

Évaluation des valeurs d'usage indirect des récifs coralliens et écosystèmes associés de Mayotte

Ewan Trégarot, Pierre Failler, Cindy C. Cornet et Jean-Philippe Maréchal

Volume 20, numéro 2, octobre 2020

Varia

URI : <https://id.erudit.org/iderudit/1079243ar>

DOI : <https://doi.org/10.4000/vertigo.28543>

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

Université du Québec à Montréal
Éditions en environnement VertigO

ISSN

1492-8442 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

Trégarot, E., Failler, P., Cornet, C. C. & Maréchal, J.-P. (2020). Évaluation des valeurs d'usage indirect des récifs coralliens et écosystèmes associés de Mayotte. *VertigO*, 20(2). <https://doi.org/10.4000/vertigo.28543>

Résumé de l'article

Les récifs coralliens de Mayotte (342 km²), ainsi que ses mangroves (8,46 km²) et ses herbiers (7,60 km²) procurent des services écosystémiques dont les plus importants sont la protection côtière, la séquestration de carbone, le traitement des eaux et la production de biomasse halieutique. La quantité et la qualité de ces services diminuent de manière régulière depuis plusieurs années et elles devraient continuer de la sorte si aucune mesure n'est prise pour contenir les pressions anthropiques. La couverture corallienne des récifs frangeants a ainsi diminué de 60 % en 15 ans et celle du récif barrière de 15 % en 8 ans, alors que les fronts pionniers de *Sonneratia* des mangroves ont régressé de 13 % en 6 ans. La qualité écologique des masses d'eaux suggère quant à elle un état dégradé des herbiers. La valeur monétaire annuelle de l'ensemble de ces services est actuellement estimée à 151 millions d'euros. Si les écosystèmes étaient en parfait état écologique, elle s'élèverait alors à 188 millions d'euros. Cet article montre ainsi que la préservation des écosystèmes côtiers est primordiale d'un point de vue économique.



Évaluation des valeurs d'usage indirect des récifs coralliens et écosystèmes associés de Mayotte

Ewan Trégarot, Pierre Failler, Cindy C. Cornet et Jean-Philippe Maréchal

Introduction

- 1 Les récifs coralliens font partie des écosystèmes marins les plus productifs et les plus riches, notamment en termes de biodiversité (Wilkinson, 2008). À l'échelle du globe, un cinquième d'entre eux ont été détruit et la moitié de ceux qui subsistent sont menacés de disparition (Hoegh-Guldberg, 2014 ; Bridge et al., 2013 ; Burke et al., 2011 ; Wilkinson, 2008). Au-delà de leur valeur écologique (habitats, frayères, etc.) et de leur fonction de protection du littoral, les récifs coralliens et les écosystèmes qui leur sont associés (herbiers, mangroves et vasières) revêtent une dimension économique et sociale importante pour l'outre-mer français en raison des activités de pêche, de tourisme et de récréation qui en dépendent.
- 2 Depuis 2006, le gouvernement français met en œuvre un programme d'évaluation de la valeur économique totale (VET) des récifs coralliens et écosystèmes associés (RCEA) de l'ensemble des territoires d'outremer français dans le cadre de l'Initiative française pour les récifs coralliens (IFRECOR). À cette fin, un guide méthodologique d'évaluation des valeurs d'usage indirect a été élaboré et approuvé par le ministère de l'Environnement. Ses lignes directrices, produites par Maréchal et al. (2014), ont été incluses dans les termes de référence de l'évaluation monétaire des services écosystémiques de Mayotte. Ainsi, la VET, exprimée en euro/an, constitue la somme des valeurs d'usage direct (VUD) liées aux activités d'extraction ou de loisir, des valeurs d'usage indirect (VUI) relatives aux fonctions écologiques, et des valeurs de non usage (VNU) relatives à la dimension spirituelle et d'existence de la nature (Corvalan et al., 2005).

- 3 Dans ce contexte, le présent travail a été réalisé à Mayotte en 2014 et 2015. Cette collectivité territoriale d'outre-mer a acquis depuis 2011 le statut de département et région d'outre-mer. Le dernier recensement de la population dénombre 235 132 habitants (INSEE, 2016) pour une superficie de 376 km², faisant de cette île le département d'outre-mer ayant la plus forte densité démographique (625 hab./km²).
- 4 L'objectif de cet article est de présenter la valeur monétaire des VUI propres aux services écologiques rendus par les RCEA de Mayotte. Ces services de protection côtière, de séquestration du carbone, de purification des eaux et de production de biomasse ne font pas l'objet d'échanges marchands.
- 5 D'après Schröter (2005), une augmentation de la vulnérabilité des habitats est susceptible de diminuer l'offre des services écosystémiques. La vulnérabilité des habitats marins est ainsi importante à évaluer pour cerner les menaces anthropiques qui les affectent (Halpern et al., 2007) et affiner l'estimation des services rendus par ces écosystèmes (Bouahim et al., 2015 ; Cabral et al., 2015). À ce titre, cet article présente un aspect rarement pris en compte dans l'évaluation des services écologiques littoraux, à savoir l'état de santé des écosystèmes étudiés. Un écosystème en bonne santé dispose d'une pleine capacité de production de services, capacité qui diminue au fur et à mesure que celui-ci se trouve perturbé, pollué, fragilisé, etc. En d'autres termes, un écosystème en bonne santé produit des services écologiques supérieurs en quantité et en qualité qu'à ce même écosystème en mauvais état. L'Observatoire du Milieu marin martiniquais a développé, dans le cadre du suivi écologique du littoral (Legrand 2008), une méthode d'étalonnage de l'état de santé pour les récifs coralliens de la Martinique qui est appliquée ici aux récifs de Mayotte et est étendue aux autres écosystèmes littoraux (herbiers et mangroves). Cet article apporte sur ce point un éclairage supplémentaire sur la manière de prendre en compte cette variable clé de l'évaluation des services écologiques littoraux.
- 6 Cet article est structuré en 3 parties comme suit. Dans la première partie sont présentés le matériel et méthode propre à l'évaluation des services écosystémiques de protection côtière, séquestration carbone, épuration des eaux et production de biomasse. Dans la deuxième partie, les résultats présentent l'état de santé des écosystèmes côtiers de Mayotte puis les fonctions de production retenues sont décrites avant d'aborder les facteurs de pondération permettant d'affiner la quantité de services rendus. À partir de ces éléments, une évaluation monétaire des VUI est proposée en prenant en compte les facteurs de pondération de l'état de santé des écosystèmes. Enfin, dans la troisième partie, une discussion est proposée sur les aspects et les résultats les plus importants de cet article, notamment ceux qui contribuent à l'élaboration des politiques publiques. Une conclusion reprend ensuite de manière synthétique, les éléments à retenir.

Matériel et méthode

- 7 L'évaluation des services écosystémiques a été réalisée à Mayotte selon la méthode développée par Maréchal et al. (2014) dans le cadre du thème d'intérêt transversal « Évaluation socio-économique » de l'IFRECOR. Elle se présente en cinq étapes : (1) identification des services écologiques associés aux usages indirects, (2) cartographie des écosystèmes et caractérisation de leur état de santé, (3) définition des fonctions de production et calcul des quantités de services produits (4) application d'un coefficient de pondération et (5) détermination des valeurs (monétaire) d'usage indirect.

Identification des services écosystémiques

- 8 L'identification des services écologiques associés aux usages indirects a été faite en reprenant la classification établie lors du Millenium Ecosystem Assessment (Corvalan et al., 2005). Une revue de la littérature sur la biodiversité marine et côtière de Mayotte a été réalisée pour collecter des informations sur la répartition des RCEA avant le travail sur le terrain (PARETO, 2013 ; Herteman, 2010 ; Jamon et al., 2010 ; Jeanson, 2009 ; Wickel et Thomassin, 2005). Les services écosystémiques retenus pour Mayotte sont des services de régulation : protection côtière contre l'érosion, séquestration du carbone atmosphérique, purification des eaux côtières et production de biomasse (dont une partie de la biomasse est sujette à la pêche).
- 9 Dans le cas de la protection côtière, étant donné la juxtaposition des barrières naturelles de protection à Mayotte, il est considéré :
- que la barrière récifale externe (210 km de linéaire côtier – Thomassin et al., 1989) assure une protection côtière totale,
 - que les récifs internes (double barrière et récif frangeant), les mangroves et les herbiers, ont des valeurs de protection côtière « optionnelles » la plupart du temps, mais non négligeables en cas d'évènements climatiques exceptionnels.
- 10 La séquestration carbone, quant à elle, n'est pas prise en compte pour les récifs coralliens du fait du manque de données et de la complexité des processus impliqués. En effet, la calcification des coraux comme processus de stockage du carbone est significative, mais il faut également tenir compte de la respiration des organismes et de la dissolution des coraux pour lesquelles le CO₂ est alors remis en circulation dans l'atmosphère (Shaw et al., 2015).
- 11 Le tableau suivant (Tableau 1) synthétise les fonctions de production retenues pour les RCEA de Mayotte.

Tableau 1. Fonctions de production et de régulation retenues pour les écosystèmes marins de Mayotte / Selected production and regulating functions of Mayotte's marine ecosystems.

Services	Récifs coralliens				
	Barrière externe	Barrière interne	Récif frangeant	Mangroves	Herbiers
Protection côtière	✓	option	option	option	option
Traitement des eaux		✓		✓	✓
Séquestration carbone		X		✓	✓
Production de biomasse		✓		✓	✓

Y fonction de production retenue ; X fonction de production non retenue ; « option » indique une fonction de production prise en compte séparément / Y production function selected ; X production function not selected ; « option » indicates a production function taken into account separately.

Cartographie des écosystèmes et caractérisation de leur état de santé

- 12 Les cartographies des récifs frangeants (Wickel et Thomassin, 2005) et de la barrière externe (PARETO, 2013) ont permis d'estimer leur surface (nécessaire à l'évaluation des

services de séquestration, de purification de l'eau et de production de biomasse) et le linéaire de chaque écosystème (nécessaire au calcul du service de protection côtière). L'état de santé a ensuite été évalué à partir de la couverture corallienne effective qui correspond à la surface réellement couverte de structures récifales vivantes par rapport à celle du récif dans son ensemble. D'un autre côté, la cartographie fine des mangroves réalisée par Jeanson (2009) a permis de caractériser les tannes salées, l'arrière mangrove, les mangroves médiolittorales centrales et internes et les fronts pionniers à *Sonneratia alba*, une espèce de palétuvier. L'état de santé des mangroves de Mayotte a été appréhendé d'après leur vulnérabilité, établie selon les critères d'évaluation de la liste rouge des écosystèmes français (UICN France, 2017). Les discussions avec les membres de l'Office National des Forêts et de l'UICN lors de la réunion de validation des critères de vulnérabilité ont permis de mieux préciser cet état de santé. Enfin, la cartographie élaborée par Loricourt (2005) a été utilisée pour les herbiers. L'état de santé des herbiers n'ayant pas encore fait l'objet d'une évaluation, il a été estimé d'après l'état des masses d'eau de Mayotte évalué dans le cadre de la Directive-cadre sur l'eau (PARETO et ASCONIT, 2013).

Fonctions de production et de régulation, et estimation des services

- 13 L'estimation des services écosystémiques repose sur l'évaluation de la surface des écosystèmes, de leurs états de santé et de leurs niveaux de production maximale pour chaque service (Tableau 2).

Tableau 2. Fonctions de production et de régulation, et estimation des services / Production and regulating functions, and services assessment.

Service d'usage indirect	Définition	Données utilisées pour l'estimation des services
Protection côtière	Capacité d'un écosystème à atténuer l'énergie des vagues	<ul style="list-style-type: none"> • Linéaire côtiers / surface des écosystèmes jouant un rôle de protection • Coefficient d'atténuation de l'énergie des vagues fournit par l'écosystème • État de santé des écosystèmes
Traitement des eaux	Capacité d'un écosystème à absorber les nutriments	<ul style="list-style-type: none"> • Surface des écosystèmes jouant un rôle de traitement des eaux • État de santé des écosystèmes
Stockage du carbone	Capacité d'un écosystème à absorber le carbone atmosphérique ou dissous	<ul style="list-style-type: none"> • Surface des écosystèmes • Taux d'absorption moyen du carbone par l'écosystème • État de santé des écosystèmes
Production de biomasse	Capacité d'un écosystème à produire une biomasse en poisson exploitable	<ul style="list-style-type: none"> • Taux de production de biomasse par l'écosystème. • Part d'espèces commerciales et exploitables

- 14 Alors que la protection côtière, la séquestration du carbone et les services de production de biomasse bénéficient de références étendues, l'évaluation du traitement des eaux est basée uniquement sur la référence de Costanza et al. (1997) en l'absence d'autres références pouvant venir valider ce résultat à notre connaissance.

