



UNIVERSITY of  
PORTSMOUTH  
CENTRE FOR  
BLUE GOVERNANCE



EVALUATION ECONOMIQUE DES SERVICES  
ECOSYSTEMIQUES FOURNIS PAR LES HERBIERS MARINS AU  
SENEGAL, CABO VERDE ET EN GUINEE-BISSAU

## AUTEURS

### University of Portsmouth

Grégoire Touron-Gardic, Athanasos Argyriou, Toby Meredith, Nuria Bachiller-Jareno, Ocgéna Rusten Charles, Richard Teeuw, Andrew Lundgren, Jamie Donald-McCann, Kieran Deane, Ewan Trégarot, El Hadj Bara Dème, Pierre Failler

### CCMAR, Universidade do Algarve

Ester Serrao, Karim Erzini,

### IMEDEA

Nuria Marba, Iris Hendriks, Coral Aranda, Carlos Morell

### Azul e Verde

Antonio Araujo

### CRODT

Modou Thiaw

### Universidade Tecnico do Atlantico

Rui Freitas, Gnilane Diouf

### IBAP

Aïssa Régalla, Emmanuel Dias

### CIPA

Amadeu Mendes Almeida, Noelo Silva Akys Cardoso, Iça Barry, Filipe Tobana Nhanquê

### Fondation Mava

Salla Ba, Charlotte Karibuhoye

### Autres partenaires

Elisabeth Mayé Diouf (Institut de la Pêche et de l'Aquaculture, Université Cheikh Anta Diop, Sénégal), Marina Miralles (Universitat Autònoma de Barcelona, Espagne), Rizky Eko Muliawan (Universidad del País Vasco, Espagne), Marta Ximenis (Universitat de les Illes Balears, Espagne), Tamara Smith (Universidade do Algarve, Portugal), Abdou Aziz Ndiaye (DAMCP, Sénégal), Nuno Fernandes (Casco Antigo), Henrique Queiroga (CESAM, Universidade de Aveiro), Père Masqué (International Atomic Energy Agency Environment Laboratories, Monaco / Department of Physics, Institute of Environmental Science and Technology, Universitat Autònoma de Barcelona, Espagne), Carlos M. Duarte (Red Sea Research Center, King Abdullah University of Science and Technology (KAUST), Arabie Saoudite), Rui Seabra (CIBIO, BIOPOLIS, Portugal), Jean Emery Minkoa Kapito (Indépendant).

## ILLUSTRATIONS

Thierry Caroff

[thierrycaroff@yahoo.fr](mailto:thierrycaroff@yahoo.fr)

## CITATION PROPOSEE

Touron-Gardic, G. et al. (2023) *Evaluation monétaire des services écosystémiques fournis par les herbiers marins en Afrique de l'Ouest : étude de cas au Sénégal, Cabo Verde et Guinée-Bissau*. Projet Resiliensea, Fondation Mava, 190 p.



## RESUME EXECUTIF

1. Ce rapport présente une évaluation monétaire des services écosystémiques fournis par les herbiers marins en Afrique de l'Ouest. Conduite par l'Université de Portsmouth (UK) avec le soutien du CCMAR (Portugal), de l'ONG Azul e Verde (Cabo verde), de l'IBAP (Guinée-Bissau), du CRODT (Sénégal), de l'IMEDEA (Espagne) et de l'UTA (Cabo Verde) ainsi que de nombreux partenaires externes (CIPA, UCAD, DAMCP, CIBIO...), cette étude couvre trois pays de la région : Sénégal, Cabo Verde et Guinée-Bissau. Des travaux de terrain ont été entrepris dans chacun des trois pays, dans les principaux sites où la présence d'herbiers marins avait été au préalable attestée : petite côte et Delta du Saloum au Sénégal, depuis le Nord de Joal jusqu'à la frontière avec La Gambie (en outre, des prospections ont aussi été conduites à Dakar et en Casamance dans le cadre de cette étude) ; îles Bijagos en Guinée-Bissau (en particulier les îles de Unhocomo et Unhocomozinho ainsi que les îles incluses dans le Parc national marin de Joao Vieira Poilao) ; Praia Gamboa et lagune de Pedra Badejo, sur l'île de Santiago au Cabo Verde. Ce travail a été réalisé dans le cadre du projet ResilienSEA. Financé par la Fondation Mava, ce projet a pour but d'accroître le socle d'informations de base sur les herbiers dans la région et de renforcer les capacités des parties prenantes locales.
2. Les cartes réalisées dans le cadre de cette étude à l'aide d'images satellites, de relevés de terrain au Sonar et de plongées sur site ont permis d'estimer la surface des herbiers marins dans les trois pays de l'étude. De la sorte, les surfaces sont de 67,34 km<sup>2</sup> au Sénégal, 1,56 km<sup>2</sup> en Guinée-Bissau et 0,14 km<sup>2</sup> au Cabo Verde dans les zones investiguées et couvrant les principales zones d'herbiers connues dans ces pays à ce jour. À l'échelle des trois pays, cela représente un total de 69,04 km<sup>2</sup> (contre plus de 700 km<sup>2</sup> en Mauritanie (Pottier et al., 2021) et plus de 170 000 km<sup>2</sup> dans le monde (McKenzie et al., 2020)). Ces premières estimations sont provisoires et à considérer *a minima*. En effet, ces surfaces pourraient s'avérer nettement supérieures si des prospections ultérieures étaient menées, et notamment dans des zones non investiguées jusqu'à maintenant. Les surfaces d'herbiers sont relativement denses au Sénégal, composées de trois espèces (*Cymodocea nodosa*, *Halodula wrightii* et *Zoostera noltii*). Les herbiers du Cabo Verde, composés de *Ruppia maritima* et de *Halodule wrightii*, sont aussi relativement denses. À l'inverse, les herbiers de Guinée-Bissau, uniquement composés de *Halodule wrightii*, sont très épars. En outre, la faible densité des herbiers en Guinée-Bissau complique considérablement les tentatives de cartographie.
3. La biomasse totale d'herbiers marins le long des sites ouest-africains variait entre 3,88 grammes de poids sec par m<sup>2</sup> et 38 761 ± 57,66 grammes. Les zones d'herbiers du Sénégal ont une biomasse plus importante que celles du Cabo Verde et de la Guinée-Bissau (Figure ci-dessous). La biomasse surfacique des herbiers marins en Guinée-Bissau était la plus faible, ne représentant en moyenne que 3,6 % de celle du Sénégal. La biomasse totale d'herbiers marins dans les parterres monospécifiques de *Cymodocea nodosa* dans le secteur « Delta Saloum 3 » (sud du delta) était supérieure à la biomasse moyenne rapportée dans le monde pour cette espèce (Duarte & Chiscano, 1999). À l'inverse, la biomasse totale des parterres monospécifiques d'*Halodula wrightii* le long des côtes du Sénégal et de la Guinée-Bissau était inférieure à la moyenne mondiale pour cette espèce (*ibid*).

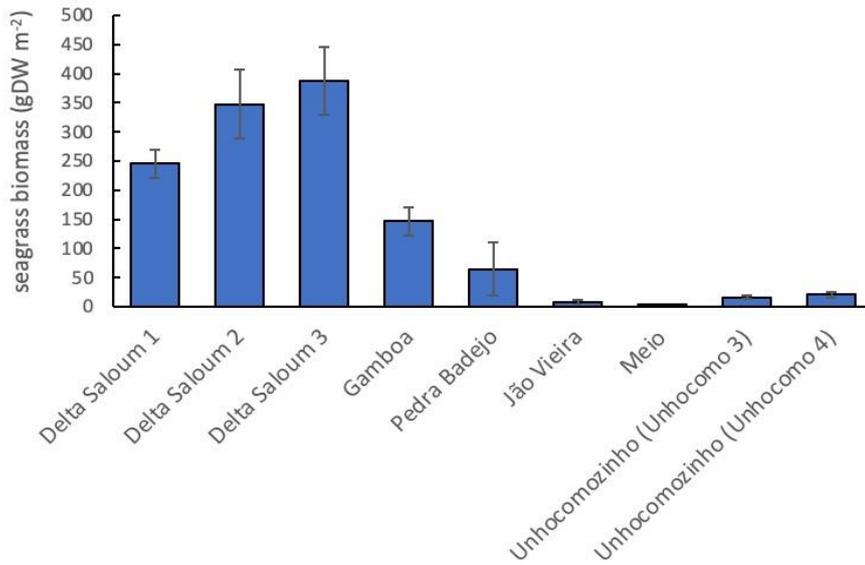


Figure 39 dans le rapport (Section 3 « Séquestration du carbone ») : Biomasse totale dans les herbiers marins du Sénégal (Delta Saloum 1, 2 et 3), Cabo Verde (Gamboa, Pedra Badejo) et de Guinée-Bissau (João Vieira, Meio, Unhocomo 3 et 4). Aucune donnée sur la biomasse n'est disponible pour Joal (Sénégal).

4. L'ensemble des services écosystémiques investigués totalisent une valeur monétaire de 7,82 milliards de Fcfa (11,93 millions d'euros) par an (voir Figure ci-dessous). Cela équivaut à 113 millions de Fcfa (173 000 euros) par km<sup>2</sup> et par an. Cette valeur représente une manne financière importante dans les pays étudiés, d'autant plus qu'elle ne représente que la « partie visible de l'iceberg », c'est-à-dire les aspects quantifiables des services fournis par les herbiers marins. La bonne condition écologique des habitats naturels marins et côtiers représente aussi et surtout une condition *sine qua non* pour le développement ultérieur de toute activité économique.

