doi.org/10.3150/12-BEJSP12>
- Sitthi, A., Pimple, U., Piponiot, C. (2025). Assessing the effectiveness of mangrove rehabilitation using above-ground biomass and structural diversity. *Sci Rep* 15, 7839. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-92514-7>
- Smith III, T. J., Boto, K. G., Frusher, S. D., & Giddins, R. L. (1991). Keystone species and mangrove forest dynamics: the influence of burrowing by crabs on soil nutrient status and forest productivity. *Estuarine, coastal and shelf science*, 33(5), 419-432.
- Spalding, M. D., Blasco, F., & Field, C. D. (1997). *World Mangrove Atlas*. Okinawa, Japan: International Society for Mangrove Ecosystems, 178 pp. <http://dx.doi.org/10.1007/s10745-010-9366-7>
- Suello, R. H., Hernandez, S. L., Bouillon, S., Belliard, J.-P., Dominguez-Granda, L., Van de Broek, M., Rosado Moncayo, A. M., Ramos Veliz, J., Ramirez, K. P., Govers, G., & Temmerman, S. (2022). Mangrove sediment organic carbon storage and sources in relation to forest age and position along a deltaic salinity gradient. *Biogeosciences*, 19(5), 1571–1585. <https://doi.org/10.5194/bg-19-1571-2022>
- Sutula, M. A., Stein, E. D., Collins, J. N., Fetscher, A. Elizabeth., & Clark, R. (2006). A practical guide for the development of a wetland assessment method : the California experience. *Journal of the American Water Resources Association*, 42(1), 157-175. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2006.tb03831.x>
- Teyssier, M., Desrosiers, C., Hellio, C., & Kerninon, F. (2025). Assessing sargassum pressure on coastal habitats using a spatial and temporal approach at the territorial scale. *Ecological Indicators*, 171, 113211. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.113211>
- Tomiczek, T., Wargula, A., Hurst, N. R., Bryant, D. B., & Provost, L. A. (2021). *Engineering With Nature: The role of mangroves in coastal protection (ERDC/TN EWN-21-1)*. U.S. Army Engineer Research and Development Center. <https://doi.org/10.21079/11681/42420>
- Tomlinson, P. B. (1986). *The Botany of Mangroves*. Cambridge:Cambridge University Press, 413 pp. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139946575>

- Trégarot E., Caillaud A., Cornet C.C., Taureau F., Catry T., Cragg M.S., & Failler P. (2020). Mangrove ecological services at the forefront of coastal change in the French overseas territories. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.sc>
- Twilley, R.R., Chen, R.H. & Hargis, T. (1992). Carbon sinks in mangroves and their implications to carbon budget of tropical coastal ecosystems. *Water Air Soil Pollut* 64, 265–288. <https://doi.org/10.1007/BF00477106>
- UICN (2024). Red List of Mangrove Ecosystems. Union internationale pour la conservation de la nature. <https://iucn.org/resources/conservation-tool/iucn-red-list-ecosystems/red-list-mangrove-ecosystems>
- Van Bijsterveldt, C. E. J., Van Wesenbeeck, B. K., Ramadhani, S., Raven, O. V., van Gool, F. E., Pribadi, R. et al. (2021). Does plastic waste kill mangroves? A field experiment to assess the impact of macro plastics on mangrove growth, stress response and survival. *Science of The Total Environment*, 756, 143826. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143826>
- Van Hespen, R., Hu, Z., Borsje, B., De Dominicis, M., Friess, D.A., Jevrejeva, S. & Bouma, T. J., (2023). Mangrove forests as a nature-based solution for coastal flood protection: biophysical and ecological considerations. *Water Sci. Eng.* 16 (1), 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.wse.2022.10.004>
- Victório, C. P., dos Santos, M. S., Dias, A. C., Pena Bento, J. P. S., dos Santos Ferreira, B. H., da Costa Souza, M., Simas, N. K., & Arruda, R. C. O. (2023). Laguncularia racemosa leaves indicate the presence of potentially toxic elements in mangroves. *Scientific Reports*, 13, 4845. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-31986-x>
- Wier, A. M., Tattar, T. A., & Klekowski, E. J. (2000). Disease of red mangrove (*Rhizophora mangle*) in southwest Puerto Rico caused by *Cytospora rhizophorae*. *Biotropica*, 32(2), 299-302. [https://doi.org/10.1646/0006-3606\(2000\)032\[0299:DORMRM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1646/0006-3606(2000)032[0299:DORMRM]2.0.CO;2)
- Wilson, M.S., (2009). Development of a Mangrove Quality Index in Tampa Bay, Florida, USF Tampa Graduate Theses and Dissertations. <https://digitalcommons.usf.edu/etd/90>
- Xiao, K., Pan, F., Santos, I. R., Zheng, Y., Zheng, C., Chen, N. et al. (2022). Crab bioturbation drives coupled iron-phosphate-sulfide cycling in mangrove and salt marsh soils. *Geoderma*, 424, 115990.
- Younes Cárdenas, N., Joyce, K. E., & Maier, S. W. (2017). Monitoring mangrove forests: Are we taking full advantage of technology? *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 63, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.07.004>
- Zakiyah, U., Syarifah, A., Rusydi, A. N., & Erintika, D. (2025). Analysis of Mangrove Health Index (MHI) for mapping mangrove forest health based on Sentinel 2A satellite imagery in ecotourism Kampung Blekok, Situbondo. *Pakistan Journal of Life and Social Sciences*, 23(1), 7402–7410. <https://doi.org/10.57239/PJLSS-2025-23.1.00575>
- Zou, F., Zhang, H., Dahmer, T., Yang, Q., Cai, J., Zhang, W. et al. (2008). The effects of benthos and wetland area on shorebird abundance and species richness in coastal mangrove wetlands of Leizhou Peninsula, China. *Forest ecology and management*, 255(11), 3813-3818.