Protection côtière

- 15 La protection côtière est un service très important pour faire face à des événements climatiques exceptionnels comme les tsunamis ou les houles cycloniques (Kunkel et al., 2006). En effet, les structures récifales absorbent par exemple jusqu'à 90 % de leur énergie (Ferrario et al., 2014). Dans le cas où de telles conditions extrêmes menacent le littoral mahorais, la barrière récifale interne, le récif frangeant, les herbiers et enfin les mangroves pourraient atténuer la majeure partie de l'énergie restante des vagues. En effet, les herbiers stabilisent le sédiment et atténuent l'énergie des vagues d'environ 40 % (Christianen et al., 2013 ; Fonseca et Cahalan, 1992). Les mangroves quant à elles, dissipent l'énergie des vagues et atténuent significativement leur hauteur sur des distances très courtes (Jeanson, 2009), et forment la dernière barrière physique du littoral de Mayotte. Les palétuviers du genre *Sonneratia*, qui caractérisent le front pionnier des mangroves, absorbent ainsi environ 50 % de l'énergie des vagues sur une distance de 100 m (Mazda et al., 2006). Dans le cas d'un événement climatique exceptionnel, seuls deux secteurs de Mayotte seraient plus sensibles à la houle cyclonique, selon la direction des vagues qui peuvent entrer dans le lagon par les passes récifales. Il s'agit de Pointe Kani au sud et de la baie de Tsingoni sur la côte ouest où la hauteur des vagues peut dépasser 1 m, contre moins de 50 cm pour le reste du littoral mahorais (Lecacheux et al., 2007).

Séquestration du carbone

- 16 Les mangroves et les herbiers constituent des puits à carbone importants et contribuent respectivement à 14 % et 15 % de la capacité de stockage totale du carbone par les océans (Donato et al., 2011 ; Laffoley et Grimsditch, 2009 ; Waycott et al., 2009). L'évaluation du service de séquestration carbone se base sur la productivité primaire nette des écosystèmes, qui correspond au bilan entre la photosynthèse et la respiration, exprimé en tC/ha/an. Les productivités nettes des communautés à *Sonneratia*/*Avicennia* et celles à *Rhizophora* sont respectivement de 9,54 tC/ha/an et 10,5 tC/ha/an (Poungparn et Komiyama, 2013). La productivité nette des herbiers de phanérogames est estimée à 1,19 tC/ha/an (Duarte et al., 2010). Ces valeurs ont été appliquées aux mangroves et aux herbiers de Mayotte. Dans le cadre de la réduction des émissions de gaz à effet de serre, la productivité primaire nette est ensuite convertie en CO₂ équivalent d'après les masses molaires respectives du carbone et du dioxyde de carbone (12 et 44 g/mol).

Traitement des eaux

- 17 Le traitement des eaux correspond à la capacité d'absorption des nutriments par les écosystèmes, rapportée à leur surface et leur état de santé. Les récifs coralliens ont des capacités très faibles de traitement des eaux. Cependant, la dégradation des récifs coralliens de Mayotte s'accompagne d'un envahissement algal ce qui a pour conséquence d'augmenter la capacité de traitement des eaux de ces récifs, d'autant plus

que la couverture algale est importante. D'autre part, les capacités de bio-remédiation des mangroves sont importantes, et ont notamment été évaluées à Mayotte sur le site de Malamani sur des volumes d'eau usées extrêmement réduits (Herteman, 2010). Toutefois, dans cette étude, nous évaluons la capacité des mangroves à épurer les eaux des bassins versants, enrichies en nutriments, et non pas la capacité des mangroves à traiter directement les eaux usées. Les herbiers, quant à eux, piègent une partie des sédiments chargés en nutriments, agissant comme des filtres des eaux côtières (Duarte, 2000). De plus, les phanérogames « purifient » une partie de l'eau en absorbant minéraux et nutriments dissous pour leur propre croissance.

Production de biomasse

- 18 La production de biomasse de poisson représente la capacité de l'écosystème à produire une biomasse de poisson capturable et commercialisable. Une partie de ce service constitue également un service d'approvisionnement, toutefois dans cette étude, il représente la capacité des écosystèmes marins côtiers à fournir un habitat pour les espèces de poissons. En effet, les récifs coralliens fournissent un habitat et une aire de nurserie pour de nombreuses espèces de poissons et constituent des zones de pêche très importantes pour subvenir aux besoins de la population. En outre, les fronts pionniers à *Sonneratia alba* sont les habitats les plus longtemps submergés par les eaux marines et abritent 58 espèces de poissons (Ponton et al., 2013). Enfin, les herbiers forment également des aires de nurseries pour de nombreux juvéniles de poissons qui utilisent la canopée dense des herbiers comme abri durant leur croissance (Pogoreutz et al., 2012). D'autres espèces de plus grande taille, qui peuvent aussi être ciblées pour la pêche à Mayotte, utilisent quant à elles les herbiers comme zone de transition pour se nourrir et chasser (Unsworth et al., 2008).

Application d'un coefficient de pondération

- 19 Les fonctions de production et de régulation sont pondérées selon la quantité du service rendu par l'écosystème dépendant elle-même de son état. Les indices d'état de santé ou de niveau de vulnérabilité des biocénoses marines sont élaborés à partir de références prises dans la littérature. Ils sont appliqués à une fonction qui correspondrait à 100 % du service rendu pour un écosystème en parfaite condition écologique. Cet état écologique en « parfaite condition » est un état théorique pour lequel quelques indicateurs existent pour chaque écosystème. Ainsi le taux de couverture corallienne est généralement utilisé pour caractériser l'état écologique des récifs coralliens, la densité et la hauteur des palétuviers ou phanérogames marines sont souvent indiquées pour les mangroves et les herbiers, respectivement (Dirberg, 2015 ; Taureau et al., 2015). Ainsi, la pondération du service de protection côtière rendu par les récifs coralliens se base sur leurs états de santé (PARETO, 2013 ; Wickel et Thomassin, 2005) et sur les résultats de Sheppard et al. (2005) et Ferrario et al. (2014) considérant que :
- une mortalité de 100 % des récifs coralliens entraîne une diminution de l'effet d'atténuation des vagues de 10 % en moyenne sur les platiers récifaux aux Seychelles, dont la communauté corallienne était dominée par les genres *Acropora* et *Porites* ainsi que la famille des *Faviidae* (Sheppard et al., 2005),

- la barrière externe absorbe jusqu'à 91 % de l'énergie des vagues, d'après une méta-analyse pour des crêtes récifales dont la profondeur est généralement inférieure à 2 m (Ferrario et al., 2014),
 - il existe une relation linéaire entre l'état de santé des récifs coralliens et l'efficacité d'atténuation,
 - la largeur du platier influence l'atténuation de l'énergie restante.
- 20 La largeur du platier récifal est en moyenne de 1 150 m pour la barrière externe (comprise entre 800 m et 1 500 m) et de 425 m pour le récif frangeant (comprise entre 50 m et 800 m) (Jeanson, 2009). Pour la barrière interne, la largeur moyenne du platier est de 360 m et elle a été évaluée à partir de 18 mesures d'images aériennes (Google Earth). Ensuite, les classes de vulnérabilité des écosystèmes établies par l'UICN France (2017) ont été utilisées pour pondérer les services rendus par les mangroves de Mayotte, soit un facteur de pondération de 20, 40, 60, 80 et 100 % respectivement pour un habitat en danger critique d'effondrement (CR), en danger (EN), vulnérable (VU), quasi menacé (NT) et peu concerné (LC).
- 21 Les recommandations de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE) sur la classification des masses d'eau ont été retenues pour la pondération des services écosystémiques rendus par les herbiers. Cinq classes d'état de santé sont retenues pour l'évaluation des services écosystémiques (mauvais, médiocre, moyen, bon, très bon) pour lesquelles seront associés les coefficients de pondération respectifs suivant 20, 40, 60, 80 et 100 %.
- 22 La pondération des services écosystémiques des RCEA par l'état de santé est très peu développée dans la littérature (Failler et al., 2015). En effet, peu d'indicateurs existent pour estimer l'état de santé des récifs coralliens, des mangroves et des herbiers, et le manque de données empiriques sur la relation entre l'état de santé et la fonction de production d'un écosystème contraint son utilisation dans l'évaluation des services écosystémiques. Dans le cadre de la DCE, certains indicateurs ont été développés ou sont en phase de réflexion (Dirberg, 2015 ; Le Moal et al., 2015). Pour les récifs coralliens, ils sont essentiellement basés sur le taux de couverture corallienne et la présence de macroalgues (Le Moal et al., 2015) tandis que pour les mangroves et les herbiers, la réflexion menée tend vers l'utilisation de la hauteur de canopée et de la densité des plants/arbres (Dirberg, 2015 ; Taureau et al., 2015).

Détermination des valeurs monétaires d'usage indirect

- 23 La détermination de la valeur monétaire d'usage indirect est spécifique à chaque service et chaque écosystème. Ainsi, pour la séquestration carbone ou la production de biomasse, l'évaluation se fait respectivement selon la valeur de la tonne de CO₂ et du prix de vente au kilo pour les poissons (Failler et al., 2015 ; Giry et al., 2017). La méthode des coûts de remplacement et transfert de valeur permet quant à elle de monétariser les fonctions de protection côtière et de traitement des eaux. La méthode de transfert de valeur a été utilisée pour fournir une valeur économique des services écosystémiques grâce à une approche simple utilisable dans différents contextes et à des fins de comparaison. Toutefois, la facilité de mise en œuvre de cette méthode d'évaluation nécessite de prendre la mesure des limitations associées, à savoir la surestimation de la valeur réelle du service par rapport à la méthode des dommages évités (Giry et al. 2017), et l'interprétation des résultats doit tenir compte de ce

transfert de valeur et de la comparabilité des sites, notamment du contexte socio-économique et environnemental (Bonnieux et Rainelli, 2003). Cette méthodologie, bien qu'elle soit critiquable, a été retenue dans les termes de référence de l'IFRECOR pour cette étude, essentiellement parce qu'elle peut facilement être ajustée pour chaque cas d'étude. Le linéaire côtier ou la surface des écosystèmes et le produit intérieur brut (PIB) sont les seules données nécessaires pour obtenir une estimation brute. Cet article a pour but de fournir les indications nécessaires pour mener à bien et affiner ces transferts de valeur afin de faciliter leur application malgré les diverses contraintes qui rendent la collecte des données primaires très difficile.

- 24 La valeur du service de protection côtière est calculée selon la méthode du coût de remplacement par des structures artificielles de type brise-lames telle que :

$$PC_i = (C_i \times E_i \times PIB_m \times T_i) / PIB_r \quad (1)$$

Avec :

PC_i : la valeur du service de protection côtière pour l'écosystème i (€/an) ;

C_i : coût de réalisation et d'amortissement d'un ouvrage artificiel fournissant le même service de protection côtière que l'écosystème i (€/km/an ou €/km²/an) ;

E_i : linéaire côtier ou surface de l'écosystème i (km ou km²) ;

PIB_m : le PIB/hab de Mayotte (€) ;

PIB_r : le PIB/hab de la zone d'étude de référence (€) ;

T_i : le niveau de protection réel fourni par l'écosystème : coefficient de pondération compris entre 0 et 1 pour un service rendu respectif compris entre 0 et 100 % d'après l'état de santé de l'écosystème.

- 25 La valeur des services de séquestration carbone se fait en estimant la quantité de carbone assimilée par l'écosystème multiplié par le prix moyen de la tonne de CO₂ selon l'équation suivante :

$$SQ_i = A_i \times E_i \times P_{CO_2} \quad (2)$$

Avec :

SQ_i : la valeur de séquestration carbone pour l'écosystème i (€/an) ;

A_i : le taux d'absorption de CO₂ par l'écosystème i (tCO₂/km²/an) ;

E_i : la surface totale de l'écosystème i (km²) ;

P_{CO_2} : le prix moyen de la tonne de CO₂ (€/tCO₂).