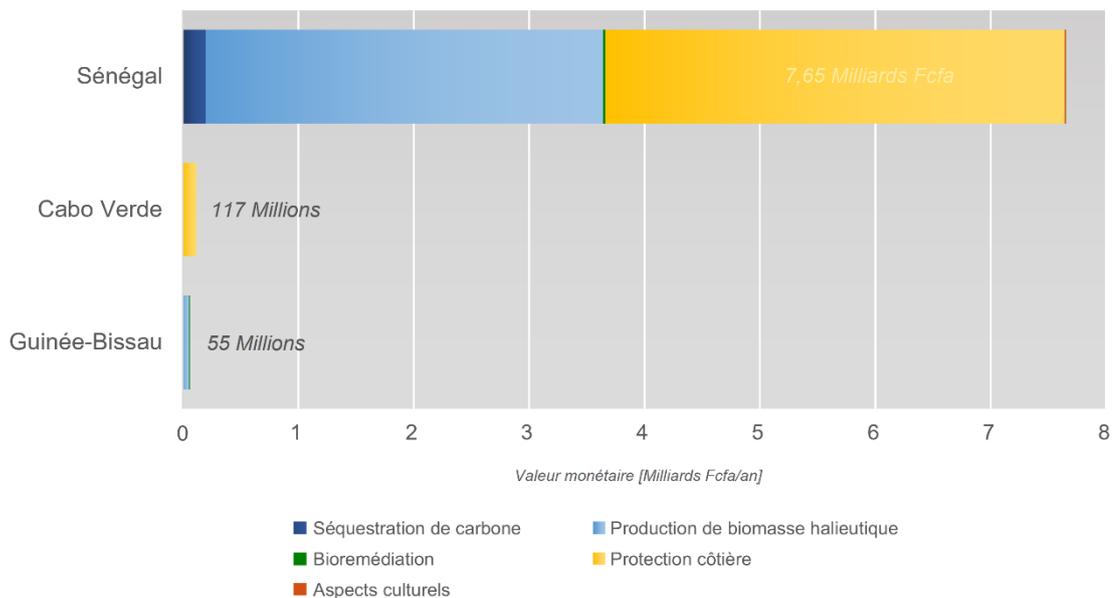


Figure 46 dans le rapport : Estimation de la valeur économique des services fournis par les herbiers marins au Sénégal, Cabo Verde et en Guinée-Bissau

5. La valeur monétaire du service de production de biomasse halieutique dans les herbiers marins du Sénégal et de la Guinée-Bissau a été estimée sur la base des densités de poissons (n/m<sup>2</sup>), des

paramètres biologiques, de la modélisation de la biomasse, des prix du marché du poisson au Sénégal et en Guinée-Bissau et de la superficie totale estimée des herbiers marins dans chaque pays. La valeur économique des espèces de poissons commerciales utilisant les herbiers pour leur cycle de vie est estimée entre 1,834 milliards de Fcfa (2,6 millions d'euros) en 2018 et 5,306 milliards de Fcfa (8,1 millions d'euros) en 2019, avec principalement des espèces démersales (à savoir *Pomadasys jubelini*, *Epinephelus aeneus*, *Diplodus cervinus* et *Diplodus bellottii*) et certaines espèces pélagiques (*Sardinella maderensis*, *Mugil curema* et *Sphyraena guachancho*) représentant la majeure partie de la valeur économique. En Guinée-Bissau, la valeur économique des 10 principales espèces commerciales a été estimée à 55,05 millions de Fcfa (84 000 €), *Pomadasys jubelini* étant de loin l'espèce la plus importante. Au Cabo Verde, les surfaces d'herbiers étaient trop réduites (0,14 km<sup>2</sup>) pour y mettre en place le protocole d'échantillonnage. C'est pourquoi il n'a pas été possible d'estimer les densités de poissons et, par conséquent, seule la diversité associée aux herbiers marins a été enregistrée. Les valeurs estimées pour le Sénégal et la Guinée-Bissau sont comparables à d'autres études réalisées ailleurs dans le monde (Etats-Unis, Portugal...) et soulignent la contribution importante des habitats d'herbiers marins à l'approvisionnement en poissons par leur rôle de nurseries et en tant que réserve alimentaire pour bon nombre d'espèces halieutiques.

6. Le taux d'accrétion de carbone estimé dans la zone « Delta Saloum 2 » (Sénégal) est de 194,6 tonnes de C par an (soit 713,62 tonnes de CO<sub>2</sub> par an). Par extrapolation, il est estimé que les herbiers marins du Delta du Saloum séquestrent 726,37 tonnes de C par an (soit 2663,36 Mg CO<sub>2</sub> par an). Les résultats préliminaires indiquent qu'il n'y a pas d'accrétion nette de carbone à Joal, ou du moins la technique de datation au <sup>210</sup>Pb n'est pas en mesure de détecter l'accrétion de sédiments dans cette zone. En outre, il est estimé que les herbiers marins du Cabo Verde séquestrent 3,22 tonnes C par hectare et par an (soit 11,81 Mg CO<sub>2</sub> par an). De la sorte, avec 2663,36 tonnes de CO<sub>2</sub> séquestrés chaque année au prix de 73 534,56 Fcfa par tonne (prix à la tonne estimé à partir des documents nationaux relatifs à l'Accord de Paris sur le climat), la valeur économique du service de séquestration de carbone par les herbiers du Sénégal est de 197,394 millions de Fcfa chaque année. Au Cabo Verde, avec un taux de séquestration de 11,81 tonnes CO<sub>2</sub> par an et un prix de 466 825,36 Fcfa par tonne (aussi estimé sur la base des documents nationaux relatifs à l'Accord de Paris sur le climat), cela correspond à une valeur de 5,557 millions de Fcfa chaque année. En Guinée-Bissau, étant donné que l'analyse du taux d'accrétion de carbone n'a pas pu être menée à bien, la valeur économique correspondante n'a pas pu être calculée (néanmoins, la valeur économique aurait été très faible en raison de la faible densité et des petites surfaces d'herbiers marins dans le pays). Enfin, les sédiments présents dans les 50 premiers centimètres de sol dans le Delta du Saloum et à Joal stockent respectivement 163 000 tonnes de C (ou 598 500 tonnes de CO<sub>2</sub>) et 84 900 tonnes de C (ou 331 400 tonnes de CO<sub>2</sub>), dont une partie pourrait être rejetée dans l'atmosphère si les herbiers marins étaient dégradés.
7. Grâce aux grandes étendues d'herbiers le long de la petite côte, la valeur économique estimée du service de protection du littoral est impressionnante : 4,087 milliards de Fcfa/an (6,24 millions euros), grâce à leur capacité d'atténuation de la houle. C'est une valeur équivalente au coût nécessaire pour la construction de plusieurs kilomètres de digues en béton chaque année. De plus, la protection assurée par les herbiers marins est compatible avec de telles infrastructures, car les deux peuvent être combinées avec succès. Les perspectives de recherche au sujet du service de protection côtière sont nombreuses : analyses *in situ* de l'atténuation de la houle et de la stabilisation des sédiments, modélisation de la propagation des vagues dans les herbiers marins par rapport aux zones sans herbiers marins, etc.
8. Malgré les fortes pressions pesant sur les écosystèmes côtiers, les herbiers ont un rythme de filtration des eaux intéressant, puisqu'ils permettent de traiter annuellement près de 42 tonnes de nitrates, dont 41,2 pour le Sénégal. Par comparaison, la station d'épuration de Joal traite annuellement 1,784 milliard de litres d'eau, pour des quantités de nitrates situées dans le même

ordre de grandeur. De la sorte, les herbiers au Sénégal traiteraient des quantités de nitrates à un rythme qui n'a rien à envier aux stations d'épuration de taille importante. En prenant en compte le prix de traitement « à la tonne » de nitrates par les stations d'épuration dans la région, la valeur monétaire pour le service de traitement de l'eau fournie par les herbiers est d'environ 23 millions Fcfa/an (167 575 Fcfa/an au Cabo verde, 22,87 millions de Fcfa/an au Sénégal et 182 136 Fcfa/an en Guinée-Bissau). Au-delà de cette estimation relativement modeste, les herbiers représentent une solution de traitement efficace, bon marché et facile à mettre en place (Deniz, 2019). Or le développement rapide de la région (et notamment de l'agglomération de Dakar) pose de sérieux problèmes en termes de qualité des eaux.