Annexes

Références	Région / pays	Type de mangrove	Compartment	Métriques	Méthode de mesure	Commentaires
Mackenzie, J., (2017). Prtotectim Manguru, Protectim Iu. A Mangrove Management Plan for Nuatambu Village. Choiseul Province, Solomon Islands. Center for Tropical Water and Aquatic Ecosystem Research (TropWATER) Milestone Report, James Cook University, Townsville, 66 pp.	Australie	Mangrove de front de mer et estuarienne	Structure végétale	Mortalité, érosion, hauteur et densité de tige (biomasse), ouverture de la canopée, nombre de trouées anthropiques	Transect côtier entre 10 et 50 m du trait de côte	Observation visuelle, facilement applicable pour un protocole de surveillance
Bosire, J.O., Dahdoh-Guebas, F., Walton, M., Crona, B.I., Lewis, R.R., Field, C., Kairo, J.G., Koedam, N., (2008). Functionality of restored mangroves: A review. Aquatic Botany, 89 (2): 251-259.	Générale	Tout type	Ichtyofaune	Abondance et diversité	Transect	Complexe et long à mettre en œuvre, sensibilité pas toujours évidente qui repose sur la structure des racines
EcoScience NT, Cardno, (2013). Mangrove Community Health Monitoring Program Baselin Phase. Rapport pour: INPEX, 140 pp.	Australie	Mangrove estuarienne	Structure	Survie, croissance et densité des plantules, couverture de canopée, densité de la faune	Transect, parcelles, quadrats et sub-plots	Pas de sensibilité à la perturbation supposée (=dragage)
Imbert. (1997). Structure de la végétation et production primaire dans la mangrove de la baie de Fort de France, Martinique	Martinique	Tout type	Structure	Densité, surface terrière, hauteur, croissance saisonnière, litière, salinité	Mesures in situ	/
Bompy, F., 2013. Approche écologique et écophysologique de l'effet des variations saisonnières sur la croissance des arbres dans les forêts côtières inondables des Antilles. Université des Antilles et de la Guyane, Biologie, 322 p.	Guadeloupe	Tout type	Structure	Surface terrière, croissance et densité de juvéniles et de plantules, production de litière, échanges gazeux foliaires, teneur en chlorophylle, salinité, niveau de nappe, potentiel RedOx	Mesures in situ	Effet saisonnier la densité de plantules, la production de litière et la prod I dans des sites peu perturbés
Impact Mer. 2012. Conception d'indices de bio-évaluation de la qualité écologique des masses d'eau de transition de l'île de la Martinique à partir des épibiontes des racines de palétuviers. Spongiaires et autres espèces.	Martinique	Mangrove de front de mer	Épibiontes	Pourcentage de présence des différents groupes d'organisme, localisation et proportion de couverture des épibiontes	Transect sur les racines de Rhizophora	Nécessite une taxonomie fine = complexe pour des RAM
Impact Mer, 2009. Potentiel écologique des mangroves de Martinique : caractérisation morphologique et biologique de la frange littorale. Rapport pour: DIREN Martinique, 77 (+ annexes) pp.	Martinique	Mangrove de front de mer	Structure, épibiontes, facteurs abiotiques	Hauteur de canopée, diamètre moyen des troncs, densité de la canopée, densité de racines, type de sédiment, densité des épibiontes	Mesures in situ	/
Luglia. Functionnal patterns of microbial communities of rhizospheric soils across the development stages of a young mangrove in French Guiana	Guyane française	Mangrove estuarienne	Microbiologie du sol et structure	DBH, densité des arbres, surface terrière, Importance Value Index (IVI), teneur en eau du sol, capacité de rétention, salinité, pH, composition du sol (C, N, P, S), respiration microbienne, activité enzymatique, profil physiologique de la communauté	Mesures in situ	Pas d'étude de l'effet des perturbations sur les descripteurs. Le stade de développement de la mangrove semble très structurant. Les méthodes qui nécessitent du matériel et semblent complexes.
Flower, J.-M.; Imbert, D. (2006). Recovery Deficiency Following Tree Mortality in Mangroves of Two Caribbean Islands: Field Survey and Statistical Classification. Wetlands Ecol Manage 2006, 14 (2), 185–199. https://doi.org/10.1007/s11273-005-7683-1	Martinique, Guadeloupe	Mangrove de front de mer et estuarienne	Structure végétale	Type de mangrove, vulnérabilité à la submersion, épaisseur de la couche de MO, consistance et type de sol, nombre de couches stratigraphique, salinité à 60 cm, diamètre des arbres, densité de tiges	Mesures au ruban, au réfractomètre et carottage	Protocoles faciles à mettre en place sur un grand nombre de sites, méthode descriptive de sites en mauvais état.
Cannici, S., Bartolini, F., Dahdoh-Guebas, F., Fratini, S., Litulo, C., Macia, A., Mrabu, E.J., Penha-Lopes, G., Paula, J., 2009. Effects of urban wastewater on crab and mollusc assemblages in equatorial and subtropical mangroves of East Africa. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 84 (3): 305-317.	Afrique de l'Est	Tout type	Crabes	Biomasse, densité, assemblage, diversité des populations de crabes par apport à des zones soumis à pression d'eaux usées et zone témoin	Transect, quadrats	Effet des eaux usées : augmentation de l'abondance des populations de sésarmidés et de violonistes, baisse des gastéropodes
Mohd-Azlan. 2012. Avian species assemblage structure and indicator bird species of mangroves in the Australian monsoon tropics	Australie	Tout type	Avifaune	Assemblage et diversité d'oiseaux (utilisateurs de la mangrove), superficie du site, densité d'individus, nb d'espèce, indices de biodiversité (Simpson, Shannon-Wiener, Hill's...)	Transects d'observation 2 fois par mois pendant 14 mois	La composition semble dépendante du paysage, dont les zones de non mangroves alentours, pas d'évaluation de l'état de santé de la mangrove.
Ajai, Chauhan, H.B., 2017. Mangrove Inventory, Monitoring, and Health Assessment. In: Finkl, C.W., Makowski, C. (Eds.), Coastal Wetlands: Alteration and Remediation 21. Springer International Publishing, Cham: 573-630.	Inde	Tout type	Structure et perturbations	Indicateur MHI (Mangrove Health Index) : couverture de canopée, diversité floristique, obstruction du flux naturel, densité du réseau de drainage, régénération naturelle, stress et pressions anthropiques, taille du massif et fragmentation, hauteur des arbres, défoliation, érosion, profil sédimentaire	Cartographie	Cartographie des descripteurs et de l'indicateur MHI, donne beaucoup de poids à la structure forestière et à l'hydrologie