- 26 La valeur de traitement des eaux assurée par les écosystèmes marins côtiers est obtenue d'après l'estimation du coût de remplacement par des artefacts technologiques telle que :

$$TE_i = (C_i \times E_i \times PIB_m) / PIB_r \quad (3)$$

Avec :

TE_i : la valeur de traitement des eaux assuré par l'écosystème i à Mayotte (€/an) ;

C_i : la valeur de référence de traitement des eaux par unité de surface de l'écosystème i (€/km²/an) ;

E_i : la surface totale de l'écosystème i assurant une forme de traitement des eaux (km²) ;

PIB_m : Le PIB/hab de Mayotte (€) ;

PIB_r : Le PIB/hab de la zone d'étude de référence (€).

- 27 Enfin, la production de biomasse se calcule à partir de l'estimation de la valeur de biomasse capturable (et commercialisable) selon l'équation suivante :

$$PB_i = B_i \times E_i \times VA \quad (4)$$

Avec :

PB_i : la valeur de production de biomasse pour l'écosystème i (€/an) ;

B_i : la production de biomasse moyenne d'espèces commerciales et exploitables par unité de surface pour l'écosystème i (t/km²/an) ;

E_i : la surface totale de l'écosystème i (km²) ;

VA : Valeur ajoutée par kilo de poisson pour la zone étudiée (€/t).

Résultats

Cartographie des écosystèmes marins

- 28 Les écosystèmes côtiers de Mayotte se composent de récifs coralliens, de mangroves et d'herbiers d'une surface respective d'environ 342 km² (Andréfouët et al., 2008), 8,46 km² (UICN, 2017) et 7,60 km² (Loricourt, 2005 - voir Figure 1). Les récifs coralliens comprennent des récifs barrières (266 km² – 210 km linéaires), des récifs frangeants (47 km² – 195 km linéaires) et des récifs internes de lagon (30 km² – 18 km linéaires), formant une double barrière dans le sud-ouest de l'île (Andréfouët et al., 2008 ; Wickel et Thomassin, 2005 ; Thomassin et al., 1989 ; Guilcher et al., 1965). La superficie importante des récifs coralliens de Mayotte provient de l'histoire géologique de l'île et de l'effet de subsidence (affaissement de l'île sous son propre poids) à l'origine de la formation du lagon et de la barrière externe. Ainsi, la surface des lagons est quatre fois supérieure à la surface des terres émergées (Mirault et David, 2009 ; Thomassin et al., 1989). De plus, 63 % de la surface de Grande-Terre est caractérisée par des pentes supérieures à 15 % et/ou se situant à une altitude supérieure à 300 m, relief important résultant d'une activité volcanique passée intense.
- 29 Les mangroves, réparties sur une bande linéaire de 76 km et d'une superficie de 8,46 km², couvrent 30 % du littoral mahorais (UICN France, 2014). Elles sont localisées uniquement dans les fonds de baies et les rares espaces plats de la bande littorale. La nomenclature des mangroves à Mayotte se décline en 4 ensembles comme suit, de la terre vers la mer : les tannes salées (6 %), l'arrière mangrove (22 %), les mangroves médio-littorales centrales et internes (55 %) et les fronts pionniers à *Sonneratia alba* (17 %).
- 30 Les herbiers de Mayotte se composent de onze espèces de phanérogames marines. Généralement pluri-spécifiques, 56 % des herbiers sont localisés à proximité du récif barrière à l'est de Mayotte, 39 % proches des récifs frangeants de Grande Terre et 5 % autour des îlots Mtsamboro et Karoni (Loricourt, 2005). Ils se développent sur les substrats sableux en dehors des zones de platiers, mais la profondeur du lagon (30 à 45 m) n'offre pas les conditions de lumière optimales au développement des espèces d'herbiers qu'on retrouve habituellement dans l'Océan indien.

Figure 1. Répartition géographique des RCEA de Mayotte / Geographical distribution of Mayotte's RCEA.

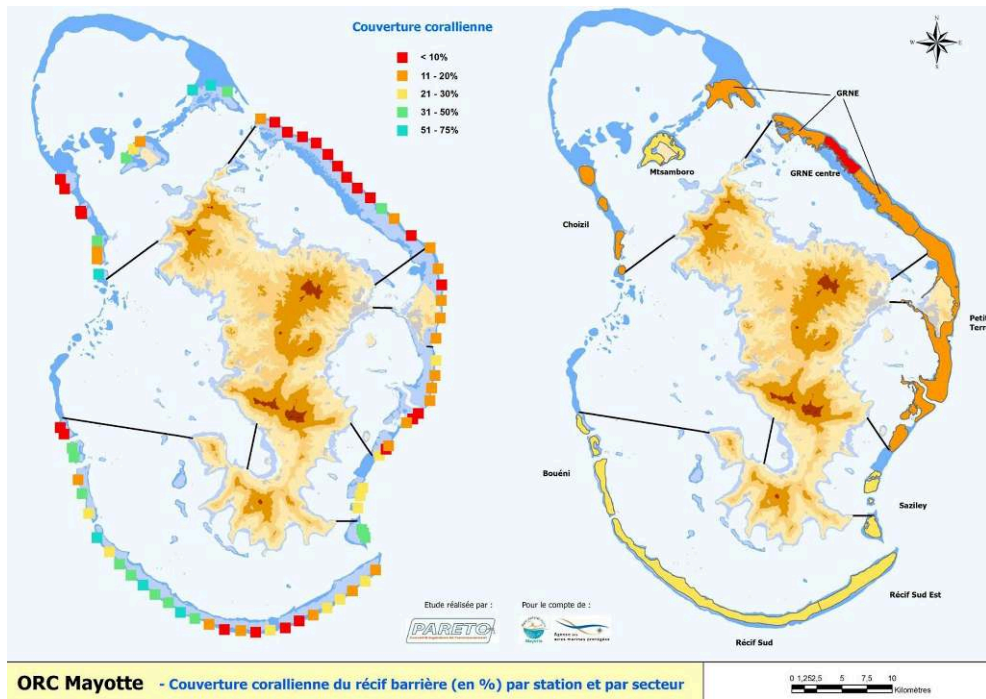


Modifié d'après Gigou et al. (2009) / Adapted from Gigou et al. (2009).

État de santé des RCEA

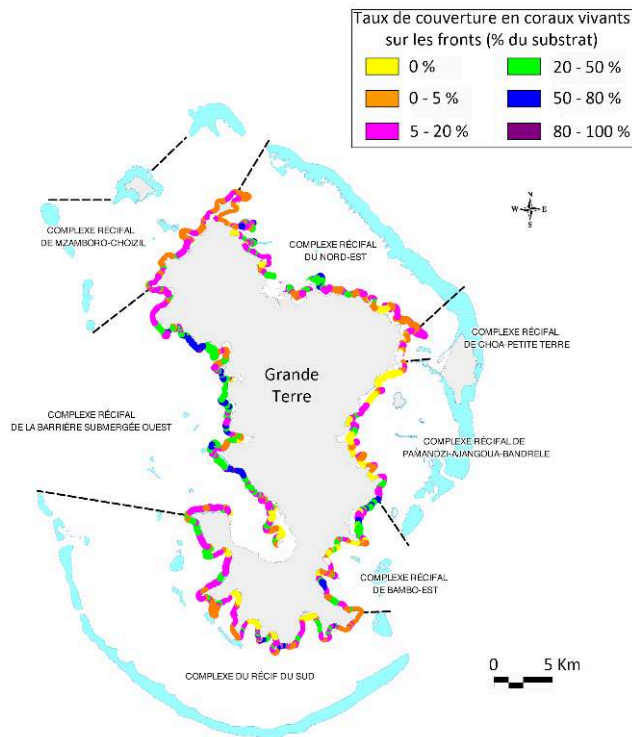
- 31 L'état de santé des récifs coralliens est très variable selon les secteurs géographiques, en lien entre autres avec les épisodes de blanchissement de 1998 et 2010 (Eriksoon et al., 2013 ; Nicet et al., 2012). Par ailleurs, les étoiles de mer épineuses (*Acanthaster planci*), qui se nourrissent de coraux, détruisent de grandes surfaces de récifs lors d'épisodes de prolifération intense (Gigou, 2011 ; Gérard et al., 2008). Au-delà des pressions d'origines naturelles, les récifs coralliens (en particulier les récifs frangeants) subissent les effets de la pression anthropique, de la détérioration de la qualité des eaux côtières, de l'hyper-sédimentation, du piétinement (pêche à pied) et des techniques de pêche destructives. L'état de santé des récifs de Mayotte (PARETO 2013 ; Wickel et Thomassin, 2005) (Figure 2, Figure 3) est globalement dégradé avec quelques secteurs présentant toutefois encore un fort taux de couverture corallienne.

Figure 2. État de santé du récif barrière (en % de couverture corallienne) par station et par secteur / Health status of the barrier reef (as % of coral cover) by station and sector.



Modifié d'après PARETO, 2013 / Adapted from PARETO, 2013.

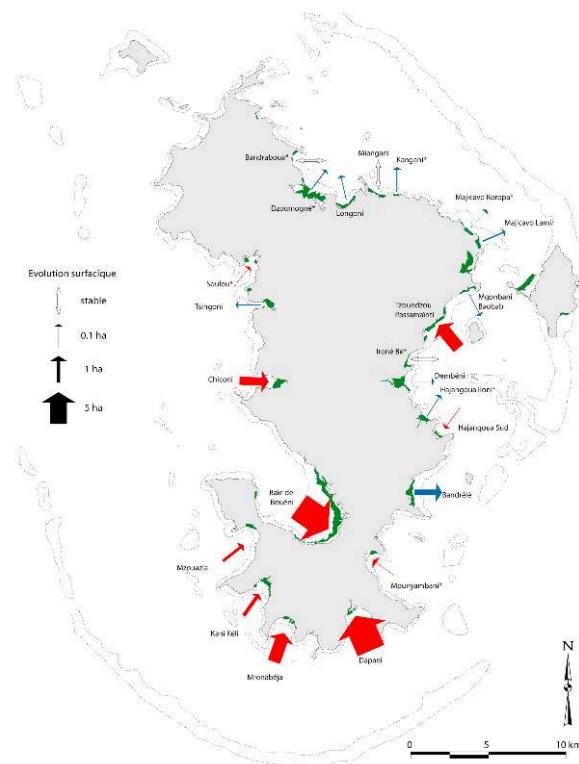
Figure 3. État de santé des récifs frangeants de Mayotte en 2004 / Health status of Mayotte's fringing reefs in 2004.



Modifié d'après Wickel et Thomassin, 2005 / adapted from Wickel and Thomassin, 2005.

- 32 Le développement urbain et l'extension des activités humaines le long du littoral constituent les principaux facteurs de dégradation des mangroves, notamment par l'accumulation des macro-déchets et le déversement des eaux usées de tous les bassins versants (Thongo, 2016 ; Herteman, 2010). D'après les critères d'évaluation de la liste rouge des écosystèmes français (UICN France, 2017), les tannes salées (0,50 km²) et l'arrière mangrove (1,90 km²) sont les plus menacées, classées « en danger critique d'effondrement ». Les mangroves médio-littorales centrales et internes (4,65 km²) sont quant à elles classées « peu concernées » et les fronts pionniers à *Sonneratia alba* (1,41 km²) sont classés « vulnérables ». Jeanson (2009) a évalué la régression des surfaces de mangroves à 5,5 % entre 1950 et 2003 (Figure 4).

Figure 4. Évolution de la surface des mangroves du front lagunaire (ha) sur la période 1950 – 2003 / Evolution of the lagoon front mangroves' surface area (ha) over the 1950 – 2003 period.



Les flèches bleues symbolisent une progression de la mangrove, les flèches rouges représentent une régression de la surface des mangroves / Evolution of the lagoon front mangroves' surface area (ha) over the 1950 – 2003 period. Blue arrows represent growth of the mangrove's surface area ; red arrows represent regression of the mangrove's surface area.

Modifié d'après Jeanson, 2009 / adapted from Jeanson, 2009.