9. De façon générale, les services culturels sont difficilement appréhendables. D'autre part, les herbiers marins sont très peu connus en Afrique de l'Ouest. Dès lors, la convergence de ces deux aspects – à savoir la valeur des services culturels des herbiers marins en Afrique de l'Ouest – semble difficile à conceptualiser. Une condition rédhitoire permet toutefois de simplifier cette réflexion : une entité doit être connue et appréhendée par ses usagers, afin qu'elle puisse posséder une valeur culturelle. Par conséquent, les herbiers marins ne peuvent pas posséder de grande valeur culturelle à l'heure actuelle, étant donné que cet habitat n'est encore valorisé. Seule la valeur des activités touristiques liées indirectement au tourisme (le « Turtle Watching » dans les AMP de Joal-Fadiouth et de Sangomar au Sénégal, où la présence de tortues est liée à la présence d'herbiers marins) a pu être prise en compte pour estimer la valeur monétaire des services « culturels » fournis par les herbiers marins. Le chiffre d'affaires annuels lié à cette activité est de 8,375 millions de Fcfa par an (12 786 euros).
10. Le milieu marin ouest-africain subit toujours plus d'impacts consécutifs aux actions humaines directes telles que l'extraction des ressources, la pollution, et la modification des habitats. Dans le même temps, les écosystèmes côtiers sont aussi indirectement touchés par le changement climatique : érosion accrue, déplacement des zones de distribution des espèces, modification de la pluviométrie, etc. (CDB, 2018). La dégradation de l'état de santé des écosystèmes côtiers et marins entraîne à son tour une perte de leurs fonctionnalités (Tregarot et al., 2020). Malgré les nombreux services écosystémiques qu'ils fournissent, les herbiers ne sont que peu connus et étudiés en Afrique de l'Ouest. Ce manque de connaissances est en partie dû à l'identification tardive de cet habitat dans les régions situées au Sud de la Mauritanie. Par ailleurs, les herbiers font face à de nombreuses pressions dans la région. Les menaces qui ont été identifiées de façon récurrente ont été la destruction par le développement côtier, la pollution par le ruissellement industriel, l'apport excessif de sédiments causé par la déforestation, l'enlèvement ou la destruction physique des herbiers par la pêche ou la navigation ainsi que l'élévation du niveau de la mer et l'acidification des océans (Figure ci-dessous). La senne de plage a par ailleurs été identifiée comme l'engin de pêche le plus destructeur, suivie par le chalutage (Vegh et al., 2022).
11. Le stress généré par l'activité pétrolière et gazière offshore s'ajoute aux pressions énumérées précédemment. L'exploitation au Nigeria, en Côte d'Ivoire et au Ghana, par exemple, a eu des impacts désastreux sur les écosystèmes marins et côtiers. D'importantes quantités de polluants ont été rejetées dans l'environnement, ce qui a considérablement modifié le paysage marin et terrestre des régions côtières. Ces polluants étaient notamment composés de boues de forage, de déblais, d'huile et de graisses, de sels, de sulfures, de matière solide en suspension, etc. Des changements de température et de pH, ont aussi été décelés, de même qu'une augmentation de la concentration de l'eau en métaux lourds. Cela a causé la destruction de vastes zones de forêts de mangroves (les herbiers marins ne sont pas mentionnés mais probablement inclus) et de zones de pêche, de même qu'un déclin des stocks de poissons, crabes, mollusques et bigorneaux et de l'abondance d'oiseaux (Kadafa, 2012 ; Adelana et al., 2011). Outre les déversements majeurs de pétrole et de polluants, les opérations pétrolières et gazières ont de nombreux effets secondaires qui impactent aussi la biodiversité environnante. Il s'agit notamment de la création de pipelines et d'autres infrastructures sur les fonds marins, de l'augmentation du trafic maritime, des produits

chimiques courants, des eaux usées, des fuites, de l'eau produite, des gaz d'échappement, etc. (Kark, 2015 ; Ogolo, 2021 ; Cordes, 2016). Au Sénégal, l'exploitation offshore va commencer prochainement dans des zones à fort enjeu environnemental, ce qui ne manque pas de susciter des inquiétudes. Des projets d'exploitation sont aussi en cours de développement en Gambie et en Mauritanie (par ailleurs, la Mauritanie a d'ores et déjà abrité des zones d'exploitation offshore).

12. Dans le contexte actuel, la protection de tous les herbiers, même ceux de surface réduite, est cruciale pour garantir la diversité génétique actuelle, et afin que les herbiers de l'Afrique de l'Ouest soient résilients et en capacité de s'adapter aux changements climatiques. En effet, les parterres peu denses d'aujourd'hui constituent la réserve de gènes pour les potentielles étendues immenses de demain. Face aux menaces multiples et parfois diffuses sur les herbiers marins, il est essentiel d'agir en ayant une vision intégrée. En effet, la préservation de l'environnement côtier et marin au sens large est un thème qui doit faire intervenir tous les acteurs, et ceci à tous les niveaux spatiaux et de gouvernance. La notion de transversalité est essentielle pour organiser et structurer les actions de conservation.
13. La caractérisation des services écosystémiques fournis par les herbiers marins doit continuer de faire l'objet de recherches dans le futur. Les perspectives d'amélioration des connaissances sont nombreuses : espèces halieutiques vivant dans les herbiers marins de la région (taille moyenne, âge maximum, conversion taille-masse, mortalité...), cartographie (intelligence artificielle – « Machine Learning » – mais aussi développement de la cartographie par Sonar), atténuation de la houle (stabilisation des sédiments, modélisation de la propagation des vagues dans les herbiers marins par rapport aux zones sans herbiers marins, etc.), séquestration de carbone, valeur culturelle... Avant tout, les analyses *in situ* doivent être poursuivies en se basant sur les avancées technologiques et scientifiques les plus récentes.



## LISTE DES ABREVIATIONS

AMP	Aire marine protégée
BP	British Petroleum
BVLOS	Beyond visual line of sight
CAR	Carbon Accretion Rate
CART	Classification and Regression Trees Analysis
CICES	The Common International Classification of Ecosystem Services
CFV	Commercial fisheries landings value
CCNUCC	Convention-cadre des Nations-Unies pour le changement climatique
CDN / NDC	Contribution déterminée au niveau national à l'Accord de Paris sur le climat
CPDN / INDC	Contribution prévue déterminée au niveau national à l'Accord de Paris sur le climat
DW	Dry Weight
EBSAs	Ecologically or biologically significant area
EEZ	Economic exclusive zone
ESA	European Space Agency
FAO	Food and Agriculture Organization
GDP	Gross domestic product
GEE	Google Earth Engine
GES	Gaz à effet de serre
IBAs	Important Bird Area
IPBES	Intergovernmental Panel on Biodiversity and Ecosystem Services
INDC / CPDN	Intended nationally determined contribution
KBAs	Key Biodiversity Area
LMMAs	Large marine mammal areas
MEA	Millenium Ecosystem Assessment
ML	Machine learning
MSGBC	Zone « Mauritanie – Sénégal – Gambia – Guinée Bissau – Guinée Conakry »
NDC / CDN	Nationally determined contribution
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index
NDWI	Normalized Difference Water Index
OM	Organic Matter
PNBA	Parc National du Banc d'Arguin, Mauritanie
PRCM	Partenariat régional pour la conservation de la zone côtière et marine
RAMPAO	Réseau régional d'AMP en Afrique de l'Ouest
RFV	Recreational fisheries landings value
RM	Reef Master App
SAR	Sediment Accretion Rate
Satellite EO	Satellite Earth Observation
SVM Processing	Support Vector Machine Processing
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
UICN	Union internationale pour la conservation de la nature
UVC Survey	Underwater visual census survey
VET	Valeur économique totale
ZEE / EEZ	Zone économique exclusive

## TABLE DES MATIERES

Introduction .....	16
Contexte .....	16
Evaluation monétaire des services écosystémiques .....	19
Structure du rapport .....	21
Bibliographie .....	21
Section 1 – Cartographie des herbiers marins par la télédétection .....	24
1. Cartographie au Sénégal et au Cabo Verde .....	24
1.1. Introduction .....	24
1.2. Methodologie .....	25
1.3. <i>Google Earth Engine</i> et “Machine Learning” .....	31
1.4. Résultats : imagerie PlanetScope et Sentinel-2 .....	32
1.5. Discussion .....	45
1.6. Bibliographie .....	46
2. Guinée Bissau .....	48
2.1. Methodologie .....	48
2.2. Résultats .....	53
2.3. Recommandations .....	60
2.4. Bibliographie .....	61
Section 2 – Service écosystémique d’approvisionnement biomasse halieutique fournis par les herbiers marins au Sénégal, en Guinée-Bissau et au Cabo Verde .....	64
1. Abstract .....	64
2. Mots-clés .....	65
3. Introduction .....	65
4. Materiel & méthode .....	66
5. Résultats .....	68
6. Discussion .....	75
7. Bibliographie .....	77
Section 3 – Identification des services écosystémiques fournis par les herbiers marins en Afrique de l’Ouest : séquestration de carbone organique .....	81
1. Introduction .....	81
2. Méthode .....	82
3. Résultats et discussion .....	85
4. Remerciements .....	94
5. Références .....	94
Section 4 – Evaluation de la valeur monétaire du service de protection côtière par les herbiers marins du Sénégal, de Guinée-Bissau et du Cabo Verde .....	97
1. Introduction .....	97
2. Méthode et données .....	99
3. Résultats .....	100
3.1. Sénégal .....	100
3.2. Cabo Verde .....	101
4. Discussion .....	101
5. Bibliographie .....	103
Section 5 – Evaluation du service de bioremédiation par les herbiers marins au Cabo Verde, Sénégal et Guinée-Bissau .....	106
1. Introduction .....	106
2. Méthode .....	107
2.1. Présentation des sites .....	108