Boehm, F.R., Sandrini-Neto, L., Moens, T., da Cunha Lana, P., 2016. Sewage input reduces the consumption of Rhizophora mangle propagules by crabs in a subtropical mangrove system. Marine Environmental Research, 122: 23-32.	Brésil	Mangrove de front de mer et estuarienne	Crabes	Consommation de propagules en fonction de sites plus ou moins contaminés par des eaux usées		Consommation des propagules plus faible sur les sites contaminés par les eaux usées quand elles ne sont laissées que 6 jours
Perret Gentil. (2012). Évaluer la qualité d'un paysage agricole grâce aux oiseaux bio-indicateurs	Suisse	Non mangrove	Avifaune	Présence des 5 groupes d'espèces (oiseaux basiques, sélectifs, en régression, rare, très menacées)		Méthode utilisée pour décrire l'état de conservation des paysages en fonction des espèces locales
Haml J. 2011. Utilisation des oiseaux aquatiques de montagne comme bioindicateurs de l'intégrité des lacs de montagne marocains	Maroc	Non mangrove	Avifaune	Nombre d'œufs, de juvéniles, indices multispécifiques	Observations in situ	Difficile de relier les descripteurs de l'avifaune à une perturbation
Bios Environnement. 2011. Etude de la structure des peuplements de l'avifaune en fonction des différents habitats forestiers des zones humides	Martinique, Guadeloupe	Tout type	Avifaune	Abondance et diversité	Observations in situ	L'abondance et la richesse semblent dépendre de la superficie des milieux et des connexions écologiques avec des milieux forestiers
Impact Mer. 2014. Diagnostic de la qualité des eaux du milieu récepteur et détermination des besoins de protection restauration des forêts humides du Galion		Tout type	Avifaune	Abondance et diversité, densité, surface terrière, hauteur de la végétation	Observations in situ	Des espèces d'oiseaux peuvent indiquer la qualité de la structure de la strate arborée. La présence de certaines espèces aux régimes alimentaires particuliers pourrait renseigner sur la qualité et la quantité du réseau trophique.
Mackenzie, J., Duke, N.C., 2012. MangroveWatch Moreton Bay 2012 Data Summary. 13/29. James Cook, University, 41 pp.	Australie	Mangrove de front de mer	Structure, vitalité	Mortalité, érosion, hauteur, densité de tige, ouverture de la canopée, nombre de trouées anthropiques	Transect côtier entre 10 et 50 m du trait de côte	Observation visuelle, utile pour de la surveillance
Herteman M. et Juhel L., 2021. Invasion des sargasses : Conséquences écologiques sur les écosystèmes de mangrove. Article sur le site du PRZHT du Comité Français de l'UICN.	Caraïbes	Tout type	Perturbations	Sargasses	/	Accumulation et piégeage dans par les racines des palétuviers rouges, stagnation sur le sédiment vaseux, dégradation du milieu par manque de lumière, diminution de l'oxygène et acidification due au sulfure d'hydrogène (H ₂ S), affecte les herbiers et récifs coralliens, asphyxie des organismes (poissons, crustacés, épibiontes), les palétuviers subissent à long terme un ralentissement de leur croissance et une diminution de leur régénération due à l'anoxie, le gaz toxique impacte la faune (crabes, poissons) et pourrait affecter les palétuviers (prolifération de bactéries sulfato-réductrices)
Imbert D., Jacques Portecop, 2008. Hurricane disturbance and forest resilience: Assessing structural vs. functional changes in a Caribbean dry forest. Forest Ecology and Management, Volume 255, Issues 8–9, 2008, Pages 3494-3501, ISSN 0378-1127	Guadeloupe	Forêt sèche	Structure, vitalité	Richesse floristique, litière, densité des tiges, surface terrière, circonférence	/	/
Aguirre-Rubi, J., Luna-Acosta, A., Ortiz-Zarragoitia, M., Zaldibar, B., Izagirre, U., Ahrens, M. J., Villamil, L., & Marigómez, I. (2018). Assessment of ecosystem health disturbance in mangrove-lined Caribbean coastal systems using the oyster Crassostrea rhizophorae as sentinel species. Science of The Total Environment, 618, 718–735. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.098	Nicaragua et Colombie	Tout type	Vitalité	Indicateurs de perturbation de la santé sous forme d'indice (IBR/n)	/	/
Bouchez, A., Pascault, N., Chardon, C., Bouvy, M., Cecchi, P., Lambs, L., Herteman, M., Fromard, F., Got, P., & Leboulanger, C. (2013). Mangrove microbial diversity and the impact of trophic contamination. Marine Pollution Bulletin, 66(1–2), 39–46.	Mayotte	Tout type	Communauté microbienne	Salinité, pH, chlorure de sodium, oxygène biologique, carbone	/	/
Kauffman, J.B. and Donato, D.C. (2012). Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests. Working Paper 86. CIFOR, Bogor, Indonesia.	Indonésie	Tout type	Structure, vitalité	/	/	/
Teyssier, M., Desrosiers, C., Hedio, C., & Kerninon, F. (2025). Assessing sargassum pressure on coastal habitats using a spatial and temporal approach at the territorial scale. Ecological Indicators, 171, 113211. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.113211	Martinique	Écosystèmes côtiers	Perturbations	Sargasses	Suivi aérien mensuel et enregistrements quotidiens issus de caméras in situ	Outil efficace de diagnostic permettant d'identifier les sites vulnérables et les périodes à risque
Resiere, D., Mehdaoui, H., Banydeen, R., Florentin, J., Kallel, H., Nevière, R., & Mégarbane, B. (2021). Health effects of decomposed Sargassum-seaweed pollution of the French West Indies coasts. Revue générale, 24(8), 137-144. https://doi.org/10.1016/j.rege.2021.05.004	Martinique	Écosystèmes côtiers	Perturbations	Fréquence et intensité des échouages de sargasses	Surveillance aérienne mensuelle et surveillance in situ par caméras	Les accumulations de sargasses > dans les parties les plus enclavées des baies (faibles conditions hydrodynamiques) comme dans les mangroves et les herbiers marins, qui sont principalement affectés par leur décomposition