- 33 Enfin, les herbiers, peu étudiés à Mayotte à l'exception des sites présentant un enjeu pour les populations de tortues vertes, *Chelonia mydas* (Ballorain et al., 2010), présentent des signes de dégradation qu'il n'a toutefois pas été possible de préciser. La détérioration de la qualité de l'eau, l'hyper-sédimentation et le piétinement, constituent, à cet égard, les principales menaces d'origine anthropique. L'étude croisée de la répartition des herbiers et de la qualité des masses d'eau a mis en évidence la présence de 0,076 km² et 2,96 km² d'herbiers pour lesquels les masses d'eau sont respectivement de qualité médiocre et moyenne (entre Mamoudzou et Bandrélé). Toutefois, 4,56 km² sont sis dans une masse d'eau présentant un « bon » état

environnemental écologique, comme c'est le cas des masses d'eaux lagunaires et du large. L'ensemble des données de surface et d'état de santé est synthétisé dans le Tableau 3.

Tableau 3. Récapitulatif des données de surface et d'état de santé des écosystèmes côtiers / Summary of surface area and health status data of coastal marine ecosystems.

Récif	Couverture corallienne	0 - 5	6 - 10	21 - 50	51 - 80	> 80
	Surface (km ²)	96	84	51	47	21
Mangroves	Vulnérabilité	CR	EN	VU	NT	LC
	Surface (km ²)	2,400	-	1,410	-	4,650
Herbiers	Etat de santé	Mauvais	Médiocre	Moyen	Bon	Très bon
	Surface (km ²)	-	0,076	2,964	4,560	-

CR : En danger critique d'effondrement ; EN : En danger ; VU : Vulnérable ; NT : Quasi menacé ; LC : Peu concerné (UICN France, 2017) / CR : Critically endangered ; EN : Endangered ; VU : Vulnerable ; NT : Near Threatened ; LC : Least Concerned (UICN France, 2017).

Fonctions de production et de régulation, et facteurs de pondération

- 34 La quantité des services écosystémiques varie en fonction de l'état de santé et/ou de la vulnérabilité des écosystèmes.

Récifs coralliens

- 35 Les calculs de pondération sont complexes pour les récifs coralliens. En effet, tant que la structure physique du récif persiste, la fonction de protection côtière est peu affectée par l'état de santé par exemple, avec des coefficients de pondération supérieurs à 90 % malgré un taux de couverture en corail vivant faible. Ainsi, c'est plutôt la largeur du platier qui influence la fonction de protection côtière. Pour la barrière externe, la largeur du platier moyenne est de 1 150 m, et le taux de protection côtière, inféré à partir du taux d'atténuation d'énergie des vagues, varie de 95,5 à 98,5 % selon l'état de santé. Pour la barrière interne, la largeur moyenne du platier est de 360 m avec un taux de protection côtière variant entre 92,7 et 97 %. Enfin pour le récif frangeant, la largeur moyenne est de 425 m, et la fonction de protection côtière est remplie à hauteur de 93,4 % à 97,4 % selon les taux de couverture corallienne (Tableau 4).
- 36 La fonction de protection côtière assurée par le récif tient essentiellement de la structure physique tridimensionnelle de l'écosystème, qui freine et atténue l'énergie des vagues. Ainsi, la largeur du platier a un rôle prédominant, car elle augmente la durée pendant laquelle les forces de frottement s'exercent sur le fond. La vitalité corallienne a, en revanche, peu d'importance sur le court terme, car la structure calcaire bioconstruite du récif persiste. Toutefois, sur le long terme, un récif dégradé finit par s'éroder, se briser, s'affaisser, et ne peut plus maintenir le rythme de

l'élévation du niveau de la mer. La quantité d'énergie qui atteint le littoral devient alors significativement plus importante.

Tableau 4. Pondération du service de protection côtière pour les récifs coralliens de Mayotte / Weighting of coastal protection services provided by Mayotte's coral reefs.

Types de récifs	Barrière externe		Barrière interne		Récif frangeant	
Largeur platier (m)	1150		360		425	
Couverture corallienne* (%)	Linéaire (km)	Pondération (%)	Linéaire (km)	Pondération (%)	Linéaire (km)	Pondération (%)
0 – 5	66,67	95,50	0,85	92,70	71,18	93,40
6 – 20	53,25	96,00	4,21	93,30	70,59	94,00
21 – 50	32,03	96,80	3,10	94,40	41,93	95,10
51 – 80	39,94	97,80	3,10	95,90	11,12	96,40
> 80	16,02	98,50	6,75	97,00	0,20	97,40

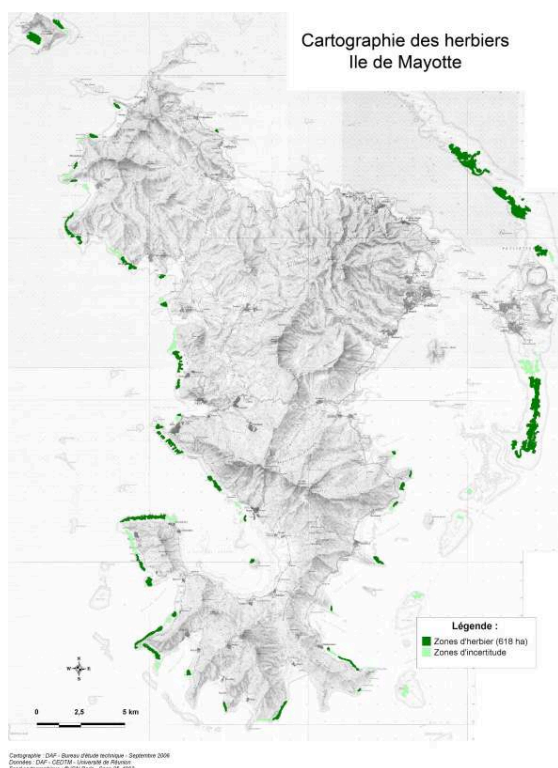
* Nous considérons le même état de couverture entre la barrière et le platier / * We consider the same coral cover for the barrier and the reef flat.

- 37 Bien que le taux de couverture algale des récifs de Mayotte soit connu, la composition spécifique et la capacité de traitement des nutriments de cette communauté algale n'ont pas encore été évaluées à notre connaissance. En conséquence, la pondération du service de traitement des eaux par les récifs coralliens n'a pas pu être quantifiée. La pondération du service de production de biomasse n'est pas nécessaire pour les récifs coralliens dans la mesure où le calcul se fait sur des données de biomasse dans l'état de dégradation actuel des écosystèmes.

Mangroves

- 38 Pour les mangroves, la pondération se fait, comme mentionné ci-avant, à partir des critères de vulnérabilité de l'UICN France (2017). Ainsi, à chaque catégorie de vulnérabilité est associé un coefficient de pondération qui sera utilisé dans la monétarisation des services de protection côtière, de séquestration carbone et de traitement des eaux (Tableau 5). La biomasse des poissons est estimée directement à partir des recensements visuels aériens (Guezal et al., 2009) et des statistiques de pêche au Djarifa à Mayotte (Jamon et al., 2010).

Figure 5. Localisation des zones d'herbiers dans le lagon de Mayotte et état des masses d'eau côtière / Localization of seagrass beds in Mayotte's lagoon and ecological state of coastal water masses.



Cartographie modifiée d'après Loricourt (2005) et PARETO et ASCONIT (2013) / Cartography adapted from Loricourt (2005) and PARETO and ASCONIT (2013).

Herbiers

- 39 La pondération des services rendus par les herbiers se base sur l'état des masses d'eau présentées précédemment (Figure 5). Par exemple, une zone d'herbiers localisée au sein d'une masse d'eau de qualité moyenne se verra affectée d'un coefficient de pondération de 0,6 (Tableau 5), utilisé dans la monétarisation des fonctions de production et régulation.

Tableau 5. Pondération des services écosystémiques de la mangrove et des herbiers de Mayotte / Weighting of ecosystem services provided by Mayotte's mangroves and seagrass beds.

Écosystème	Mangrove		Herbiers		Facteurs de pondération (%)
	Vulnérabilité	Superficie (km ²)	État environnemental	Superficie (km ²)	
État de santé	CR	2,400	Mauvais	-	20
	EN	-	Médiocre	0,076	40
	VU	1,410	Moyen	2,964	60
	NT	-	Bon	4,560	80

	LC	4,650	Très bon	-	100
--	----	-------	----------	---	-----

CR : En danger critique d'effondrement ; EN : En danger ; VU : Vulnérable ; NT : Quasi menacé ; LC : Peu concerné (UICN France 2017). État environnemental d'après la qualité écologique des masses d'eau (PARETO et ASCONIT, 2013) / CR : Critically endangered ; EN : Endangered ; VU : Vulnerable ; NT : Near Threatened ; LC : Least Concerned (UICN France, 2017). Ecological state according to water masses quality (PARETO and ASCONIT, 2013).

Valeur monétaire des services écosystémiques

Service de protection côtière

- 40 Le coût d'installation d'un brise-lames émergé en France métropolitaine est d'environ 4 000 €/m linéaire (France, 2014 – PIB/hab. : 25 846 €) avec un coût annuel d'entretien équivalent à 4 % de la valeur d'installation (Balouin et al., 2012). Considérant le tarif d'octroi de Mer de 30 % et un amortissement sur 10 ans de la structure, le coût annuel est de 728 €/m ou 728 000 €/km linéaire. Le transfert de valeur en fonction du PIB par habitant (7 900 € en 2011) résulte en un coût annuel de 222 518 €/km à Mayotte. Au total, et après pondération par leur état de santé, les valeurs monétaires de protection côtière atteignent 44 664 193 €/an pour la barrière externe, et les valeurs considérées optionnelles atteignent 3 816 902 €/an et 40 855 977 €/an pour la barrière interne et les récifs frangeants respectivement (Tableau 6). Malgré des superficies très différentes entre les récifs barrière (266 km²) et frangeant (47 km²), la valeur monétaire annuelle reste similaire à travers le linéaire qu'ils représentent respectivement (210 km et 195 km). Ceci est dû à la méthode de monétarisation, qui prend en compte le coût linéaire de réalisation et d'amortissement d'un ouvrage artificiel. Toutefois, la barrière externe absorbe la majeure partie de l'énergie des vagues, d'où la valeur d'option accordée au récif frangeant, ainsi qu'à la barrière interne.

Tableau 6. Valeurs monétaires des services écosystémiques rendus par les RCEA de Mayotte / Monetary values of ecosystem services provided by Mayotte's RCEA.

Services écosystémiques	Linéaire (km)	Surface (km ²)	Valeur monétaire unitaire annuelle max	Valeur monétaire de référence (€/an)	Valeur monétaire pondérée par l'état de santé (€/an)	Valeur monétaire pondérée par l'état de santé au km ² (€/an)
Protection côtière						
Barrière externe	208	266,00	222 518 €/km	46 283 744	44 664 183	167 910
Valeur d'option						
Barrière interne	18	30,00	222 518 €/km	4 005 324	3 816 902	127 230
Récif frangeant	195	47,00	222 518 €/km	43 391 010	40 855 977	869 276

Mangroves	76	8,46	695 200 €/km ²	5 881 392	4 154 515	491 077
Herbiers	42	7,60	89 007 €/km	3 738 294	2 684 095	353 170
Séquestration carbone *						
Récifs coralliens		342,00	-	-	-	-
Mangroves		8,46	22 442 €/km ²	189 859	134 113	15 853
Herbiers		7,60	2 662 €/km ²	20 233	14 527	1 911
Traitement des eaux						
Récifs coralliens		342,00	7 752 €/km ²	2 651 184	> 2 651 184	> 7 752
Mangroves		8,46	271 008 €/km ²	2 292 728	1 619 544	191 435
Herbiers		7,60	1 735 255 €/km ²	13 165 138	9 452 569	1 243 759
Production de biomasse **						
Récifs coralliens		342,00	360 000 €/km ²	123 120 000	92 340 000	270 000
Mangroves ***		1,41	53 192 €/km ²	-	75 000	53 192
Herbiers		7,60	3 000 €/km ²	22 800	16 370	2 154

* Valeur d'une tonne de CO₂ en bourse : 6,12 € (Septembre 2015) ; ** Le prix de vente du kilo de poisson est de 3 € (INSEE, 2010 ; Pascal, 2014) soit 3 000 €/t ; *** Ici nous avons considéré uniquement la surface des fonds pionniers à *Sonneratia* / * Value of a ton of CO₂ on the stock market : 6,12 € (September 2015) ; ** Sailing price of fish : 3 €/kg (INSEE, 2010 ; Pascal, 2014) i.e. 3 000 €/t ; *** Here we only considered the surface area of pioneer front of *Sonneratia alba*.