2.2.	Taux surfacique de dénitrification.....	108
2.3.	Indice de pondération.....	108
2.4.	Transcription en termes monétaires.....	108
3.	Résultats.....	109
3.1.	Surface des herbiers marins.....	109
3.2.	Indice de pondération.....	109
3.3.	Quantité d'azote éliminée.....	109
3.4.	Valeur Monétaire.....	109
4.	Discussion.....	109
5.	Bibliographie.....	111
Section 6 – La valeur des services « culturels » fournis par les herbiers marins au Sénégal, en Guinée-Bissau et au Cabo Verde.....		114
1.	Introduction.....	114
2.	La place des herbiers dans la culture au Sénégal, au Cabo Verde et en Guinée-Bissau.....	115
3.	Evaluation du service culturel.....	117
3.1.	Sénégal.....	118
3.2.	Cabo verde.....	118
3.3.	Guinée-Bissau.....	118
4.	Une valeur qui n'est que faiblement restituée.....	119
5.	Bibliographie.....	119
Section 7 – Synthèse des résultats : évaluation de la valeur économique totale des services écosystémiques fournis par les herbiers marins.....		122
Section 8 – Les menaces pesant sur les herbiers.....		126
1.	Menaces au niveau global.....	126
2.	Situation en Afrique de l'Ouest.....	127
3.	Perspectives à long terme.....	130
4.	Un levier d'action pour faire face aux menaces : la stratégie régionale ouest-africaine de conservation des herbiers marins.....	130
4.1.	Structuration.....	131
4.2.	Protection et restauration.....	131
4.3.	Suivi, recherche et renforcement de capacités.....	131
5.	Références.....	132
Section 9 – La biodiversité rencontrée dans les herbiers d'Afrique de l'Ouest.....		136
1.	Introduction.....	136
2.	Méthode.....	137
3.	Effet de nurserie des herbiers marins.....	137
3.1.	Effet sur la densité.....	138
3.2.	Effet sur la croissance des espèces vivantes.....	139
3.3.	Effet de survie.....	140
3.4.	Recrutement et migration.....	140
4.	Echantillons en Afrique de l'Ouest.....	141
4.1.	Description des échantillonnages.....	141
4.2.	Espèces charismatiques.....	144
4.3.	Espèces en compétition.....	147
5.	Conclusion.....	148
6.	Références.....	148
Section 10 – La contribution des herbiers dans l'atténuation des changements climatiques.....		153
1.	La contribution des herbiers dans l'atténuation des changements climatiques.....	153
2.	Bibliographie.....	155

Section 11 – L'émergence de l'exploitation de gaz et de pétrole en haute mer en Afrique de l'Ouest et son impact sur les écosystèmes côtiers .....	160
1. Contexte.....	160
2. Impacts globaux sur l'environnement.....	163
3. Impacts référencés en Afrique de l'Ouest.....	165
4. Impacts potentiels sur les écosystèmes côtiers de la region d'étude .....	167
5. Références .....	170
Section 12 – La Fondation Mava en Afrique de l'Ouest – Pourquoi investir dans la conservation des herbiers marins ? .....	174
1. Un écosystème de grande valeur mais méconnu.....	174
2. Un écosystème à protéger impérativement .....	174
3. Pour une plus grande prise de conscience sur les herbiers – Le projet ResilienSEA.....	175
4. Références .....	176
Annexe 1 : Coordonnées et cartes des transects réalisés avec un SONAR pour la cartographie des herbiers marins en Guinée-Bissau .....	I
Annexe 2 Coordonnées GPS des lieux d'échantillonnages des carottes de sédiments .....	VIII
Annexe 3 : Détail de la valeur économique par site pour le service de protection côtière.....	X

## TABLE DES FIGURES

<i>Figure 1 : Distribution mondiale des herbiers et des zones biogéographiques.</i> .....	16
<i>Figure 2 : La répartition des quatre espèces d'herbiers marins recensées en Afrique de l'Ouest.</i> .....	17
<i>Figure 3 : Facteurs naturels et anthropiques qui impactent les habitats côtiers et marins.</i> .....	18
<i>Figure 4 : Décomposition de la Valeur Economique Totale</i> .....	20
<i>Figure 5 : Drone à voilure fixe Wingtra VTOL.</i> .....	25
<i>Figure 6 : Photos de drones fusionnées en photo-mosaïques pour une partie de la zone d'herbiers marins de Joal</i> .....	26
<i>Figure 7 : Photo drone de la plage de Joal, montrant la ligne débris et les herbiers marins côtiers probables.</i> .....	27
<i>Figure 8 : Photo drone de la zone de Fandiog, Delta du Saloum.</i> .....	27
<i>Figure 9 : Résumé de la méthodologie de traitement des images et de classification des habitats.</i> .....	28
<i>Figure 10 : Comparaison entre la cartographie de l'habitat basée sur Sentinel-2, zone test du banc d'Arguin</i> .....	29
<i>Figure 11 : AMP de Joal : comparaison des résultats de l'échantillon ponctuel de bateau de 2013 avec la carte de l'habitat dérivée de PlanetScope 2020 (3 m x 3 m).</i> .....	30
<i>Figure 12 AMP de Joal : comparaison des résultats d'échantillons ponctuels en bateau avec la carte dérivée du PlanetScope, pour les distributions des herbiers marins, des substrats rocheux et sableux.</i> .....	30
<i>Figure 13 : Points d'échantillonnage du relevé des fonds marins de 2013 qui sont en accord avec les caractéristiques détectées dans l'analyse d'image PlanetScope 2020 pour le substrat rocheux et les herbiers marins.</i> .....	31
<i>Figure 14 : Étendue maximale de la zone intertidale pour les îles de Guinée-Bissau, sur la base du traitement de 20 ans d'imagerie Landsat via Google Earth Engine et l'apprentissage automatique.</i> .....	31
<i>Figure 15 : Carte de l'habitat de la région de Joal dérivée de PlanetScope en décembre 2020</i> .....	33
<i>Figure 16 : Joal: Cartographie basée sur l'imagerie PlanetScope (2020)</i> .....	34
<i>Figure 17 : Présence attestée d'herbiers marins dans le delta du Saloum.</i> .....	35
<i>Figure 18 : Croquis de carte montrant la répartition estimée des herbiers marins dans le Delta du Saloum</i> .....	36
<i>Figure 19 : Étendue possible des herbiers marins le long de la côte de Palmarin (nord du delta du Saloum), à partir du traitement des images PlanetScope 2022.</i> .....	37
<i>Figure 20 : Étendue probable des herbiers marins dans la zone sud de la lagune de Sangomar (delta central du Saloum), à partir du traitement des images PlanetScope 2022.</i> .....	38
<i>Figure 21 : Étendue probable des herbiers marins dans le sud du delta du Saloum (zone de Betenty), à partir du traitement des images PlanetScope 2022.</i> .....	39
<i>Figure 22 : Baie de Ngor, Dakar</i> .....	41
<i>Figure 23 : L'étendue probable des herbiers marins dans la baie de Ngor, Dakar</i> .....	42

Figure 24 : L'étendue probable de la principale zone d'herbiers marins au Cap-Vert : la baie de Praia, d'après l'imagerie PlanetScope de septembre 2022.	43
Figure 25 : L'étendue probable des herbiers marins à Pedra Badejo Laguna, sur la base d'enquêtes de terrain en juin 2022.	44
Figure 26 : Imagerie Sentinel-2 des principales zones d'herbiers marins de Guinée-Bissau	44
Figure 27 : L'archipel des Bijagos en Guinée-Bissau.	48
Figure 28 : Localisation des observations de terrain autour des îles d'Unhocomo et d'Unhocomozinho, dans la partie occidentale de l'archipel des Bijagos.	51
Figure 29 : Localisation des observations de terrain autour des îles de Joao Vieira et de Meio, dans la partie sud-est de l'archipel des Bijagos.	52
Figure 30 : Tronçon de la trajectoire du sonar avec un retour de seconde très faible.	53
Figure 31 : Halodule wrightii, côte ouest nord Joao Vieira	54
Figure 32 : Estimation des zones d'occurrence d'herbiers marins sur la côte nord de l'île d'Unhocomo.	55
Figure 33 : Zones estimées d'occurrence d'herbiers marins sur la côte nord de l'île d'Unhocomozinho.	56
Figure 34 : Zones estimées d'occurrence d'herbiers marins sur la côte ouest de l'île de Joao Vieira.	57
Figure 35 : Zones estimées d'occurrence d'herbiers marins sur la côte nord-est de l'île de Meio.	58
Figure 36 : Zones estimées d'occurrence d'herbiers marins sur les côtes sud-est et sud-ouest de l'île de Meio.	59
Figure 37 : échantillonnage à l'aide d'une senne de plage à Poilao, Guinée-Bissau (August 2022).	67
Figure 44 : Schéma conceptuel du cycle de l'azote pour les herbiers marins.	107
Figure 45 : La fresque à l'entrée des locaux de l'association AGIRE, active dans la protection de l'environnement côtier à Joal-Fadiouth (Sénégal).	116
Figure 46 : Estimation de la valeur économique des services fournis par les herbiers marins au Sénégal, au Cabo Verde et en Guinée-Bissau	122
Figure 47 : Répartition de la valeur monétaire des services fournis par les herbiers marins au Sénégal, au Cabo verde et en Guinée-Bissau.	123
Figure 48 : Répartition de la valeur monétaire des services écosystémiques fournis par les herbiers marins au Sénégal, au Cabo Verde et en Guinée-Bissau, en fonction du type de service	124
Figure 49 : Perception des principales menaces pesant sur les herbiers d'après les acteurs de la conservation marine dans la région.	128
Figure 50 : Nombre d'espèces échantillonnées par coup de senne de plage dans les herbiers marins du PNBA (Parc National du Banc d'Arguin).	141
Figure 51 : Nombre total d'individus par espèce capturés par les sennes coulissantes à l'intérieur des herbiers marins au Sénégal.	142
Figure 52 : Nombre total d'individus par espèce capturés par les coups de sennes de plage dans les parterres d'herbiers marins situés dans les îles Bijagos (Unhocomo, Unhocomozinho et Meio), Guinée-Bissau.	143
Figure 53 : Espèces d'oiseaux utilisant les zones d'herbiers marins dans le Banc d'Arguin (Mauritanie).	146
Figure 54 : Quatre espèces distinctes de macroalgues du genre Caulerpa trouvées dans des prairies mixtes avec des herbiers marins en Afrique de l'Ouest.	147
Figure 55 : Algues filamenteuses épiphytes fixées sur Halodule wrightii dans les Bijagos (Guinée-Bissau), comparées à des herbiers moins épiphytés.	147
Figure 56 : Animaux coloniaux épiphytes fréquents sur Cymodocea nodosa dans le banc d'Arguin (Mauritanie).	148
Figure 57: Concessions offshore de pétrole et de gaz (a) au Sénégal et (b) en Mauritanie.	161
Figure 58: Réserves prouvées et probables de pétrole et de gaz dans les pays africains.	162
Figure 59: Localisation des champs pétrolifères et gaziers de la région du Greater Tortue Ahmeyim et de Cayar (Greater Tortue – Kosmos Energy   Deepwater Exploration and Production, 2022)	163
Figure 60: Enumération des phases de développement de l'exploitation pétrolière et gazière offshore.	164
Figure 61: Graphique listant les réponses du milieu marin en réaction aux opérations pétrolières et gazières extracôtières.	165
Figure 62: Localisation des champs pétrolifères et gaziers offshore "Jubilee"	167
Figure 63: Distribution spatiale des aires marines protégées (AMP) en Afrique de l'Ouest.	168
Figure 64: Description des opérations de routine dans les exploitations offshore susceptibles d'engendrer des impacts environnementaux.	169