Flower, J.-M.; Imbert, D. (2006). Recovery Deficiency Following Tree Mortality in Mangroves of Two Caribbean Islands: Field Survey and Statistical Classification. <i>Wetlands Ecol Manage</i> 2006, 14 (2), 185–199. https://doi.org/10.1007/s11273-005-7683-1	Guadeloupe et Martinique	Tout type	Vitalité	Mortalité	Photo-interprétation et validation terrain	Mortalité élevée dans les sites à faible salinité et forte exposition aux vagues, dans les faciès à domination de <i>Rhizophora mangle</i>
Bompy, F.; Lequeue, G.; Imbert, D.;(2014). Dulormne, M. Increasing Fluctuations of Soil Salinity Affect Seedling Growth Performances and Physiology in Three Neotropical Mangrove Species. <i>Plant Soil</i> 2014, 380 (1), 399–413. https://doi.org/10.1007/s1104-014-2100-2	Caraïbes	Tout type	Vitalité	Taux de mortalité, croissance et échanges gazeux foliaires	Conditions semi-contrôlées sous différents niveaux de salinité	Les variations saisonnières de salinité influencent fortement la morphologie et la physiologie des jeunes mangroves, on peut s'attendre à une augmentation de la mortalité des semis, impactant la structure et la composition des mangroves durant les saisons sèches
Wier, A. M., Tattar, T. A., & Klekowski, E. J. (2000). Disease of red mangrove (<i>Rhizophora mangle</i>) in southwest Puerto Rico caused by <i>Cytospora rhizophorae</i> . <i>Biotropica</i> , 32(2), 299-302. https://doi.org/10.1646/0006-3606(2000)032[0299:DORMRM]2.0.CO;2	Caraïbes	Mangrove de front de mer	Vitalité	Nécroses, circonférence des tiges	Placettes en serre et sur le terrain	Pathogènes fongiques (<i>Cytospora rhizophorae</i>) responsable de maladies chez le palétuvier rouge (chancres sur les branches), en ralentissant la croissance et en provoquant des blessures aux tiges et aux racines
Wilson, Monetta S., (2009). Development of a Mangrove Quality Index in Tampa Bay, Florida, USF Tampa Graduate Theses and Dissertations. https://digitalcommons.usf.edu/etd/90	Floride (Tampa Bay)	Mangrove de front de mer et estuarienne	Structure, faune, facteurs abiotiques	Nombre de trous de crabes, surface basale des arbres, chlorophylle dans l'eau, turbidité	5 transects terre - mer avec 4 sites sur chacun d'eux	Un outil d'évaluation simple et adapté spécifiquement à l'écosystème, repose sur des sites de référence à différents niveaux d'impact anthropique, potentiel fort pour les gestionnaires et décideurs dans le suivi et la restauration des mangroves
Majid Bakhtiyari et al., (2019). Seeing the forest as well as the trees: An expert opinion approach to identifying holistic condition indicators for mangrove ecosystems, <i>Estuarine, Coastal and Shelf Science</i> , Volume 222, 30 June 2019, p. 183-194	Générale	Tout type	Structure, vitalité, faune, facteurs abiotiques	Propriétés sédimentaires, structure forestière, biomasse, statut de la végétation, cycles du carbone, crabes et macrofaune	Questionnaire auprès d'experts, évaluation participative et priorisation des variables selon l'efficacité et les SES concernés	Approche multidimensionnelle intégrant fonctions et SES, usage d'un modèle expérimenté "driver-response", permet d'identifier rapidement des indicateurs sensibles aux pressions anthropiques, utile pour un suivi holistique
Day H. et al. (2018) Ecological Resilience Indicators for Five Northern Gulf of Mexico Ecosystems (Chapter 3. Ecological Resilience Indicators for Mangrove Ecosystems)	Golfe du Mexique	Mangrove de front de mer et estuarienne	Structure, vitalité, facteurs abiotiques	Températures minimales, nutriments (TN, TP), hauteur (m), transparence du feuillage (vue à 45°), densité de propagules/semis, indices paysagers (agrégation, connectivité, changement de couverture/ligne de rivage), abondance de certaines espèces de poissons (snook, snapper), charge en nutriments à l'échelle du bassin (SPARROW)	Placettes en serre et sur le terrain	Utile pour suivre la résilience écologique et les dynamiques spatiales à grande échelle
Tran, T. V., Reef, R., & Zhu, X. (2022). A review of spectral indices for mangrove remote sensing. <i>Remote Sensing</i> , 14(19), 4868. https://doi.org/10.3390/rs14194868	Générale	Mangrove de front de mer et estuarienne	Structure	Indicateurs de couverture spatiale, paramètres aérien (biomasse, hauteur, indice de surface foliaire LAI, densité carbonée) (NDVI, EVI, VNIR, red-edge, SWIR, etc.)	Cartographie	Outil de synthèse utile pour orienter les choix de surveillance à grande échelle
Lovelock, C. E., Ball, M. C., Martin, K. C., & C. Feller, I. (2009). Nutrient enrichment increases mortality of mangroves. <i>PloS One</i> , 4(5), e5600.	Caraïbe et Indo-Pacifique	Mangrove de front de mer et estuarienne	Structure, vitalité, facteurs abiotiques	Mortalité, ratio croissance pousse vs racines, corrélations avec salinité du sol, humidité, climat	Expérimentation in situ de fertilisation	L'enrichissement nutritif stimule d'abord la croissance aérienne, puis diminue la résilience aux stress hydriques et augmente la mortalité
Herteman, M., Fromard, F., & Lambs, L. (2011). Effects of pretreated domestic wastewater supplies on leaf pigment content, photosynthesis rate and growth of mangrove trees: A field study from Mayotte Island, SW Indian Ocean. <i>Ecological Engineering</i> , 37(9), 1283–1291.	Mayotte	Mangrove de front de mer	Structure, vitalité	Pigments foliaires (chlorophylle, caroténoïdes), taux de photosynthèse et transpiration, croissance (surface foliaire, longueur jeunes branches et propagules)	Dispositif expérimental sur parcelles	La fertilisation stimule la physiologie et la croissance des mangroves, mais l'étude précise qu'une approche plus complète (incluant eau, sédiments, faune, etc.) est nécessaire pour juger de la capacité de bioremédiation
Theuerkauff, D. (2018). Effets des rejets d'eaux usées domestiques sur la physiologie et l'écologie des crabes de mangrove, Sesarmidae et Ocypodidae [PhD Thesis, Université Montpellier]. https://theses.hal.science/tel-02063439/	Mayotte	Tout type	Crabes	Densité des terriers, composition des espèces (Sesarmidae et Ocypodidae), biomarqueurs physiologiques	In situ et en laboratoire	Les sites avec rejets d'eaux usées ont une densité de terriers plus élevée que les sites témoins : dominance accrue de <i>Parasesarma guttatum</i> , alors que d'autres espèces sont moins représentées, certains crabes (notamment les Sesarmidae détritivores) peuvent tirer parti de l'apport organique.
Jimenez, J. A., Lugo, A. E., & Cintron, G. (1985). Tree Mortality in Mangrove Forests. <i>Biotropica</i> , 17(3), 177–185. https://doi.org/10.2307/2388214	Caraïbes, Amériques, Asie	Tout type	Structure, vitalité	Taux de mortalité, distribution des classes de diamètre, causes de mortalité (environnementales vs biotiques)	/	La mortalité dite "normale" se produit naturellement dans un peuplement, même sans perturbation majeure. Elle est liée à la densité : quand la forêt est dense, les arbres se font concurrence pour la lumière, les nutriments et l'espace, et certains meurent (surtout les petits arbres). La mortalité dite "massive" (perturbations rapides) affecte toutes les tailles