- 41 Spurgeon et al. (2004) et Cooper et al. (2009) proposent des valeurs de remplacement des mangroves par des ouvrages artificiels de 254 559 €/km²/an aux Samoa (PIB/hab. : 2 126 €) et de 239 204 €/km²/an à Belize (PIB/hab. : 4 219 €) respectivement. La valeur du service de protection côtière des mangroves de Mayotte atteint donc annuellement 695 200 €/km² en tenant compte du PIB par habitant lors du transfert de valeur (Tableau 6).
- 42 Les herbiers peuvent atténuer l'énergie des vagues de 40 % (Christianen et al., 2013 ; Fonseca et Cahalan, 1992). En appliquant le même mode de transfert de valeur que précédemment pour les récifs, la valeur annuelle de protection côtière atteint 89 007 €/km (Tableau 6).
- 43 Tout comme l'évaluation du service de protection côtière des récifs, la largeur des mangroves ou des herbiers est un paramètre à prendre en compte dans l'atténuation de l'énergie des vagues, tout comme la profondeur, leurs états de santé et les

caractéristiques biomécaniques des espèces (Koch et al., 2009 ; Mazda et al., 2006 ; Shepard et al. 2011).

- 44 Les valeurs « optionnelles » de protection côtière assurées par les mangroves et les herbiers atteignent respectivement 4 154 515 €/an et 2 684 095 €/an après pondération par leur état de santé. Rapporté au km² de chaque écosystème, le récif frangeant a la plus forte valeur (869 276 €/an), tandis que les barrières externe et interne de corail ont des valeurs respectives de 167 910 €/an et 127 230 €/an. Enfin, les mangroves et les herbiers ont des valeurs au km² de 491 077 €/an et de 353 170 €/an respectivement.

Séquestration carbone

- 45 Considérant la valeur en bourse de la tonne de CO₂ égale à 6,12 € (2015) et les valeurs de productivités nettes des mangroves (3 667 tCO₂eq/km²/an) et des herbiers (435 tCO₂eq/km²/an), les valeurs unitaires annuelles de séquestration carbone atteignent 22 442 €/km² et 2 662,2 €/km² respectivement. Les valeurs monétaires de séquestration carbone pondérées par l'état des écosystèmes sont alors de 134 113 €/an pour les mangroves et 14 527 €/an pour les herbiers. La valeur au km² de séquestration carbone pour les mangroves est 8,3 fois supérieure à celle des herbiers (soit 15 853 € et 1 911 € respectivement). Cette différence s'explique par la taille des végétaux structurant chaque écosystème.

Service de traitement des eaux

- 46 Les organismes des récifs coralliens ont des capacités de traitement des eaux limitées et évaluées par De Groot et al. (2012) à 8 500 US \$/km²/an, soit 7 752 €/km²/an¹ (Tableau 6). Selon Lal (2003), la valeur du traitement des eaux continentales par les mangroves aux Fiji représente 174 200 €/km²/an, pour un PIB/hab. de 5 078 € en 2003. D'après le transfert de valeurs pour Mayotte, la valeur du service de traitement des eaux par les mangroves atteint donc annuellement 271 008 €/km² (Tableau 6). Enfin, d'après Costanza et al. (1997), la valeur du service d'épuration des eaux assuré par les herbiers est de 19 002 US \$/ha/an soit 1 735 255 €/km²/an (Tableau 6). Ce résultat est à interpréter avec précaution, car c'est la seule valeur existante issue de la littérature et qu'elle est proposée sans précisions sur la méthode d'évaluation monétaire de ce service (Barbier et al., 2011).
- 47 Les valeurs de traitement des eaux sont très différentes d'un écosystème à l'autre (Tableau 6). Les récifs coralliens ont une valeur totale de 2 651 184 €/an. En l'absence de données sur le service de traitement des eaux rendu par les algues, il est difficile de chiffrer exactement la valeur pondérée. Il est pourtant fort probable que la réelle valeur de traitement des eaux rendus par des récifs coralliens, qui présentent près de 60 % de couverture algale, soit nettement supérieure. Les mangroves assurent quant à elles le traitement des eaux à hauteur de 1 619 544 €/an, ce qui est nettement inférieure aux herbiers de Mayotte qui atteignent pour leur part 9 452 569 €/an.
- 48 Les mangroves et herbiers n'ont pas comme fonction de remplacer les stations d'épuration de Mayotte, cependant il est reconnu que le niveau d'épuration des eaux à Mayotte est largement en deçà du niveau requis. En effet, d'importants investissements sont nécessaires pour relier l'ensemble des habitations aux stations d'épuration existantes, qui sont pour l'instant sous-utilisées, ce qui entraîne un rejet important des eaux usées dans la nature, faisant peser une forte contrainte sanitaire et

environnementale, dont les herbiers et mangroves constituent actuellement le réceptacle final.

Production de biomasse

- 49 La valeur annuelle moyenne de biomasse des espèces de poissons d'intérêt commercial des récifs coralliens de Mayotte est estimée à 95,8 g/m² (Wickel et al., 2006) ou 82,8 g/m² pour les stations mahoraises de l'Observatoire des Récifs coralliens (Chabanet, 2002). Nous considérons donc ici une valeur annuelle moyenne de 90 g/m² ou 90 t/km² pour l'ensemble des récifs de Mayotte. Dans les récifs coralliens vierges de l'Océan Indien occidental, cette valeur peut atteindre 120 t/km², ce qui, en tenant compte d'un prix de vente du kilo de poisson à 3 € (INSEE, 2016), donne une valeur unitaire annuelle de référence de 360 000 €/km² (Tableau 6).
- 50 L'évaluation de la biomasse de poissons dans les mangroves est basée sur la pêche traditionnelle : la pêche au djarifa, similaire à une senne de plage avec un maillage beaucoup plus petit (Jamon et al., 2010). Le nombre moyen de sorties de pêche au djarifa à Mayotte a été estimé à 1 092 par an en 2009, dont 70 % dans les mangroves (Guezal et al., 2009) soit 764 pêches djarifa/an. D'après Jamon et al. (2010), le poids moyen des captures par pêche en mangrove est de 32,8 ± 10,4 kg, soit un total annuel d'environ 25 ± 8 t/an. Les produits de la pêche en mangrove provenant quasi-exclusivement des fronts pionniers à *Sonneratia*, la valeur unitaire annuelle de référence pour les mangroves est alors de 53 192 €/km² (Tableau 6).
- 51 Selon une étude réalisée au Mozambique (Gullström et al., 2002), la biomasse des poissons d'herbiers exploités est d'environ 1 t/km²/an. Cette valeur est transposée à Mayotte pour évaluer la biomasse exploitable dans les zones d'herbiers, ce qui se traduit par une valeur unitaire annuelle de référence pour ces zones de 3 000 €/km².
- 52 La valeur totale de production de biomasse pondérée par l'état de santé pour les récifs coralliens atteint ainsi 92 340 000 €/an. Celle-ci est largement supérieure aux valeurs estimées pour les mangroves et les herbiers qui sont de 75 000 €/an et 16 370 €/an respectivement. La valeur par unité de surface (km²) permet d'autre part de montrer le potentiel de pêche réel commercialisable de chaque écosystème. Les récifs ont là encore la valeur monétaire la plus élevée avec 270 000 €/an, par rapport aux mangroves et les herbiers avec 53 192 €/ et 2 154 €/an respectivement.
- 53 La valeur économique totale des usages indirects, qui comprend en partie le service direct d'approvisionnement (pêche artisanale et de substitution), des écosystèmes littoraux de Mayotte est estimée à 151 000 000 €/an, dont 139 700 000 € provenant des seuls récifs coralliens, 1 800 000 € des mangroves et 9 500 000 € des herbiers (Tableau 7).

Tableau 7. Système des VUI maximales et VUI monétaires obtenues pour les RCEA de Mayotte / Summary of maximum IUVs and monetary IUVs estimated for Mayotte's CREA.

	RC	M	H	Total	Options	Total + Options
VUI max (M€)	172,1	2,6	13,2	187,8	57,0	244,8
VUI obtenue (M€)	139,7	1,8	9,5	151,0	51,5	202,5
% de VUI max	81,2	71,5	71,8	80,4	90,3	82,7

Perte totale (M€)	32,4	0,7	3,7	36,9	5,5	42,4
VUI / km ² (M€)	0,4	0,2	1,2	-	0,6	-

RC : Récifs coralliens ; M : Mangroves ; H : Herbiers / RC : Coral reefs ; M : Mangroves ; H : Seagrass beds.

- 54 La protection côtière et la production de biomasse des récifs coralliens sont les services écologiques prédominants, avec la capacité de traitement des eaux des herbiers, dans cette valeur économique totale. Si on tient compte maintenant des valeurs optionnelles associées à la protection côtière des récifs internes et frangeants, des herbiers et des mangroves qui s'élèvent en tout à 51 500 000 €, on atteint une valeur économique totale des usages indirects des écosystèmes littoraux de Mayotte de 202 500 000 €. En rapportant la VUI au km² d'écosystème, on voit que ce sont les herbiers qui ont la valeur monétaire la plus élevée avec 1 200 000 €/km²/an. Viennent ensuite les récifs coralliens avec 400 000 €/km²/an et les mangroves avec 200 000 €/km²/an.
- 55 Ces valeurs sont calculées pour des écosystèmes plus ou moins dégradés. Si ceux-ci avaient été en bon état, la valeur économique totale des usages indirects des écosystèmes littoraux de Mayotte obtenues serait alors de 187 800 000 €, ou de 244 800 000 € en considérant les valeurs de protection côtière optionnelles, soit 36 900 000 €, ou 42 400 000 € respectivement, de plus que les valeurs estimées précédemment.

Discussion

- 56 La dégradation de l'état de santé des écosystèmes modifie la quantité des services que ceux-ci produisent (Dobson et al., 2006). Ces services ne sont toutefois pas toujours affectés de la même façon puisque certains peuvent diminuer lorsque l'écosystème est dégradé, tandis que d'autres peuvent augmenter, comme nous l'avons vu dans notre étude. Ce paradoxe est particulièrement vrai pour les services d'épuration des eaux et de séquestration du carbone par les récifs coralliens. En effet, les organismes des récifs coralliens ont des capacités de « traitement des eaux » limitées, voire négligeable par rapport aux herbiers (De Groot et al., 2012 ; Costanza et al., 1997). Cependant, le développement des algues, généralement concomitant à la diminution du taux de corail vivant (Mumby, 2009 ; McManus et al., 2000 ; Hughes, 1994), contribue positivement au traitement des eaux en absorbant une partie des nutriments (Lapointe, 1997). Considérant la forte croissance des macroalgues due à l'enrichissement des eaux côtières par des nutriments et à leur grande capacité à absorber les excès de nitrates et phosphates, le service d'épuration des eaux rendu par l'écosystème récifal dégradé va s'accroître. Une valeur économique élevée, non chiffrable en l'état actuel des connaissances, est alors attribuée à un service relatif à un état dégradé de l'écosystème initial. Cette fonction de production serait minimale dans un écosystème récifal en bon état de santé. Elle n'existe dès lors que du fait de la dégradation de l'écosystème sous l'effet de pressions d'origine anthropique. L'absorption de carbone par les algues via la photosynthèse est clairement avérée et est même comparable à celui des herbiers (Hanelt et al., 2003 ; Beer et Koch, 1996) tandis qu'elle est contestée pour les formations récifales en bonne santé (Shaw et al., 2015). Les conditions eutrophiques des eaux côtières de Mayotte favorisant le développement des algues, la fonction de

séquestration carbone augmente en conséquence, tout comme la valeur monétaire de ce service. En revanche, les fonctions de protection côtière et de production de biomasse sont respectivement peu et moyennement impactées par le taux de couverture corallienne tant que la structure physique des récifs persiste (Ainsworth et Mumby, 2015 ; Sheppard et al., 2005).