Figure 65 : Bathymetric contours and seagrass presence derived from sonar data gathered in Meio's coastline (Sonar0005 transect). Seagrass presence colour ramp represent the relative density of points classified as seagrass (i.e. the relative density is based on point count). \_\_\_\_\_ II

Figure 66 : Bathymetric contours and seagrass presence derived from sonar data gathered in Meio's coastline (onar0005, Sonar0006 and Sonar0009 transects). Seagrass presence colour ramp represent the relative density of points classified as seagrass (i.e. the relative density is based on point count). \_\_\_\_\_ III

Figure 67 : Bathymetric contours and seagrass presence derived from sonar data gathered in Meio's coastline (Sonar0006, Sonar0007, Sonar0010 and Sonar0011 transects). Seagrass presence colour ramp represent the relative density of points classified as seagrass (i.e. the relative density is based on point count). \_\_\_\_\_ IV

Figure 68 : Bathymetric contours and seagrass presence derived from sonar data gathered in Unhocomo's coastline (Sonar 0000 transect). Seagrass presence colour ramp represent the relative density of points classified as seagrass (i.e. the relative density is based on point count). \_\_\_\_\_ V

Figure 69 : Bathymetric contours and seagrass presence derived from sonar data gathered in Unhocozinho's coastline (Sonar 0001 transect). Seagrass presence colour ramp represent the relative density of points classified as seagrass (i.e. the relative density is based on point count). \_\_\_\_\_ VI

Figure 70 : Bathymetric contours and seagrass presence derived from sonar data gathered in Joao Vieira's coastline (Sonar 0012 transect). Seagrass presence colour ramp represent the relative density of points classified as seagrass (i.e. the relative density is based on point count). \_\_\_\_\_ VII

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Données satellite utilisées dans cette étude. \_\_\_\_\_ 25

Tableau 2 : Joal : étendue surfacique des herbiers marins basée sur l'imagerie PlanetScope (2020) croisée avec des travaux de terrain (3 millions de pixels) vs. relevés en bateau de 2013 (grille de 500 m x 500 m). \_\_\_\_\_ 32

Tableau 3 : Herbiers du Delta du Saloum : croquis carte 2011 vs imagerie PlanetScope 2022 \_\_\_\_\_ 40

Tableau 4 : Caractéristiques inhérentes au relevé Lowrance Gen 2 HDS-5 \_\_\_\_\_ 49

Tableau 5 : Estimation de la surface totale des herbiers marins dans les îles Bijagos, transect par transect, travaux de terrain de 2022 \_\_\_\_\_ 60

Tableau 6 : Localisation des échantillonnages effectués à l'aide d'une senne coulissante au Sénégal \_\_\_\_\_ 66

Tableau 7: Paramètres des espèces commerciales utilisées pour estimer la biomasse et la valeur économique (Sénégal, 2018). \_\_\_\_\_ 69

Tableau 8: Paramètres des espèces commerciales utilisées pour estimer la biomasse et la valeur économique (Sénégal, 2019). \_\_\_\_\_ 70

Tableau 9 : Espèces capturées dans des échantillons de senne de plage en Guinée-Bissau. \_\_\_\_\_ 71

Tableau 10 : Densité ( $n/m^2$ ), nombre total ( $n$  total), biomasse (TB en kg) et valeurs économiques totales correspondantes des espèces commerciales pour 67,344 km<sup>2</sup> d'habitat d'herbiers marins au Sénégal (2018). 72

Tableau 11 : Densité ( $n/m^2$ ), nombre total ( $n$  total), biomasse (TB en kg) et valeurs économiques correspondantes des espèces commerciales pour 67,344 km<sup>2</sup> d'habitat d'herbiers marins au Sénégal (2019). 72

Tableau 12 : Densité ( $n/m^2$ ), nombre total ( $n$  total), biomasse (Total en kg) et valeurs économiques correspondantes des espèces commerciales évoluant à un moment ou un autre de leur cycle de vie dans les 1,556 km<sup>2</sup> d'herbiers marins en Guinée Bissau. \_\_\_\_\_ 74

Tableau 13 : Diversité halieutique à Praia Gamboa (Praia, île de Santiago, Cabo Verde). \_\_\_\_\_ 75

Tableau 14 : Densité des pousses, biomasse et stocks de carbone dans les tissus vivants des espèces d'herbiers marins sur les sites d'étude du Sénégal, du Cabo Verde et de la Guinée-Bissau. \_\_\_\_\_ 87

Tableau 15 : Stocks préliminaires de sédiments  $C_{org}$  mesurés pour les 50 cm et 100 cm supérieurs, taux d'accrétion sédimentaire (SAR) et taux d'accrétion de carbone organique (CAR). \_\_\_\_\_ 92

Table 16 : Espèces de poissons adultes observées dans les comptages vidéo sous-marins à Praia Gamboa, Santiago, Cabo Verde. \_\_\_\_\_ 144

Table 17 : Sonar transects location, file name, time of collection, duration and area cover \_\_\_\_\_ I

Table 18 : Details of the locations where the sediment cores were collected \_\_\_\_\_ VIII

Table 19 : Détail de la valeur économique par site pour le service de protection côtière \_\_\_\_\_ X





plusieurs années. *Zostera noltii* est une espèce tempérée capable de se développer sous des conditions climatiques très différentes. Elle est particulièrement fréquente dans les zones intertidales où elle est exposée à l'air durant les périodes de marée basse. C'est une espèce naine, qui forme des pelouses sur des substrats meubles envasés et riches en matière organique. Elle possède des feuilles longues de 4 à 20 cm avec une partie supérieure arrondie et souvent courbée au centre, tandis que le rhizome est jaune brunâtre. Elle est extrêmement sensible à l'eutrophisation, à la turbidité et à la pollution des eaux.