Thompson, I.D.; Guariguata, M.R.; Okabe, K.; Bahamondez, C.; Nasi, R.; Heymell, V.; Sabogal, C. (2013). An operational framework for defining and monitoring forest degradation. <i>Ecol. Soc.</i> 2013, 18, 20.	Générale	Tout type	Vitalité	Services écosystémiques, structure et perturbations	/	Utile pour le suivi à grande échelle
Vásquez-Grandón, A., Donoso, P. J., & Gerding, V. (2018). Forest Degradation: When Is a Forest Degraded? <i>Forests</i> , 9(11), Article 11. https://doi.org/10.3390/f9110726	Générale	Forêts	Structure, vitalité, faune	Canopée, diamètres, stocks de biomasse, biodiversité, capacité de régénération (manque de propagules, succession interrompue)	Identification de seuils critiques où la dégradation devient irréversible	Propose des critères structurés pour reconnaître une forêt dégradée à partir de seuils opérationnels
Ma, J., Wang, J., Zheng, C., Yi, X., Song, Y., Gao, C., & Li, W. (2025). Assessment of mangrove health using the improved C-V-O-R model: A species-scale perspective. <i>Ecological Indicators</i> , 171, 113225. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.113225	Chine	Mangrove de front de mer	Structure, vitalité, facteurs abiotiques	Indicateurs physico-chimiques (pH, N, P etc.), salinité, hauteur, diamètre (DBH), couverture de canopée, biomasse aérienne, diversité spécifique (indice de Shannon), densité de tiges par espèce, indices de configuration paysagère (connectivité, fragmentation) par télédétection, distance au plan d'eau (influence des marées), pourcentage de régénération naturelle (densité de semis/propagules)	Application du modèle C-V-O-R : expérimentation terrain et télédétection	Indice de santé compris entre 0,21 et 0,95, révélant une forte variabilité spatiale sur l'île, l'approche à l'échelle des espèces rend le diagnostic plus fin et mieux adapté à la gestion locale
Van Bijsterveldt, C. E. J., Van Wesebeeck, B. K., Ramadhani, S., Raven, O. V., van Gool, F. E., Pribadi, R., & Bouma, T. J. (2021). Does plastic waste kill mangroves? A field experiment to assess the impact of macro plastics on mangrove growth, stress response and survival. <i>Science of The Total Environment</i> , 756, 143826. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143826	Indonésie	Mangrove de front de mer	Perturbation, vitalité, facteurs abiotiques	Nombre d'objets plastiques (OP) par m ² , pourcentage de couverture au sol, profondeur d'enfouissement, croissance des pneumatophores, indice de surface foliaire (LAI), taux de mortalité, chute de litière foliaire	Mesures in situ	Recouvrement partiel (50 %) toléré par les arbres avec signes de stress, recouvrement total (100 %) entraîne une baisse du LAI et une mortalité élevée, la forte croissance des racines aériennes suggère une réponse adaptative, mais l'accumulation d'OP menace la survie à long terme des mangroves
Putz, F. E., & Chan, H. T. (1986). Tree growth, dynamics, and productivity in a mature mangrove forest in Malaysia. <i>Forest Ecology and Management</i> , 17(2), 211–230. https://doi.org/10.1016/0378-1127(86)90113-1	Malaisie	Tout type	Structure, vitalité	Biomasse aérienne, productivité primaire nette, mortalité, évolution de la composition des semis	Parcelle de 0,16 ha	Utile pour comprendre la résilience des forêts matures face aux perturbations naturelles ou anthropiques
Dirberg, G., Barnaud, G., Brivois, O., Caesstecker, P., Cormier-Salem, M.-C., Cuny, P., Fiard, M., Fromard, F., Gilbert, F., & Grouard, S. (2020). Towards the development of ecosystem-based indicators of mangroves functioning state in the context of the EU water framework directive. <i>Vie et Milieu/Life & Environment</i> , 70(3–4), 303–310.	DOM TOM	Tout type	Structure, vitalité, faune, facteurs abiotiques	Croissance des arbres, densité, statut sanitaire, capacité de régénération, dégradation de la MO, activité microbienne, communauté benthique, érosion, pollution, hydro-dynamisme	Carottes sédimentaires	Utile pour répondre aux exigences de la DCE mais pas des RAM
Numbere, A. O. (2021). Natural seedling recruitment and regeneration in deforested and sand-filled Mangrove forest at Eagle Island, Niger Delta, Nigeria. <i>Ecology and Evolution</i> , 11(7), 3148–3158. https://doi.org/10.1002/ece3.7262	Nigéria	Mangrove régénérée post-déforestation	Structure, vitalité, faune, facteurs abiotiques	Nombre de semis, diversité des espèces, conditions du sol (nutriments, texture, salinité, pH), concentrations chimiques (fer, nitrate, cuivre, cadmium), communauté microbienne	8 parcelles de 487,77 m ²	Recrutement naturel dominé par A. germinans, favorisé par les sols boueux riches en matière organique et la connectivité hydrologique, pas d'effet détectable des métaux lourds
Bangun, A. P., Wahyuningsih, H., & Muhtadi, A. (2018). Impacts of macro-and microplastic on macrozoobenthos abundance in intertidal zone. <i>IOP Conference Series: Earth and Environmental Science</i> , 122(1), 012102.	Indonésie	Écosystèmes côtiers	Perturbations, faune	Macrozoobenthos, pollution plastique (macro MaP et microplastiques MiP)	Quadrats (1m ²) et carottes sédimentaires	L'abondance est significativement négativement corrélée à la densité de MiP ($r \approx -0,368$) et encore plus fortement aux MaP ($r \approx -0,633$) = la pollution plastique affecte la faune benthique
Lisa Macera. Restauration des écosystèmes de mangroves : évaluation et amélioration des pratiques à travers une étude comparative de projets à l'échelle mondiale. <i>Géographie. Université Côte d'Azur</i> , 2024. Français. fNNT : 2024COAZ2015ff. ffile-04652570ff	Mayotte, Sénégal, Bénin	Tout type	Structure, vitalité, faune, perturbations	Taux de recouvrement, texture du substrat, érosion, périophtalme, crabes, richesse spécifique des palétuviers, plantules, mortalité, EEE, pathogènes et parasites, stigmates d'usage, agriculture, élevage, infrastructures humaines, macrodéchets, exutoire / eaux usées	Transect	Outil de diagnostic rapide (RAM Mangroves) basé sur 16 descripteurs et utile pour de la restauration
Fulanda, B., & Okoyo, R. (2017). Crab burrow density as an indicator of mangrove health: Case study Kilifi Creek, Kenya. In: <i>Proceedings of the 10th WIOMSA Scientific Symposium</i> , Dar es Salaam, Tanzania, October 2017. WIOMSA.	Kenya	Tout type	Crabes, structure	Densité et taille des terriers, largeur de carapace (CL, cm) et poids corporel (BW, g) utilisés pour calculer l'indice de condition corporelle (K), espèces présentes (Avicennia marina dominante), hauteur et densité du couvert végétal	Quadrats (1 m ²) le long de transects de 50 m	Densité et taille des terriers corrélées à la santé et à la structure de la mangrove, indicateur rapide de l'état de l'écosystème

Annexe 1 : Synthèse bibliographique basée sur la littérature régionale et internationale utilisée pour la sélection finale des métriques finales.