- 57 Pascal et al. (2014) ont évalué le service de séquestration du carbone des écosystèmes littoraux de Mayotte à 2,38 M€. Dans cet article, l'évaluation est basée uniquement sur l'absorption du dioxyde de carbone, sans tenir compte de la quantité de carbone qui a été stockée pendant des centaines d'années dans le sol. Par conséquent, la valeur obtenue dans cette étude est 16 fois plus faible atteignant 148,64 K€. L'évaluation du service de séquestration du carbone varie considérablement dans la littérature du fait du nombre de compartiments à évaluer (sol et/ou biomasse vivante) et du nombre de processus biogéochimiques à inclure ou non dans l'évaluation du service (stockage de carbone et/ou absorption de carbone). L'écart que nous observons entre notre estimation et celle de Pascal et al. (2014), souligne ainsi l'importance relative du stockage de carbone dans les sols lorsqu'il s'agit d'estimer la valeur de ce service. De plus, la valeur de référence d'une tonne de dioxyde de carbone peut grandement varier. Selon Canu et al. (2015), la valeur d'une tonne de CO₂ est de 19 €, ce qui semble être très conservateur comparé à la valeur de 97 €/tCO₂ rapportée par Van Den Bergh et Botzen (2014). Dans cet article, nous avons utilisé une valeur de référence encore plus conservatrice, à savoir la valeur en bourse de la tonne de CO₂ qui s'élevait seulement à 6,12 € en 2015.
- 58 La dégradation du substrat corallien et l'érosion des récifs sont des mécanismes plutôt lents : les changements opérés dans l'écosystème n'affectent pas totalement le service de protection côtière (Sheppard et al., 2005) ou de production de biomasse (Ainsworth et Mumby, 2015). D'autres paramètres ont une influence plus importante sur ces services comme la présence d'une barrière récifale et l'étendue du platier récifal (Ferrario et al., 2014) ou encore la complexité tridimensionnelle du récif (Graham et Nash, 2013). Le mauvais état de santé des communautés coralliennes n'engendre par exemple qu'une réduction de 10 % au maximum de son pouvoir d'atténuation de l'énergie des vagues (Sheppard et al., 2005). La pondération du service par l'état de santé est dès lors peu significative et la valeur associée reste en conséquence élevée. Les services de protection côtière et de séquestration du carbone sont discutés dans le rapport de Pascal et al. (2014). Bien que très intéressante, cette étude utilise une approche expérimentale détaillée basée sur l'évaluation du coût de dommages évités. En conséquence, les récifs coralliens qui protégeraient les zones fortement urbanisées valent beaucoup plus que les récifs coralliens protégeant les habitats côtiers vierges sans aucune infrastructure humaine. En d'autres termes, s'il n'y a pas d'infrastructure à protéger, les récifs coralliens ne valent rien en termes de protection côtière, ce qui est une approche très limitative et anthropo-centrée. Ainsi, Pascal et al. (2014) ont évalué la protection côtière à Mayotte à 10,55 M€ alors que dans notre étude cette valeur atteint 44,66 M€.
- 59 Le remplacement progressif et rapide des communautés coralliennes par des populations algales denses affecte la structure des communautés de poissons (Wilson et al., 2006), mais pas nécessairement la biomasse. La structure tridimensionnelle complexe du récif est l'élément déterminant pour la présence de populations de poissons denses (Graham et Nash, 2013). En revanche, la proportion de poissons

herbivores augmente dans les environnements à dominance végétale. Selon Ainsworth et Mumby (2015), il semble que la perte totale de la couverture corallienne entraîne une réduction de 39 % des débarquements de pêche récifale en Indonésie. McClanahan et al. (2016) ont constaté que la biomasse naturelle des poissons dans les récifs coralliens vierges de l'Océan Indien occidental peut atteindre 120 t/km². En utilisant cette dernière valeur, la valeur monétaire maximale de la production de biomasse de poissons à Mayotte pourrait atteindre 123,12 M€, soit 30,78 M€ de plus que la valeur monétaire de 92,34 M€ initialement obtenue, si les récifs coralliens étaient en parfaite santé. Pascal et al. (2014) ont évalué le service de production de biomasse commerciale à la fois pour les pêcheries commerciales et pour la consommation personnelle liées au RCEA (pêche côtière, hauturière et pêche sportive), pour une valeur annuelle de 9,18 M€. Nos résultats se réfèrent quant à eux à la production de biomasse de poissons (non capturé par la pêche) et représentent la capacité de l'écosystème à produire une biomasse exploitable en plus de la part exploitée par la pêche.

- 60 Les mangroves et les herbiers de Mayotte contribuent activement au traitement des eaux et à l'absorption des nutriments. C'est le service écologique qui engendre la plus forte valeur monétaire (respectivement 1,62 M€ et 9,45 M€, soit 89 % et 99 % de la valeur totale des services d'usage indirect rendus par ces écosystèmes). Toutefois, même si ces écosystèmes participent à une forme d'épuration des eaux par l'absorption d'une partie des excès de nutriments, il n'en demeure pas moins que la mauvaise qualité des eaux dégrade leur fonctionnement ainsi que celui de l'ensemble des écosystèmes littoraux. Par exemple, selon Herteman (2010), l'impact des eaux usées sur les populations de crabes de mangrove à Mayotte se traduit par une modification des processus de bioturbation et à terme une dénaturation de l'écosystème mangrove. Ou encore, selon Duarte (2002), un excès de nutriment est plus favorable au développement d'algues qu'à celui de phanérogames marines dans les herbiers.
- 61 Outre la nécessité de maintenir les fonctions de production par la mise en place de mesures spécifiques d'atténuation voire d'annihilation des effets de l'activité anthropique, la préservation du littoral répond également à un impératif de préservation de nombreuses espèces emblématiques dont certaines sont inscrites sur la liste rouge de l'UICN. Les herbiers constituent des aires d'alimentation pour les dugongs (*Dugong dugon* – vulnérable) dont moins de 10 individus persistent au sein du lagon à Mayotte (Pusineri et al., 2013), les tortues vertes (*Chelonia mydas* – en danger) et, dans une moindre mesure, les tortues imbriquées (*Eretmochelys imbricata* – en danger critique d'extinction). Dans ce contexte, la préservation des herbiers denses en bon état de santé devient un enjeu primordial, concomitant avec la lutte contre le braconnage et les risques d'accident de collision des embarcations avec ces espèces. Le déclin des herbiers aurait des conséquences bien plus graves et durables que la seule disparition de l'écosystème (Waycott et al., 2009) étant donné le lien étroit avec les écosystèmes associés que sont les récifs coralliens et les mangroves.
- 62 Les milieux marins et côtiers de Mayotte se dégradent depuis plusieurs décennies. Entre 1989 et 2004, la couverture corallienne des récifs frangeants a diminué de 60 % (Wickel et Thomassin, 2005), tandis qu'entre 2005 et 2013 celle du récif barrière s'est réduite de 15 % (PARETO, 2013). Le même constat de dégradation peut être fait pour les mangroves pour lesquelles les fronts pionniers à *Sonneratia* ont régressé de 0,43 km² en 30 ans (Jeanson, 2009). De telles modifications affectent les fonctions de production de services. En effet, en l'absence de dégradation des milieux côtiers, la valeur maximale

de ces services atteindrait 187,80 M€/an, et jusqu'à 244,80 M€ en prenant en compte les valeurs d'option. La VUI obtenue en l'état actuel de dégradation est ainsi déjà de 36,90 M€ moindre que la valeur optimale, et jusqu'à 42,40 M€ moindre que la valeur optimale en considérant les valeurs d'option, soit 151,00 M€ et 202,50 M€ respectivement. Si une part de la dégradation de ces écosystèmes est imputable à des phénomènes environnementaux comme l'augmentation de la température de l'eau, les cyclones ou la prolifération des étoiles de mer *Acanthaster*, une autre part, bien plus importante, est attribuable à l'inaction publique du fait du manque de considération politique, du laisser-faire et du manque d'intérêt pour la connaissance des fonctions écologiques et économiques. Ainsi, le montant de 36,90 M€/an de valeur de services écosystémiques en moins peut être interprété globalement comme étant le coût de la non-intervention publique en matière de gestion des RCEA de Mayotte.

- 63 Les résultats de l'étude de Mayotte ont été présentés à la Direction de l'environnement, de l'aménagement et du logement de Mayotte (DEAL). Le développement économique de Mayotte est une priorité, qui relègue les impératifs environnementaux à l'arrière-plan. La même observation peut être faite actuellement pour toutes les Collectivités d'outre-mer françaises où travaille l'IFRECOR. Le manque de compréhension et d'outils pour intégrer les évaluations économiques dans le processus décisionnel rend improbable l'utilisation des résultats de cette étude, et constitue un problème critique pour le parc marin de Mayotte.
- 64 La VUI des écosystèmes littoraux devrait continuer à diminuer dans un avenir proche, car trop peu est entrepris pour contrer la pollution par les eaux usées, principale source de pression anthropique sur ces écosystèmes. En effet, en 2015, seule la commune de Mamoudzou est équipée d'une station d'épuration fonctionnelle pouvant traiter les rejets de 10 000 habitants, tandis que la population de la commune est de 71 437 habitants, soit 27,8 % de la population totale de l'île (235 132 habitants). L'absence de traitement conséquent des eaux engendre une situation de dégradation des eaux côtières importante avec notamment la présence de métaux lourds, d'hydrocarbures polyaromatiques et de polychlorobiphényles (Thomassin et al., 2010), et des épisodes d'eutrophisation des eaux côtières (Duprey et al., 2016 ; Paerl et al., 2014). D'après Duprey et al. (2016), l'eutrophisation des eaux côtières entraîne une baisse de couverture corallienne et une diminution de la richesse spécifique. La charge en nutriments est donc un paramètre clé à contrôler pour préserver les écosystèmes marins côtiers.
- 65 La protection des RCEA est ainsi un enjeu majeur pour l'île de Mayotte dans le contexte actuel d'urbanisation non contrôlée du littoral (Conseil général de Mayotte, 2008).

Conclusion

- 66 La valeur totale des usages indirects fournis par les RCEA de Mayotte atteint un montant maximal de 187,80 M€ par an. Dans le cadre spécifique du département de Mayotte, ce montant représente une valeur significative dans l'économie locale puisqu'il est supérieur à la valeur ajoutée générée par les secteurs de la construction ou de l'agriculture (135,18 M€ et 95,20 M€ respectivement – INSEE 2016). Les valeurs de services de protection côtière (44,66 M€) et de production de biomasse (92,34 M€) fournis par les récifs coralliens et les valeurs du service de traitement des eaux rendus par les mangroves (1,62 M€) et les herbiers (9,45 M€) soulignent l'intérêt économique

des efforts de protection pour la préservation et la restauration des écosystèmes. Les récifs contribuent à 91 % de la valeur économique déduite des services écosystémiques pris en compte. Cependant, ce sont les herbiers qui possèdent la plus forte valeur monétaire relative au km² (1,20 M€), suivi des récifs (0,40 M€) et des mangroves (0,20 M€).

- 67 Les activités humaines concourent à la dégradation des RCEA de Mayotte y compris celle des récifs éloignés de la côte de plus de 10 km et dont un tiers d'entre eux présentent aujourd'hui un taux de couverture corallienne compris entre 0 et 20 % seulement. Cet état des lieux est préoccupant dans un contexte de développement économique croissant et d'augmentation des risques de dégradation. En conséquence, la perte économique pour les valeurs d'usages indirects atteint déjà 36,90 M€.
- 68 La présente étude souligne le lien étroit entre les enjeux environnementaux et économiques, et doit servir de support pour les futures décisions publiques d'aménagement du littoral et de protection du milieu marin. Le paradoxe mis en évidence, selon lequel une valeur monétaire plus élevée est attribuée à un écosystème qui se dégrade, montre toutefois les limites de l'évaluation économique. Il convient donc d'accompagner les résultats des éléments d'interprétation indispensables aux décisions publiques.
- 69 Plusieurs pistes de travail peuvent à cet égard être esquissées. Par exemple, il faudrait quantifier la fonction de traitement des eaux par les herbiers, mais également par les algues qui prennent une place de plus en plus importante dans les récifs. Dans le cadre de l'évaluation monétaire de ce service, il serait donc nécessaire d'estimer (1) le taux d'absorption en nutriment pour un écosystème ou organisme donné et (2) le coût de remplacement par un artefact technologique (type station d'épuration) pour un niveau de traitement des eaux équivalent.

Remerciements

- 70 Cette étude a été réalisée dans le cadre du thème d'intérêt transversal « Valeur économique totale des récifs coralliens et écosystèmes associés des territoires d'outremer français » de l'IFRECOR (Financements ministère Outre-Mer : MOM, ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie : MEDDE, Direction de l'environnement de l'aménagement et du logement de Mayotte : DEAL).
- 71 Les auteurs souhaitent remercier la Direction de l'environnement de l'aménagement et du logement de Mayotte (DEAL), le Conseil général de Mayotte, le Centre universitaire de Mayotte, le Parc naturel marin de Mayotte pour avoir renseigné les études réalisées sur ces écosystèmes, leur état de santé, les pressions et les enjeux économiques et environnementaux à Mayotte.