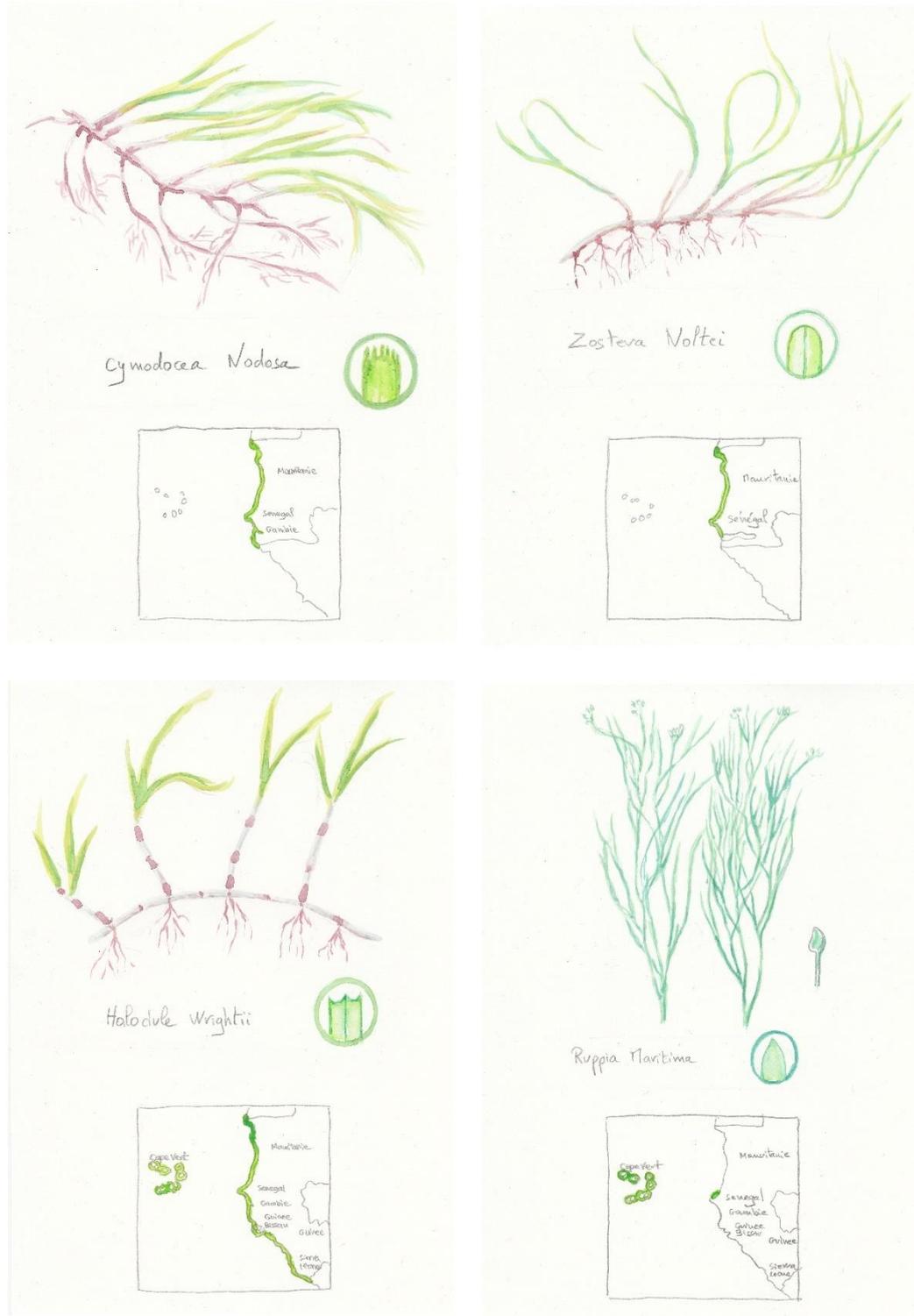


Figure 2 : La répartition des quatre espèces d'herbiers marins recensées en Afrique de l'Ouest. Source : de Los Santos et al., (2022) basé sur Resiliensea (2018)

Quant à *Halodule wrightii*, c'est une espèce tropicale que l'on retrouve dans les zones intertidales. Cette espèce est surtout présente dans des milieux abrités ou semi-abrités comme les rives peu profondes, les estuaires ou les lagunes. Elle se caractérise par un feuillage bi-dental et un rhizome blanchâtre. C'est une espèce de petite taille et qui forme généralement des herbiers clairsemés. Enfin *Ruppia maritima* ne fait pas l'unanimité quant à son classement en tant qu'herbier marin, puisqu'elle peut compléter son cycle de vie en dehors d'un environnement marin (De los Santos et al., 2021). Cette espèce se trouve aussi dans des eaux saumâtres, salines ou hypersalines, dans des marais salés, des lagunes et lacs salés, etc. Néanmoins, l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) classe le genre *Ruppia* parmi les herbiers marins.

En dépit de l'importance des herbiers marins, ces derniers sont confrontés à de nombreuses menaces anthropiques (Unsworth et al., 2019). De la sorte, les rejets dans l'eau de polluants d'origine agricole, domestique ou industrielle affectent profondément la structure, la stabilité et le fonctionnement des écosystèmes marins, au point de constituer une menace pour la survie des herbiers marins (Figure 3). En outre, les pressions cumulatives dues à l'exploitation côtière, au ruissellement des nutriments et aux changements climatiques ont entraîné depuis des décennies une baisse continue de la superficie des herbiers marins dans le monde (Estes et al., 2011), ce dont n'échappent pas les herbiers situés en Afrique de l'Ouest (Resiliensea, 2018). Selon le Programme des Nations-Unies pour le Développement (PNUE), 7 % de la surface de cet habitat marin disparaît chaque année dans le monde, soit l'équivalent de la perte d'un terrain de football toutes les 30 minutes (PNUE-UNEP-WCMC, 2020).

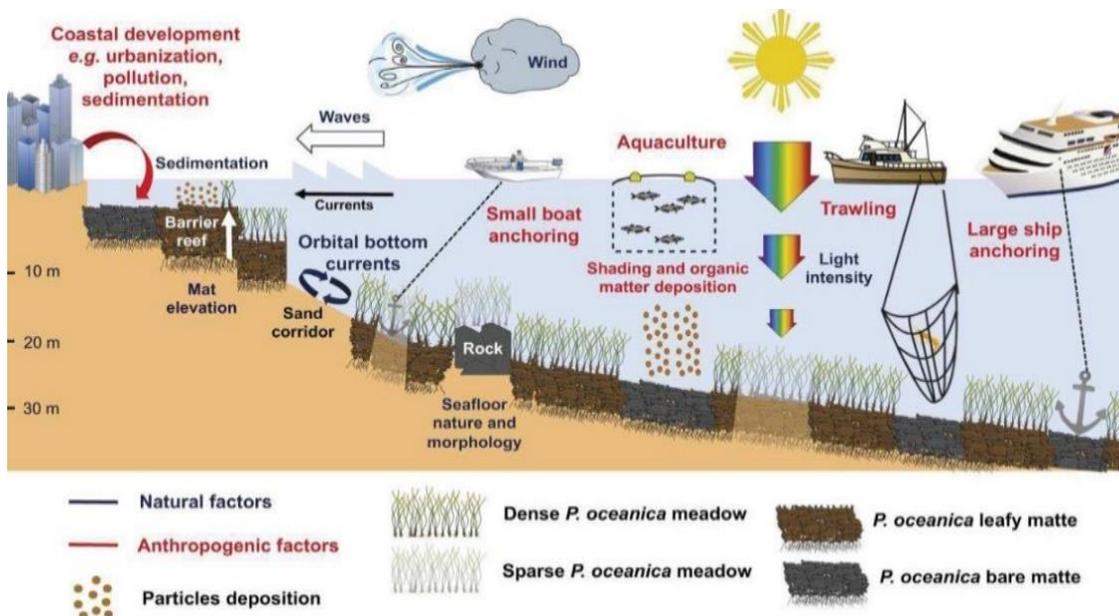


Figure 3 : Facteurs naturels et anthropiques qui impactent les habitats côtiers et marins. Source : Abadie et al. (2018).

L'attention qui est accordée aux herbiers marins en Afrique de l'Ouest est encore marginale. Les recherches se limitent presque exclusivement au parc national du Banc Arguin en Mauritanie (Touron-Gardic et al., 2022). Par conséquent, les pouvoirs publics n'ont globalement que peu conscience du rôle des herbiers marins pour contribuer à l'atténuation du changement climatique, malgré quelques exemples récents allant dans le bon sens (intégration des herbiers marins dans les documents-cadre de l'Accord de Paris pour le climat en Sierra Leone et au Cabo Verde, intégration de la notion de « carbone bleu » par les institutions en charge des aires protégées au Sénégal, etc). Il est probable que le manque de renseignements vis-à-vis des herbiers marins ait entraîné un manque de préoccupation pour leur protection. Cependant, pour contrer les menaces qui pèsent sur les herbiers marins et afin de garantir la pérennité des services écosystémiques qu'ils fournissent aux humains, des mesures de

conservation doivent être prises. Or ces mesures nécessitent des connaissances de base complètes et fondées sur les données scientifiques les plus récentes, afin d'être pertinentes et adaptées au contexte ouest-africain.

Pour cette raison, la Fondation Mava – acteur prépondérant et au long cours de la conservation de l'environnement en Afrique de l'Ouest – a créé le projet Resiliensea. Programmé pour la période 2018 – 2022 et couvrant sept pays d'Afrique de l'Ouest (la Mauritanie, le Sénégal, le Cap-Vert, la Gambie, la Guinée-Bissau, la Guinée, et la Sierra Leone), ce projet a pour but « *d'accroître la connaissance des herbiers marins en Afrique de l'ouest et de mener des actions pilotes sur des sites sélectionnés, destinées à mettre en œuvre des outils de gestion afin d'améliorer le statut de leur protection et les services qu'ils fournissent* »<sup>1</sup>. Dans le cadre de ce projet, une équipe pluridisciplinaire composée de scientifiques, d'acteurs locaux et de décideurs politiques a été mobilisée pour faire une évaluation de la valeur monétaire des services écosystémiques fournis par les herbiers marins dans trois pays de la zone d'étude du projet : Sénégal, Cabo Verde et Guinée-Bissau. Ce document présente donc la valeur monétaire des services écosystémiques fournis par les herbiers marins dans ces trois pays, puis discute de la conservation de ces herbiers en Afrique de l'Ouest au regard des enjeux spécifiques de cette région. Basé sur des travaux de terrain et des analyses cartographiques et bibliographiques approfondies, ce travail a pour but de contribuer à alimenter un socle d'information de base indispensable pour la conservation des milieux côtiers et marins dans la région. De plus, ce travail permettra aux décideurs publics de prendre conscience de l'importance que revêtent les herbiers marins dans la région.