ST :	Date :	Opérateurs :	Début : Fin :	X : -61, Y : 16,	Météo :
-------------	---------------	---------------------	--------------------------------	-----------------------------------	----------------

Commentaires :	Indicateurs complémentaires			
	Hydrologiques		Sédimentaires	
	pH :	Salinité :	Nature du substrat : <input type="checkbox"/> Sable <input type="checkbox"/> Tourbe <input type="checkbox"/> Vase <input type="checkbox"/> Terre	Commentaires supplémentaires : • Cohésion : • Couleur : • Odeur :

Indicateur de structure arborée

	Hauteur (m)				Circonférence (cm)				Densité adultes (pieds/100m ²)				Fragmentation		Flore vasculaire	
	<i>Rhizophora mangle</i>	<i>Avicennia germinans</i>	<i>Laguncularia racemosa</i>	<i>Conocarpus erectus</i>	<i>Rhizophora mangle</i>	<i>Avicennia germinans</i>	<i>Laguncularia racemosa</i>	<i>Conocarpus erectus</i>	<i>Rhizophora mangle</i>	<i>Avicennia germinans</i>	<i>Laguncularia racemosa</i>	<i>Conocarpus erectus</i>	0 = la mangrove est très fragmentée, les patchs sont peu nombreux, de petites tailles et distants de plusieurs dizaines, voire centaines de mètres, couvrant moins de 20% du substrat 1 = la mangrove est fragmentée, les patchs sont nombreux, de petites tailles, distants de plusieurs mètres à une dizaine de mètres et couvrent moins de 50% du substrat 2 = la mangrove est peu fragmentée, les patchs sont coalescents et couvrent plus de 50% du substrat. 3 = la mangrove est continue et couvre plus de 80% du substrat	Naturelle	Anthropique	Dominance : 0 = nombreuses sp exogènes (≠2) 1 = quelques sp exogènes (<2) 2 = nombreuses sp indigènes (≠2) 3 = quelques sp indigènes (<2) 4 = aucune autre espèce Espèces recensées : - - -
1																
2																
3																
4																
5																

Indicateur de vitalité

	Érosion (0 - 3)	Mortalité (0 - 2)	État de santé (0 - 2)				Gaulis (0 - 2)	Plantules (0 - 3)
	0 = de nombreux arbres présentent des racines souterraines entièrement apparentes et plusieurs sont déstabilisés ou couchés 1 = des racines sont apparentes, le substrat est érodé, certains arbres sont penchés mais aucun n'est entièrement déraciné 2 = le substrat présente des tracés d'érosion mais le système racinaire souterrain principal n'est pas visible et aucun arbre ne paraît déstabilisé 3 = aucun signe d'érosion n'est perceptible et les racines souterraines sont invisibles	0 = de nombreux pieds morts (>5) 1 = quelques pieds morts (≤5) 2 = aucun pied mort	<i>Rhizophora mangle</i>	<i>Avicennia germinans</i>	<i>Laguncularia racemosa</i>	<i>Conocarpus erectus</i>	0 = aucun ou très peu gaulis (≠2) 1 = quelques gaulis (3 - 10) 2 = de nombreux gaulis (>10) <i>Gaulis = >1m et circonférence <10 cm</i>	0 = recouvrement < 25% 1 = entre 25 et 50% de recouvrement 2 = entre 50 et 75% de recouvrement 3 = recouvrement > 75% <i>Plantule = < 1m</i>
			0 = de nombreuses nécroses foliaires, des branches mortes et des symptômes de maladies sont visibles 1 = quelques nécroses foliaires, des branches mortes et des symptômes de maladies sont visibles 2 = les nécroses foliaires, branches et symptômes de maladies sont très rares					

Indicateur de faune associée			
Épibiontes (0 - 3)	Avifaune (0 - 3)	Poissons (0 - 3)	Crabes (0 - 4)
<p>0 = aucun épibionte 1 = quelques épibiontes du même taxon 2 = quelques épibiontes de différents taxons 3 = nombreux épibiontes de même ou différents taxons</p> <p>Rappel sur les groupes taxonomiques :</p> <ul style="list-style-type: none"> - éponges - mollusques bivalves (moules, huîtres, palourdes...) - mollusques gastéropodes (escargots, limace de mer, Melampus coffea) - algues 	<p>0 = aucune espèce observée, aucune traces, fèces, nid, chant ... 1 = aucune espèce observée mais présence de traces, fèces, nid, chant ... 2 = rares individus observés, quelque soit le nombre de traces, fèces, nid, chant ... 3 = nombreux individus observés, quelque soit le nombre de traces, fèces, nid, chant ...</p> <p>Exemples d'espèces communes : paruline jaune, coulicou manioc, merle à lunette, aigrettes, hérons, balbuzard pêcheur, dendrocorynes, colibri, quiscale merle...</p>	<p>0 = aucun individu observé 1 = peu d'espèces et d'individus observés 2 = peu d'espèces mais de nombreux individus observés 3 = de nombreuses espèces et de nombreux individus ont été observés</p>	<p>0 = aucun crabes ni terriers observés 1 = quelques crabes de même espèce <u>et/ou</u> quelques terriers de même taille (≤ 10) 2 = quelques crabes d'espèces différentes <u>et/ou</u> quelques terriers de tailles différentes (≤ 10) 3 = nombreux crabes de même espèce <u>et/ou</u> nombreux terriers de même taille (> 10) 4 = nombreux crabes d'espèces différentes <u>et/ou</u> nombreux terriers de tailles différentes (> 10)</p>
Indicateur de perturbation			
EEE (0 - 3)	Stigmates d'usages (0 - 2)	Macrodéchets (0 - 2)	Sargasses (0 - 2)
<p>3 = nombreux (≥ 2), quelque soit le nombre de traces 2 = rares (< 2), quelque soit le nombre de traces 1 = aucune, mais présence de traces 0 = aucune, pas de présence de traces</p> <p>Exemples d'EEE : raton-laveur, rats...</p>	<p>2 = les stigmates d'usage sont nombreux et récents, la mangrove est surexploitée et surexploitée 1 = les stigmates d'usage sont visibles, mais peu nombreux et ne semblent pas affecter directement la vitalité de l'écosystème 0 = aucun stigmate d'usage ou d'exploitation n'est visible, quel que soit le niveau de vitalité général de la mangrove</p> <p>Exemples de stigmates d'usage : tassement, coupe, écorçage, brûlis, piège à poissons / crabes, pâturage et piétinement..</p>	<p>2 = déchets nombreux, variés, récents et visibles sur toute la placette 1 = quelques macrodéchets isolés, peu variés 0 = aucun macrodéchet visible sur la placette</p> <p>Exemples de macro déchets : plastique, textile, métaux, verre, dépôt sauvage (gravats, pneus, meubles...)</p>	<p>2 = sargasses nombreuses, récentes, forte odeur de décomposition 1 = quelques sargasses, majoritairement isolés, faible odeur de décomposition 0 = aucune sargasse, aucune odeur de décomposition</p>

Annexe 2 : Fiche de relevé utilisée lors de la campagne de terrain après révision des métriques du protocole MANRAM.