BIBLIOGRAPHIE

- Ainsworth, C.H. et P. Mumby, 2015, Coral-algal phase shifts alter fish communities and reduce fisheries production, *Global Change Biology*, 21, 1, pp. 165-172.
- Andréfouët, S., N. Chagnaud, C. Chauvin et C. Kranenburg, 2008, Atlas Millennium Coral Reef Mapping Project - Récifs coralliens de France Outre-Mer. Centre IRD de Nouméa.
- Ballorain, K., S. Ciccione, J. Bourjea, H. Grizel, M. Enstipp et J.-Y. Georges, 2010, Habitat use of a multispecific seagrass meadow by green turtles *Chelonia mydas* at Mayotte Island, *Marine Biology*, 157, 12, pp. 2581-2590.
- Balouin, Y., R. Belon, A. Stépanian et G. Bodéré, 2012, *Etude générale pour la protection du littoral de la Plaine orientale de Corse - Préconisations de gestion*, France, BRGM, 52 p.
- Barbier, E.B., S.D. Hacker, C. Kennedy, E.W. Koch, A.C. Stier et B.R. Silliman, 2011, The value of estuarine and coastal ecosystem services, *Ecological Monographs*, 81, 2, pp. 169-193.
- Beer, S. et E. Koch, 1996, Photosynthesis of marine macroalgae and seagrasses in globally changing CO₂ environments, *Marine Ecology Progress Series*, 141, 1, pp. 199-204.
- Bonnieux, F. et P. Rainelli, 2003, La technique des transferts dans l'évaluation des biens non-marchands : une application. *Revue d'Économie Régionale et Urbaine*, 2, pp. 187-208.
- Bouahim, S., L. Rhazi, L. Ernoul, R. Mathevet, B. Amami, S. Er-Riyahi, S.D. Muller et P. Grillas, 2015, Combining vulnerability analysis and perceptions of ecosystem services in sensitive landscapes : A case from western Moroccan temporary wetlands, *Journal for Nature Conservation*, 27, 1, pp. 1-9.
- Bridge, T.C., T.P. Hughes, J.M. Guinotte et P. Bongaerts, 2013, Call to protect all coral reefs, *Nature Climate Change*, 3, pp. 528-530.
- Burke, L., K. Reyter, M. Spalding et A. Perry, 2011, *Reefs at risk revisited*, Washington DC, World Resources Institute, 115 p.
- Cabral, P., H. Levrel, J. Schoenn, E. Thiebaut, P. Le Mao, R. Mongruel, C. Rollet, K. Dedieu, S. Carrier et F. Morisseau, 2015, Marine habitats ecosystem service potential : A vulnerability approach in the Normand-Breton (Saint Malo) Gulf, France, *Ecosystem Services*, 16, pp. 306-318.
- Canu, D.M., A. Ghermandi, P.A. Nunes, P. Lazzari, G. Cossarini et C. Solidoro, 2015, Estimating the value of carbon sequestration ecosystem services in the Mediterranean Sea : An ecological economics approach, *Global Environmental Change*, 32, pp. 87-95.
- Chabanet, P., 2002, Coral reef fish communities of Mayotte (western Indian Ocean) two years after the impact of the 1998 bleaching event, *Marine and Freshwater Research*, 53, pp. 107-114.
- Christianen, M.J., J. van Belzen, P.M. Herman, M.M. van Katwijk, L.P. Lamers, P.J. van Leent et T.J. Bouma, 2013, Low-canopy seagrass beds still provide important coastal protection services, *Plos One*, 8, 5, e62413.
- Cooper, E., L. Burke et N. Bood, 2009, *Coastal capital : Belize. The economic contribution of Belize's coral reefs and mangroves*, Washington DC, World Resources Institute, Working Paper, 53 p.
- Corvalan, C., S. Hales et A. McMichael, 2005, *Ecosystems and human well-being : Health Synthesis*, Report of the Millenium Ecosystem Assessment, Washington DC, Island Press, 140 p.

- Costanza, R., R. d'Arge, R. De Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill et J. Paruelo, 1997, The value of the world's ecosystem services and natural capital, *Nature*, 387, pp. 253-260.
- De Groot, R., L. Brander, S. Van Der Ploeg, R. Costanza, F. Bernard, L. Braat, M. Christie, N. Crossman, A. Ghermandi et L. Hein, 2012, Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units, *Ecosystem Services*, 1, pp. 50-61.
- Dirberg, G., 2015, *Rapport bibliographique pour la mise en place d'un indicateur mangrove dans le cadre de la DCE Eaux Littorales dans les DOM*, Convention ONEMA/MNHN, France, 35 p.
- Dobson, A., D. Lodge, J. Alder, G. S. Cumming, J. Keymer, J. McGlade, H. Mooney, J. A. Rusak, O. Sala et V. Wolters, 2006, Habitat loss, trophic collapse, and the decline of ecosystem services, *Ecology*, 87, pp. 1915-1924.
- Donato, D.C., J.B. Kauffman, D. Murdiyarso, S. Kurnianto, M. Stidham et M. Kanninen, 2011, Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics, *National Geoscience*, 4, pp. 293-297.
- Duarte, C.M., 2000, Marine biodiversity and ecosystem services : an elusive link, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 250, pp. 117-131.
- Duarte, C.M., 2002, The future of seagrass meadows, *Environmental Conservation*, 29, pp. 192-206.
- Duarte, C.M., N. Marbà, E. Gacia, J.W. Fourqurean, J. Beggins, C. Barrón et E.T. Apostolaki, 2010, Seagrass community metabolism : Assessing the carbon sink capacity of seagrass meadows, *Global Biogeochemical Cycles*, 24, pp. 1-8.
- Duprey, N.N., M. Yasuhara et D.M. Baker, 2016, Reefs of tomorrow : Eutrophication reduces coral biodiversity in an urbanized seascape, *Global Change Biology*, 22, pp. 3550-3565. DOI : 10.1111/gcb.13432
- Eriksoon, H., J. Wickel et A. Jamon, 2013, Coral bleaching and associated mortality in Mayotte, Western Indian Ocean, *Western Indian Ocean Journal of Marine Science*, 11, pp. 113-118.
- Ferrario, F., M.W. Beck, C.D. Storlazzi, F. Micheli, C.C. Shepard et L. Airoidi, 2014, The effectiveness of coral reefs for coastal hazard risk reduction and adaptation, *Nature Communications*, 5, pp. 1-9.
- Fonseca, M.S. et J.A. Cahalan, 1992, A preliminary evaluation of wave attenuation by four species of seagrass, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 35, pp. 565-576.
- Gérard, K., C. Roby, N. Chevalier, B. Thomassin, A. Chenuil et J.-P. Féral, 2008, Assessment of three mitochondrial loci variability for the crown-of-thorns starfish : A first insight into *Acanthaster* phylogeography. *Comptes Rendus Biologies*, 331, pp. 137-143.
- Gigou, A., 2011, Les étoiles de mer épineuses *Acanthaster planci* du lagon de Mayotte : des explosions démographiques de plus en plus fréquentes, Mayotte, 31 p., [en ligne] URL : <http://www.forum-aires-marines.fr/Documentation/Gestion-des-explosions-demographiques-d-Acanthaster-a-Mayotte-2011>
- Graham, N. et K. Nash, 2013, The importance of structural complexity in coral reef ecosystems, *Coral Reefs*, 32, pp. 315-326.
- Guezal, R., P. Salaün et J.-P. Arnaud, 2009, La pêche à pied à Mayotte : Localisation des principaux sites de pêche et estimation de l'effort de pêche par comptages aériens – Mission pour la création d'un parc naturel marin à Mayotte, Mayotte, 37 p.

- Guilcher, A., L. Berthois, Y. Le Calvez, R. Battistini et A. Crosnier, 1965, Les récifs coralliens et le lagon de l'île Mayotte (archipel des Comores, océan Indien) : géomorphologie, sédimentologie, hydrologie, foraminifères. Paris : ORSTOM, (11), 214 p.
- Gullström, M., M. de la Torre Castro, S.O. Bandeira, M. Björk, M. Dahlberg, N. Kautsky, P. Rönnbäck et M.C. Öhman, 2002, Seagrass ecosystems in the western Indian Ocean, *Ambio*, 31, pp. 588-596.
- Halpern, B.S., K.A. Selkoe, F. Micheli et C.V. Kappel, 2007, Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats, *Conservation Biology*, 21, pp. 1301-1315.
- Hanelt, D., C. Wiencke et K. Bischof, 2003, Photosynthesis in marine macroalgae, dans : Larkum, A.W.D., S.E. Douglas, J.A. Raven (eds), *Photosynthesis in algae. Advances in Photosynthesis and Respiration*, vol. 14, Dordrecht, Springer, pp. 413-435.
- Herteman, M., 2010, Evaluation des capacités bioremédiatrices d'une mangrove impactée par des eaux usées domestiques. Application au site pilote de Malamani, Mayotte, Thèse de doctorat, Université Paul Sabatier, Toulouse III, Toulouse, France, 322 p.
- Hoegh-Guldberg, O., 2014, Coral reef sustainability through adaptation : glimmer of hope or persistent mirage ? *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 7, pp. 127-133.
- Hughes, T.P., 1994, Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef, *Science*, 265, pp. 1547-1551.
- Institut national de la statistique et des études économiques (INSEE), 2016, Estimation de la population au 1er Janvier 2016, Institut national de la statistique et des études économiques, [en ligne] URL : <http://www.insee.fr/fr/statistiques>, consulté le 22 septembre 2016.
- Jamon, A., J. Wickel, J.B. Nicet, P. Durville, C. Bissery, A. Fontcuberta et J.P. Quod, 2010, *Evaluation de l'impact de la pêche au Djarifa sur la ressource halieutique à Mayotte*, Rapport PARETO/APNEE/LAGONIA/Parc Marin de Mayotte pour le compte de l'AAMP, Mayotte, 59 p.
- Jeanson, M., 2009, Morphodynamique du littoral de Mayotte : des processus au réseau de surveillance, Thèse de doctorat, Université du Littoral Côte d'Opale, Dunkerque, France, 347 p.
- Koch, E.W., E.B. Barbier, B.R. Silliman, D.J. Reed, G.M. Perillo, S.D. Hacker, E.F. Granek, J.H. Primavera, N. Muthiga et S. Polasky, 2009, Non-linearity in ecosystem services : temporal and spatial variability in coastal protection. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, pp. 29-37.
- Kunkel, C.M., R.W. Hallberg et M. Oppenheimer, 2006, Coral reefs reduce tsunami impact in model simulations, *Geophysical Research Letters*, 33, L23612.
- Laffoley, D. et G.D. Grimsditch (eds), 2009, *The management of natural coastal carbon sinks*, Gland, Switzerland, IUCN, 53 p.
- Lal, P., 2003, Economic valuation of mangroves and decision-making in the Pacific, *Ocean & Coastal Management*, 46, pp. 823-844.
- Lapointe, B.E., 1997, Nutrient thresholds for bottom-up control of macroalgal blooms on coral reefs in Jamaica and southeast Florida, *Limnology and Oceanography*, 42, pp. 1119-1131.
- Lecacheux, S., Y. Balouin et Y. De La Torre, 2007, *Modélisation des vagues d'origine cyclonique à Mayotte*, Mayotte, BRGM/RP-55981-FR, 100 p.
- Le Moal, M., F. Kerninon, A. Aish, O. Monnier, A. Dore, I. Witte et C. Payri, 2015, *Développement d'indicateurs benthiques DCE (benthos récifal et herbiers de phanérogames) dans les DOM : typologie des herbiers de Martinique, version finale*, Paris, France, ONEMA MNHN, 34 p.