### Evaluation monétaire des services écosystémiques

L'évaluation monétaire des services écosystémiques confère une visibilité économique à certains aspects de la nature qui sont trop souvent sous-estimés, voire même complètement ignorés dans les décisions publiques. C'est un outil essentiel pour l'intégration de l'environnement dans les sphères économiques, politiques et sociales (Binet et al., 2012). En effet, l'attribution d'une valeur monétaire aux services écosystémiques favorise la prise en compte de la protection de l'environnement dans la comptabilité publique. De cette façon, en assignant une valeur monétaire aux écosystèmes, il est rendu possible pour les décideurs de comparer les valeurs des services écosystémiques aux biens du marché. Par conséquent, quelques éléments de réflexion supplémentaires sont amenés pour faciliter l'arbitrage « nature vs. développement économique » auquel la société doit souvent faire face. En fin de compte, les acteurs de la conservation (consommateurs/usagers d'un site, administrations, ONG...) peuvent capitaliser sur ces évaluations monétaires pour sensibiliser les décideurs publics à l'importance de préserver les zones d'utilité écologique menacées par le développement humain.

Ce travail s'appuie sur le cadre méthodologique élaboré par Trégarot et al. (2018) pour évaluer les services écosystémiques fournis par le parc national du banc d'Arguin (Mauritanie). L'unité de mesure utilisée pour évaluer les services écosystémiques est la valeur économique totale (VET). Cette dernière est la plus adoptée dans l'évaluation économique des services écosystémiques, car elle n'évalue qu'un service à la fois. Elle prend en considération non seulement les valeurs d'usage, c'est-à-dire les valeurs des avantages concrets apportés par l'utilisation réelle – envisagée ou possible – d'un bien ou d'un service, mais aussi les valeurs de non-usage qui correspondent à la conscience de la viabilité des services fournis par les écosystèmes (Pearce 1991) (voir Figure 4). Par ailleurs, cette notion est utilisée depuis plusieurs décennies, ce qui facilite largement les comparaisons (comparaisons dans le temps ou comparaisons par rapport à d'autres types d'habitats ou d'autres lieux). Les différentes évaluations passées des biens et services rendus par les habitats d'herbiers (Casas et al., 2022 ; Touron-Gardic et al., 2021 ; Trégarot et al., 2018) et qui se basent sur le même procédé méthodologique démontrent bien l'intérêt d'adopter le cadre de travail de la VET. Cela ne signifie cependant pas que l'étude

<sup>1</sup> Voir : <https://resiliensea.org/>

fournira des renseignements sur la valeur monétaire de tous les services possibles : cette étude s'attachera à un certain nombre d'entre eux, car ils représentent le mieux l'utilité des herbiers marins pour les humains.

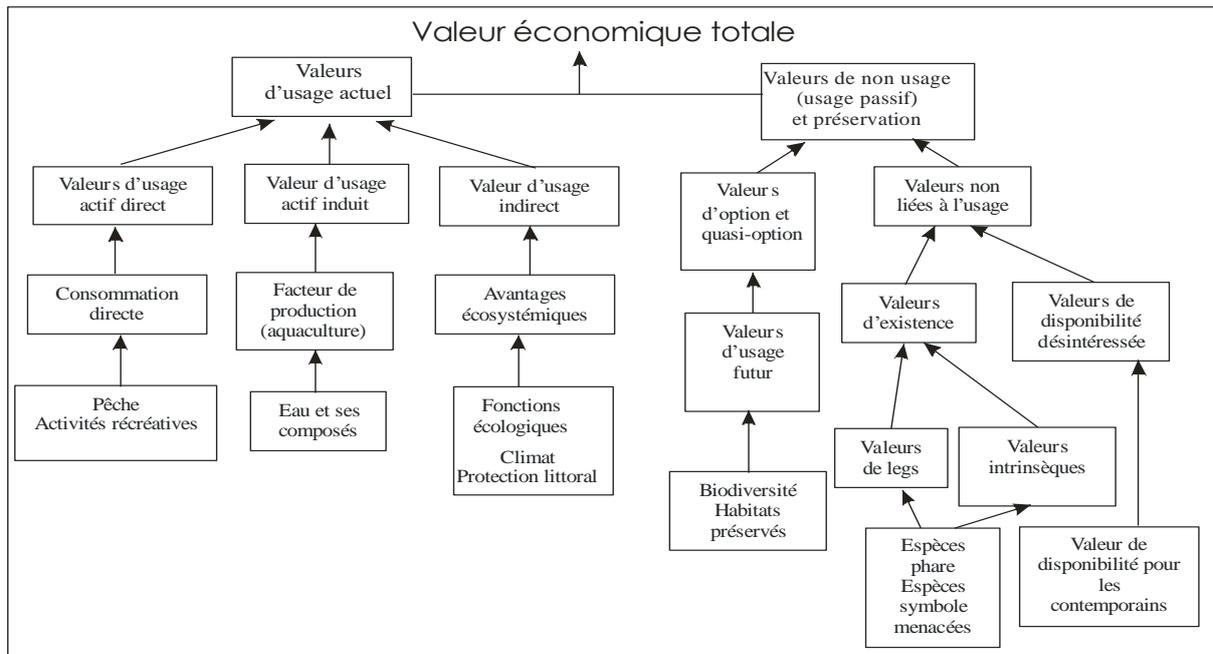


Figure 4 : Décomposition de la Valeur Économique Totale ; D'après Point (1998) et adapté par Failler & Pan (2007) in Trégarot et al. 2018b.

À ce titre, les services retenus sont ceux qui couvrent au maximum les valeurs décrites à la figure ci-dessus. Par exemple, la prise en considération du chiffre d'affaires des activités de tourisme liées aux espèces emblématiques permet de tenir compte (en partie) de la valeur non-liée à l'usage. Les différents services écosystémiques qui font l'objet d'une estimation monétaire dans ce travail sont les suivants :

- **Service d'approvisionnement en biomasse halieutique**

Les herbiers marins hébergent beaucoup d'espèces animales qui fournissent beaucoup de services aux humains. Ils constituent un habitat privilégié pour la reproduction et la croissance de nombreuses espèces de poissons et pour de nombreux d'espèces d'invertébrés. Les herbiers marins constituent en outre une source de nourriture pour de nombreux organismes, qui attireront à leur tour des prédateurs, etc. Ce service cherche à quantifier la fonction de production de biomasse liée aux herbiers marins.

- **Service de séquestration de carbone**

Les plantes marines jouent un rôle important dans la lutte contre le changement climatique. Elles transforment le gaz carbonique présent dans l'eau pour produire de l'oxygène (photosynthèse). En outre, elles sont en mesure de séquestrer et de stocker de grandes quantités de carbone dans leur biomasse (tiges, feuilles, racines) et d'enfouir sur des temps longs du carbone organique dans les sédiments.

- **Service de traitement de l'eau**

Les herbiers marins sont capables de purifier l'eau de certains nutriments, augmentant en conséquence sa qualité. Ils jouent un rôle de tampon en fixant certaines matières organiques dans l'eau et en empêchant le développement de certaines espèces nuisibles.

- **Service d'atténuation de la houle (protection côtière)**

Les herbiers marins sont essentiels pour stabiliser le substrat meuble. Grâce à leur système racinaire, ils retiennent les masses sableuses du fond marin sur lesquels ils se développent et empêchent l'érosion de la côte. De plus, les ondes de houle qui se propagent dans l'eau peuvent être considérablement atténuées lorsqu'elles se diffusent au-dessus des parterres d'herbiers.

- **Aspects culturels**

Les herbiers marins représentent aussi une ressource culturelle considérable. Ils offrent une panoplie de services immatériels à caractère récréatif, spirituel, esthétique et éducatif, ce qui en fait des attractions touristiques.

Pour chacun de ces services, une fonction de production sera estimée. Cette fonction de production représente le niveau d'activité annuel de chaque service. Par exemple pour le service de séquestration de carbone, la fonction de production représente la quantité de carbone atmosphérique qui est séquestrée pendant une année. Le procédé pour estimer la fonction de production de chaque service écosystémique est décrit dans la section afférente. Néanmoins, ces estimations requièrent toutes que les étendues d'herbiers soient cartographiées de façon précise. C'est pourquoi cette étude s'attardera en premier lieu sur la cartographie des herbiers dans les trois pays investigués.

Dès lors que les fonctions de production des services écosystémiques sont connues, il est possible de les traduire en termes monétaires. Le procédé pour estimer la valeur monétaire de chaque service écosystémique est décrit dans la section afférente.

### Structure du rapport

Ce rapport est divisé en 12 sections. La section 1 décrit le processus de cartographie des herbiers marins, ainsi que leur emplacement et leur surface. Ensuite, les services sont décortiqués et analysés chacun indépendamment dans les sections 2 à 6. Les résultats généraux sont ensuite récapitulés à la section 7. Les sections suivantes vont ensuite mettre ces résultats en perspective vis-à-vis du contexte environnemental ouest-africain. Les menaces pesant sur les herbiers marins sont dès lors évoquées à la section 8, tandis que la section 9 décrit les nombreuses espèces vivantes profitant de cet habitat naturel. Par la suite, les principaux résultats de cette étude sont comparés aux objectifs internationaux en termes de réduction des émissions de gaz à effet de serre à la section 10. Enfin, les potentiels impacts du développement des industries gazière et pétrolière offshore sur les milieux côtiers ouest-africains sont discutés à la section 11, tandis que la dernière section évoque le travail de la Fondation MAVA durant les dernières décennies en Afrique de l'Ouest, et notamment sa prise en considération de l'importance des herbiers depuis plus de dix ans.