FRIC03 - Petit Cul-de-sac Marin



Qualité de la masse d'eau 2017-2022 (ODE)

● **Type de masse d'eau** : fond de baie

Biologique	Physico-chimique	Hydrogéomorphologique
Médiocre	Bon	Mauvais État
État écologique global		
Médiocre		

Pressions sur la masse d'eau

Fort	Assainissement collectif, rejets industriels, clapage / dragage / extraction, artificialisation du littoral, dynamique du trait de côte
Moyen	Assainissement autonome, N agricole, tourisme, micro-polluants des eaux pluviales, espèces invasives, sargasses
Faible	Produits phytosanitaires

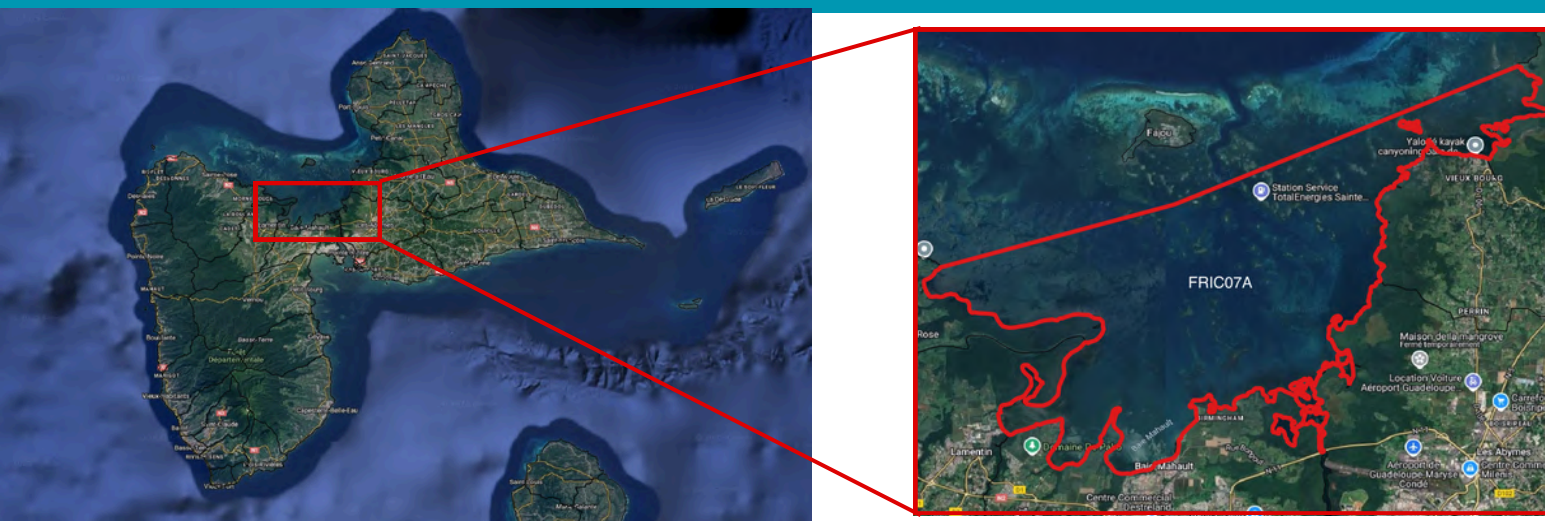
DEAL (2019). Rapport au comité de l'Eau de la Biodiversité : Révision de l'État Des Lieux du SDAGE 2019. Synthèse.

Herteman, M. (2024). Mangroves et forêts marécageuses des Antilles : une continuité écologique indispensable mais fragile. Étude préliminaire à la Liste rouge des écosystèmes des mangroves et forêts marécageuses des Antilles françaises. Rapport d'étude pour le comité français de l'UICN.

Impact Mer (2017). Evaluation de l'état de santé des mangroves de Martinique - Phase 1 : Choix des descripteurs potentiels de l'état de santé des mangroves. Rapport d'étude pour le Conservatoire du littoral, 65 p.

CREOCEAN (2023). Suivi du réseau de surveillance des masses d'eau côtières du district de la Guadeloupe 2018-2021 au titre de la DCE : Physico-chimie, phytoplancton, communautés coralliennes et herbiers – Année 2022 (Rapport n° 181066F-I V0). Rapport d'étude par CREOCEAN pour l'Office de l'Eau de Guadeloupe (ODE), 240 p.

FRIC07A - Grand Cul-de-sac Marin (Sud)



Qualité de la masse d'eau 2017-2022 (ODE)

- **Type de masse d'eau** : fond de baie

Biologique	Physico-chimique	Hydrogéomorphologique
Moyen	Moyen	Très Bon État
État écologique global		
Moyen		

Pressions sur la masse d'eau

Fort	Assainissement collectif
Moyen	Assainissement autonome, N agricole, rejets industriels, clapage / dragage / extraction, dynamique du trait de côte, tourisme, espèces invasives
Faible	Produits phytosanitaires, artificialisation du littoral, micro-polluants des eaux pluviales, sargasses

DEAL (2019). Rapport au comité de l'Eau de la Biodiversité : Révision de l'État Des Lieux du SDAGE 2019. Synthèse.

Herteman, M. (2024). Mangroves et forêts marécageuses des Antilles : une continuité écologique indispensable mais fragile. Étude préliminaire à la Liste rouge des écosystèmes des mangroves et forêts marécageuses des Antilles françaises. Rapport d'étude pour le comité français de l'UICN.

Impact Mer (2017). Evaluation de l'état de santé des mangroves de Martinique - Phase 1 : Choix des descripteurs potentiels de l'état de santé des mangroves. Rapport d'étude pour le Conservatoire du littoral, 65 p.

CREOCEAN (2023). Suivi du réseau de surveillance des masses d'eau côtières du district de la Guadeloupe 2018-2021 au titre de la DCE : Physico-chimie, phytoplancton, communautés coralliennes et herbiers – Année 2022 (Rapport n° 181066F-I V0). Rapport d'étude par CREOCEAN pour l'Office de l'Eau de Guadeloupe (ODE), 240 p.

FRIC07B - Grand Cul-de-sac Marin (Nord)



Qualité de la masse d'eau 2017-2022 (ODE)

- **Type de masse d'eau** : récif barrière

Biologique	Physico-chimique	Hydrogéomorphologique
Moyen	Bon	Très Bon État
État écologique global		
Moyen		

Pressions sur la masse d'eau

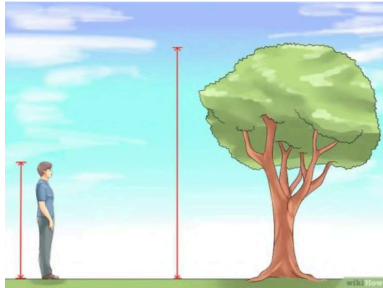
Fort	Assainissement collectif
Moyen	N agricole, produits phytosanitaires, décharges, dynamique du trait de côte, tourisme, espèces invasives
Faible	Assainissement autonome, artificialisation du littoral, micro-polluants des eaux pluviales, sargasses

DEAL (2019). Rapport au comité de l'Eau de la Biodiversité : Révision de l'État Des Lieux du SDAGE 2019. Synthèse.

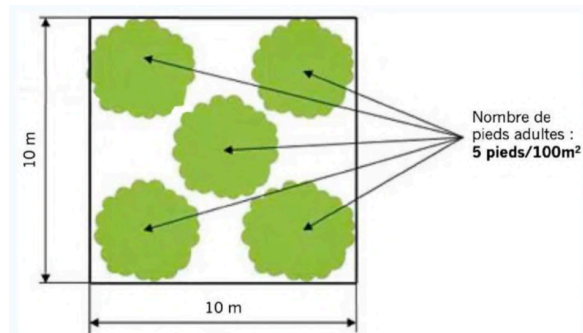
Herteman, M. (2024). Mangroves et forêts marécageuses des Antilles : une continuité écologique indispensable mais fragile. Étude préliminaire à la Liste rouge des écosystèmes des mangroves et forêts marécageuses des Antilles françaises. Rapport d'étude pour le comité français de l'UICN.