- Legrand, H., Y. Rousseau, C. Pérès et J.-P. Maréchal, 2008, Suivi écologique des récifs coralliens des stations IFRECOR en Martinique de 2001 à 2006, *Revue d'Ecologie*, 63, pp. 67-84.
- Loricourt, A., 2005, Etude des herbiers à phanérogames marines à Mayotte, Thèse de Master, Université de Pau et des Pays de l'Adour, Pau, France, 62 p.
- Maréchal, J.-P., T. Binet, P. Failler et L. Violla, 2014, *Guide méthodologique - Évaluation des valeurs d'usage indirect pour les récifs coralliens et écosystèmes associés*. Rapport IFRECOR - Plan d'action national phase III 2011-2015 - Thème d'Intérêt Transversal Socioéconomie, 40 p.
- Mazda, Y., M. Magi, Y. Ikeda, T. Kurokawa et T. Asano, 2006, Wave reduction in a mangrove forest dominated by *Sonneratia sp.*, *Wetlands Ecology and Management*, 14, pp. 365-378.
- McClanahan, T.R., J.M. Maina, N.A. Graham et K.R. Jones, 2016, Modeling Reef Fish Biomass, Recovery Potential, and Management Priorities in the Western Indian Ocean. *Plos One*, 11, 5.
- McManus, J.W., L.A. Meñez, K.N. Kesner-Reyes, S.G. Vergara et M. Ablan, 2000, Coral reef fishing and coral-algal phase shifts : implications for global reef status, *ICES Journal of Marine Science*, 57, pp. 572-578.
- Mirault, É. et G. David, 2009, Fonctions et logiques d'interface des récifs coralliens sur le littoral de la Réunion, *Les Cahiers d'Outre-Mer*, 62, pp. 571-588.
- Mumby, P.J., 2009, Phase shifts and the stability of macroalgal communities on Caribbean coral reefs, *Coral Reefs*, 28, pp. 761-773.
- Nicet, J.B., A. Jamon, G. Simian, P. Chabanet, C. Bissery, A. Gigou, L. Aboutoïhi, L. Bigot et J.-P. Quod, 2012, *ORC8 - Suivi 2011 de l'état de santé coralliens de Mayotte - suivi benthique et ichtyologique, et impact du blanchissement de 2010*, Rapport pour le compte de la DEAL Mayotte, 84 p.
- Conseil général de Mayotte, 2008, Plan d'aménagement et de développement durable de Mayotte, PADD, Conseil général de Mayotte, Mayotte.
- Paerl, H. W., N. S. Hall, B. L. Peierls et K. L. Rossignol, 2014, Evolving paradigms and challenges in estuarine and coastal eutrophication dynamics in a culturally and climatically stressed world, *Estuaries and Coasts*, 37, pp. 243-258.
- Pascal, N., G. Leport, M. Allenbach et C. Marchand, 2014, Récifs coralliens, mangroves et herbiers de Mayotte : Valeur économique des services écosystémiques. Chapitre I et II : valeurs d'usage directes et indirect, Rapport final, IFRECOR, 136 p., [en ligne] URL : <http://ifrecor-doc.fr/items/show/1650>
- PARETO, 2013, Suivi 2013 de l'état de santé du récif barrière et des récifs internes de Mayotte. Evolution des peuplements benthiques 8 ans après l'état initial des stations « MSA » de l'ORC Mayotte, Rapport final pour le compte du Parc Naturel Marin de Mayotte, IFRECOR, 74 p., [en ligne] URL : <http://ifrecor-doc.fr/items/show/1828>
- PARETO et ASCONIT, 2013, Evaluation de l'état et du Risque de Non Attente des Objectifs Environnementaux (RNAOE) à l'horizon 2021 pour les masses d'eaux du bassin de Mayotte au titre de la Directive Cadre sur l'Eau, Rapport final pour le compte de l'ONEMA, 242 p.
- Pogoreutz, C., D. Kneer, M. Litaay, H. Asmus et H. Ahnelt, 2012, The influence of canopy structure and tidal level on fish assemblages in tropical Southeast Asian seagrass meadows, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 107, pp. 58-68.
- Ponton, D., P. Béarez, P. Pruvost, J. D. Durand et G. Mou-Tham, 2013, Approches fonctionnelles du rôle des mangroves de Mayotte pour les poissons, Rapport final, Convention de collaboration n° 2012/149/DEAL/SEPR, IRD/CNRS/MNHN, 50 p.

- Poungparn, S. et A. Komiyama, 2013, Net ecosystem productivity studies in mangrove forests, *Reviews in Agricultural Science*, 1, pp. 61-64.
- Pusineri, C., J. Kiszka, M. Quillard et S. Caceres, 2013, The endangered status of dugongs *Dugong dugon* around Mayotte (East Africa, Mozambique Channel) assessed through interview surveys, *African Journal of Marine Science*, 35, pp. 111-116.
- Schröter, D., W. Cramer, R. Leemans, I.C. Prentice, M.B. Araújo, N.W. Arnell, A. Bondeau, H. Bugmann, T.R. Carter et C.A. Gracia, 2005, Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe, *Science*, 310, pp. 1333-1337.
- Shaw, E.C., S.R. Phinn, B. Tilbrook et A. Steven, 2015, Natural in situ relationships suggest coral reef calcium carbonate production will decline with ocean acidification, *Limnology and Oceanography*, 60, pp. 777-788.
- Shepard, C.C., C.M. Crain et M.W. Beck, 2011, The protective role of coastal marshes : a systematic review and meta-analysis. *PloS one* 6 :e27374.
- Sheppard, C., D.J. Dixon, M. Gourlay, A. Sheppard et R. Payet, 2005, Coral mortality increases wave energy reaching shores protected by reef flats : examples from the Seychelles, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64, pp. 223-234.
- Spurgeon, J., T. Roxburgh, S. O' Gorman, R. Lindley, D. Ramsey et N. Polunin, 2004, Economic Valuation of Coral Reefs and Adjacent Habitats in American Samoa, Final draft report, Jacobs GIBB Ltd 2004, 109 p.
- Taureau, F., M. Robin et F. Debaine, 2015, Guide méthodologique pour la cartographie des mangroves de l'Outre-mer français, IFRECOR, 83 p., [en ligne] URL : <http://www.ifrecor-doc.fr/items/show/1655>
- Thomassin, B.A., A. Arnoux, J. Coudray, C. Froget, B. Gout, G. Kouyoumontzakis, J.P. Masse, Y. Reyre, J.P. Reys et E. Vacelet, 1989, La sédimentation actuelle dans le lagon de Mayotte (île volcanique à récif barrière, SW océan indien) et son évolution récente en liaison avec les apports terrigènes, *Bulletin de la Société Géologique de France*, 5, pp. 1235-1251.
- Thomassin, B.A., F. Garcia, L. Sarrazin, T. Schembri, E. Wafo, V. Lagadec, V. Risoul et J. Wickel, 2010, Coastal seawater pollutants in the coral reef lagoon of a small tropical island in development : the Mayotte example (N Mozambique Channel, SW Indian Ocean), dans : Ceccaldi, H.J., I. Dekeyser, M. Girault, G. Stora (eds), *Global Change : Mankind-Marine Environment Interactions*, Dordrecht, Springer, pp. 401-407.
- Thongo, A., 2016, Les mangroves à Mayotte – Etat des lieux et enjeux de gestion, Rapport bibliographique, ONF Mayotte, Mayotte, France 47 p.
- Union internationale pour la conservation de la nature France (UICN France), 2014, Stratégie biodiversité pour un développement durable de Mayotte – 2013-2020, Mayotte, France, 84 p.
- Union internationale pour la conservation de la nature France (UICN France), 2017, La Liste rouge des écosystèmes en France – Chapitre Mangroves de Mayotte, Paris, France, 72 p.
- Unsworth, R.K., P. Salinas De Leon, S.L. Garrard, J. Jompa, D.J. Smith et J.J. Bell, 2008, High connectivity of Indo-Pacific seagrass fish assemblages with mangrove and coral reef habitats, *Marine Ecology Progress Series*, 353, pp. 213-224.
- Van Den Bergh, J.C. et W.J. Botzen, 2014, A lower bound to the social cost of CO₂ emissions, *Nature Climate Change*, 4, pp. 253-258.

Waycott, M., C.M. Duarte, T.J. Carruthers, R.J. Orth, W.C. Dennison, S. Olyarnik, A. Calladine, J.W. Fourqurean, K.L. Heck et A.R. Hughes, 2009, Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems, *PNAS*, 106, pp. 12377-12381.

Wickel, J., A. Jamon et B. Wendling, 2006, Projet de réserve naturelle du lagon de Mayotte : Etat des lieux des peuplements de poissons récifaux, Rapport Espaces, IFRECOR, 71 p., [en ligne] URL : <http://ifrecor-doc.fr/items/show/1287>

Wickel, J. et B.A. Thomassin, 2005, Bilan de l'état de santé en 2004 des récifs coralliens frangeants de la « Grande-Terre » de Mayotte et analyse de leur évolution depuis 1989, Rapport Espaces, IFRECOR, 100 p., [en ligne] URL : <http://ifrecor-doc.fr/items/show/1448>

Wilkinson, C., 2008, *Status of coral reefs of the world : 2008*, Townsville, Australia, Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Center, 296 p.

Wilson, S.K., N.A. Graham, M.S. Pratchett, G.P. Jones et N.V. Polunin, 2006, Multiple disturbances and the global degradation of coral reefs : are reef fishes at risk or resilient ? *Global Change Biology*, 12, pp. 2220-2234.

NOTES

1. 1 US \$ = 0,912 € au 04/08/2015

RÉSUMÉS

Les récifs coralliens de Mayotte (342 km²), ainsi que ses mangroves (8,46 km²) et ses herbiers (7,60 km²) procurent des services écosystémiques dont les plus importants sont la protection côtière, la séquestration de carbone, le traitement des eaux et la production de biomasse halieutique. La quantité et la qualité de ces services diminuent de manière régulière depuis plusieurs années et elles devraient continuer de la sorte si aucune mesure n'est prise pour contenir les pressions anthropiques. La couverture corallienne des récifs frangeants a ainsi diminué de 60 % en 15 ans et celle du récif barrière de 15 % en 8 ans, alors que les fronts pionniers de *Sonneratia* des mangroves ont régressé de 13 % en 6 ans. La qualité écologique des masses d'eaux suggère quant à elle un état dégradé des herbiers. La valeur monétaire annuelle de l'ensemble de ces services est actuellement estimée à 151 millions d'euros. Si les écosystèmes étaient en parfait état écologique, elle s'élèverait alors à 188 millions d'euros. Cet article montre ainsi que la préservation des écosystèmes côtiers est primordiale d'un point de vue économique.

Mayotte's coral reefs (342 km²), mangroves (8, 46 km²) and seagrass beds (7,60 km²) provide important ecosystem services of which the most important are the coastal protection, carbon sequestration, water purification and fish biomass production. The quantity and quality of these services have been decreasing steadily for several years and should continue to do so if no action is taken to contain anthropogenic pressures. The coral cover of the fringing reefs and the barrier reef has thus declined respectively by 60 % in 15 years and 15 % in 8 years, while the pioneer front of *Sonneratia* for mangroves has declined by 13 % in 6 years. As for the water quality, it suggests a degraded state of seagrass beds. The estimated annual value of these services amounts

to EUR 151 million. This value would then rise to EUR 188 million if the ecosystems were in pristine conditions. This article shows that the preservation of coastal ecosystems is essential from an economic point of view.

INDEX

Keywords : Indirect use values, ecosystem services, coral reefs, mangroves, seagrass, Mayotte, Indian Ocean

Mots-clés : Valeurs d'usage indirect, services écosystémiques, récifs coralliens, mangroves, herbiers, Mayotte, Océan indien

AUTEURS

EWAN TRÉGAROT

Chargé de recherche, Université de Portsmouth, Centre for Blue Governance, Richmond Building, Portland Street, Portsmouth, PO1 3DE, Royaume-Uni, courriel : ewan.tregarot@port.ac.uk

PIERRE FAILLER

Professeur en économie, Université de Portsmouth, Centre for Blue Governance, Richmond Building, Portland Street, Portsmouth, PO1 3DE, Royaume-Uni, courriel : pierre.failler@port.ac.uk

CINDY C. CORNET

Chargée de recherche, Université de Portsmouth, Centre for Blue Governance, Richmond Building, Portland Street, Portsmouth, PO1 3DE, Royaume-Uni, courriel : cindy.cornet@port.ac.uk

JEAN-PHILIPPE MARÉCHAL

Directeur, Nova Blue Environment, 14 rue Chéry-Rosette, Fond Lahaye, 97233 Schoelcher, Martinique, France, courriel : marechal.jean@gmail.com