Impact Mer (2017). Evaluation de l'état de santé des mangroves de Martinique - Phase 1 : Choix des descripteurs potentiels de l'état de santé des mangroves. Rapport d'étude pour le Conservatoire du littoral, 65 p.

Annexe 3 : Fiches descriptives des Masses d'eaux Côtières échantillonnées en Guadeloupe.



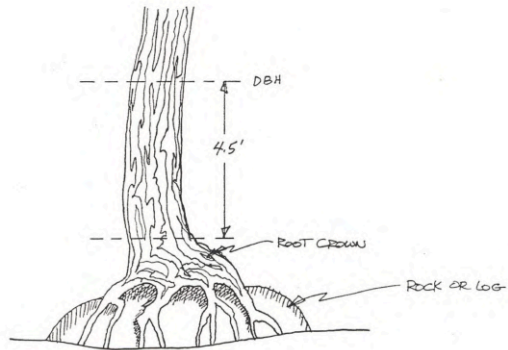
Hauteur (m) : méthode de duplication de la taille du 2e observateur à l'aide d'un stylo BIC.



Densité d'adultes (100m²) : principe de dénombrement par placette.



État de santé : exemple de symptômes de brûlure et broutage par les insectes (gauche), de viroses et pustules (centre), de nid de termites (droite) observés en Guadeloupe.



Circonférence : méthode de calcul de la circonférence des palétuviers à hauteur de poitrine (DBH) à l'aide d'un décamètre.

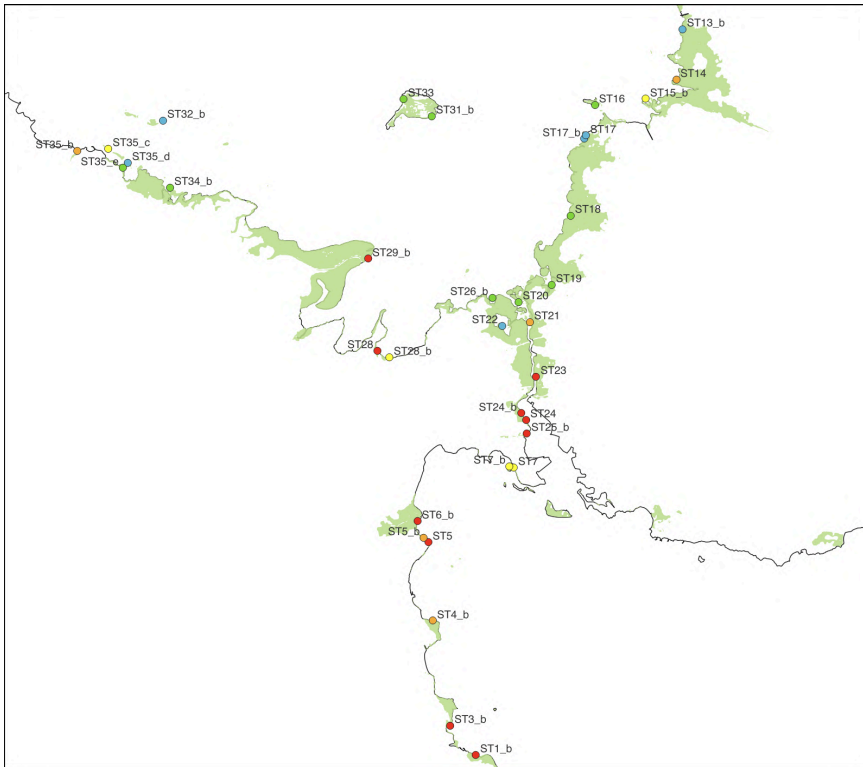


pH : utilisation d'un pH mètre (modèle pH 22 - Horiba LAQUA)



Salinité : utilisation d'un réfractomètre (ATC)

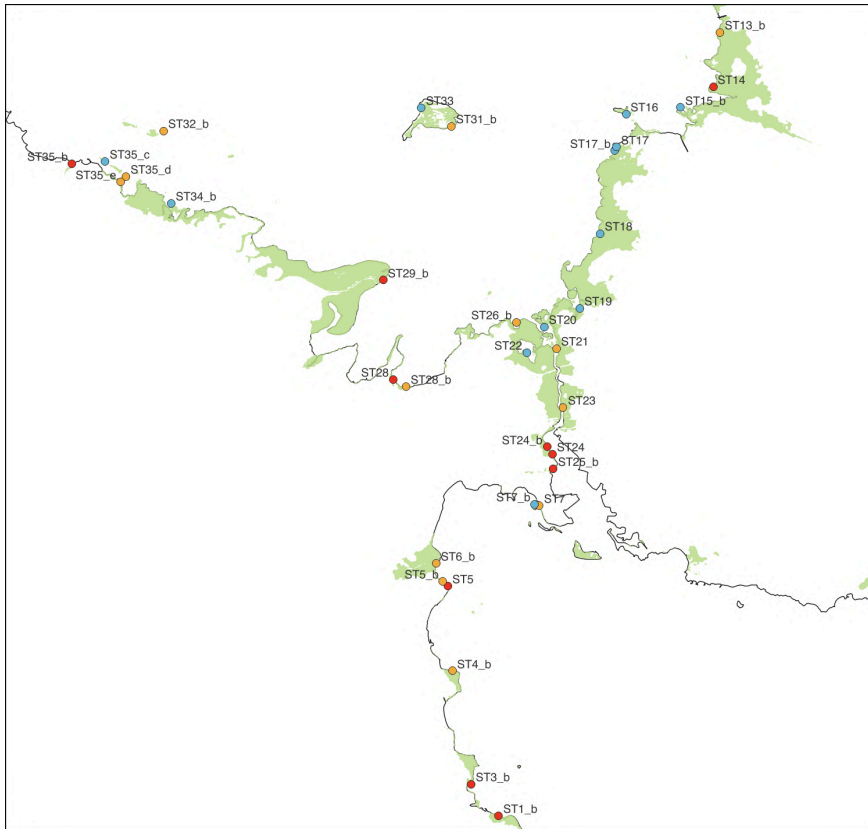
Annexe 4 : Méthodologie et outils utilisés pour le relevé des métriques sur le terrain.



Annexe 5a : Carte de répartition des scores globaux MANRAM, intégrant les quatre indicateurs thématiques (structure, vitalité, faune, perturbations).



Annexe 5b : Carte de répartition des scores globaux MANRAM, intégrant les trois indicateurs thématiques d'état écologique (structure, vitalité, faune).



Annexe 5c : Carte de répartition des scores de l'indicateur perturbations (basé exclusivement sur les macrodéchets).