### Bibliographie

- Abadie, A. et al. (2018) Seascape ecology in *Posidonia oceanica* seagrass meadows: Linking structure and ecological processes for management. *Ecological Indicators*, 87, 1–13.
- Angst, B. et al. (2014) *Synthèse des connaissances sur les herbiers de zostères en appui à leur gestion dans le golfe du Morbihan*. Rapport AMURE et SIAGM. 2014.
- Binet, T. et al. (2012). *Évaluation de la valeur socio-économique des écosystèmes marins et côtiers des Aires marines protégées de l'Afrique de l'Ouest : Rapport Final*. Projet EVA.
- Casas, E. et al. (2022) "Species Distribution Models at Regional Scale: *Cymodocea nodosa* Seagrasses", *Remote Sensing*, 14(17):4334

De los Santos et al. (2022). *Manuel de formation pour le suivi et la gestion des herbiers marins dans les pays du RAMPAO*. Projet Resiliensea, Centre des Sciences Marines de l'Algarve, Faro, 107p.

Duarte, C. M. (2013). Assessing the CO<sub>2</sub> capture potential of seagrass restoration projects, *Journal of Applied Ecology*, 50(6), 1341– 1349.

Estes, J.A. et al. (2011) Trophic downgrading of planet earth. *Science*, 333, 301– 306.

UNEP-WCMC, & Short, F. (2018). *Global Distribution of Seagrasses* (version 6.0). Sixth update to the data layer used in Green and Short (2003). UN Environment World Conservation Monitoring Centre. Disponible sur : <https://data.unep-wcmc.org/pdfs/7>

Hily, C. & Job, S. (2015). *Synthèse bibliographique sur les herbiers de phanérogames marines - Rapport bilan 2015*. Département Génie Côtier & Océanique

Kirkman, H. & Walker, D.I. (1989). Regional studies- Western Australian seagrass. In *Biology of Seagrasses*, ed. A.W.D. Larkum, A.J. McComb & S.A. Sheperds. New York: Elsevier, 157-81

Lamb, J. B. et al. (2017). Seagrass ecosystems reduce exposure to bacterial pathogens of humans, fishes, and invertebrates, *Science*, 355(6326), 731-733.

Pearce, D. et al. (2006). *Analyse coûts-bénéfices et environnement - développement récents*. OCDE.

Pergent, G. et al. (2012) *Les herbiers de Magnoliophytes marines de Méditerranée : résilience et contribution à l'atténuation des changements climatiques*. Gland, Suisse et Malaga, Espagne : IUCN. 80 p.

Programme des Nations Unies pour l'environnement & Grid-Arendal, (2020). *Herbiers marins : un poumon vert inestimable pour la planète et l'humanité*. PNUÉ, Nairobi, 102 p.

Resiliensea (2018). *Herbiers marins d'Afrique de l'Ouest*, 3p. Disponible sur : <https://resiliensea.org/2022/02/14/herbiers-marins-dafrique-de-louest/?lang=fr>

Touron-Gardic, G. et al. (2022). *Stratégie régionale Ouest-Africaine pour la protection des herbiers marins*. Projet Resiliensea, 43p.

Touron-Gardic, G. et al. (2021). *Etude sur la valeur écosystémique de 6 AMP du RAMPAO présentant des sites critiques pour les petits pélagiques*. Projet PPAMP, RAMPAO, 134 p.

Trégarot, E. et al. (2020). The role of marine protected areas in sustaining fisheries: The case of the National Park of Banc d'Arguin, Mauritania, *Aquaculture and Fisheries*, 5(5), 253-264.

Trégarot, E. et al. (2018). *Évaluation des services écosystémiques du Banc d'Arguin, Mauritanie : Rapport Final*, 368p.

Trégarot et al. (2018b). *Évaluation des services écosystémiques du Banc d'Arguin - Méthode adoptée pour l'évaluation de la valeur des services écosystémiques et les options possibles*, 51p.

Unsworth, R. et al. (2019). Global challenges for seagrass conservation, *Ambio*, 48, 801-815



## SECTION 1 – CARTOGRAPHIE DES HERBIERS MARINS PAR LA TELEDETECTION

Un travail de terrain a été effectué dans les trois pays de la zone d'étude. Les sites de mise en œuvre de ces travaux de terrain ont été sélectionnés en fonction des témoignages antérieurs. En effet, les sites où la présence a été attestée par les habitants et usagers puis rapportée dans les études précédentes ont été choisis pour la réalisation d'enquêtes de terrain. À ce titre, le rapport de Resiliensea « *Meadows of Knowledge* » (GRID-Arendal, 2022) a fait un excellent travail en compilant toutes les présences attestées d'herbiers marins en Afrique de l'Ouest.

Cependant, en raison de différences significatives en termes de densités d'herbiers marins, la méthodologie n'a pas pu être reproduite dans les trois pays. Ainsi, la première partie de cette section présente la méthode utilisée au Sénégal et au Cabo Verde : analyse d'images satellites, signaux sonar sur site avec observations en bateau (Sénégal uniquement) et travaux de vérification de la plongée sous-marine. Ensuite, les principaux résultats sont présentés en termes de surface. La deuxième partie de cette section présente la méthode utilisée en Guinée-Bissau (analyse des signaux sonar et vérifications sur place avec observations en bateau et travaux de vérification de la plongée sous-marine), ainsi que les résultats dans ce pays. Les herbiers marins en Guinée-Bissau étaient très clairsemés, ce qui rendait impossible l'analyse par images satellite. Par conséquent, pour compenser, une analyse sonar a été effectuée plus en profondeur.

### 1. Cartographie au Sénégal et au Cabo Verde

*Richard Teeuw<sup>1</sup>, Nasos Argyriou<sup>1</sup>, Toby Meredith<sup>2</sup>, Andrew Lundgren<sup>3</sup>, Ocgéna Rusten Charles<sup>4</sup>, Emmanuel Dias<sup>5</sup>, Amadeu Mendes Almeida<sup>6</sup>, El Hadj Bara Dème<sup>4</sup> and Jamie Donald-McCann<sup>3</sup>*

<sup>1</sup> *School of the Environment, Geography & Geoscience, University of Portsmouth (UK)*

<sup>2</sup> *Faculty of Creative Art & Cultural Industry, University of Portsmouth (UK)*

<sup>3</sup> *Institute of Cosmology & Gravitation, University of Portsmouth (UK)*

<sup>4</sup> *Centre for Blue Governance, University of Portsmouth (UK)*

<sup>5</sup> *Institute for Biodiversity and Protected Areas (IBAP), Guinea Bissau*

<sup>6</sup> *Centro de Investigaçao Pesqueira Aplicada / Center for applied fisheries research (CIPA), Guinea-Bissau*

#### 1.1. Introduction

L'utilisation d'images satellitaires peut être une procédure utile pour détecter et surveiller ces écosystèmes marins et côtiers (Hossain et al., 2015). La détection de la répartition des herbiers marins a également été couronnée de succès avec des photos aériennes et des images satellitaires avec des tailles de pixels de 10 m ou moins, tandis que plus récemment, la télédétection par drone a été utilisée pour cartographier les écosystèmes côtiers en détail (Lyons et al., 2011 ; Kovacs et al., 2018). Les satellites présentent de nombreux avantages majeurs par rapport aux avions et aux drones. Entre autres, ils assurent une meilleure continuité de la collecte de données, avec certaines archives de données satellitaires couvrant plusieurs décennies. Les satellites peuvent également fournir une meilleure vue d'ensemble synoptique des habitats, voire des écosystèmes entiers, par rapport aux vues limitées des avions ou des drones. Les données d'observation de la Terre par satellite fournissent des mesures à couverture répétée, thématiquement cohérentes et spatialement continues des écosystèmes, de leurs modèles et processus, avec une couverture mondiale.

## 1.2. Methodologie

### 1.2.1. Données

#### Imagerie satellite

Deux types d'images satellitaires librement disponibles ont été utilisées : Sentinel-2 (résolution spatiale 10 m) et PlanetScope (résolution spatiale 3 m). Ces images ont été sélectionnées pour être aussi exemptes de nuages que possible et à partir de la période de marée la plus basse, afin de mieux distinguer les zones subtidales, intertidales et de couverture terrestre (Tableau 1). Ainsi, la visibilité des habitats marins pourrait être plus saillante dans les eaux peu profondes à marée basse, ce qui minimise l'absorption des longueurs d'onde spectrales par l'eau, facilitant ainsi l'identification des caractéristiques déterminantes (spectres de couleur) (Pottier et al., 2018, 2021).

Tableau 1 : Données satellite utilisées dans cette étude.

Jeu de données	Source des données	Description
PlanetScope images	Planet.com	Multi-spectral satellite images (visible & Near Infra-Red with 3 m pixel size; daily images)
Sentinel-2 images	European Space Agency (ESA) Copernicus Open Access Hub	Multi-spectral satellite images (visible, NIR & SWIR) with 10 m pixel size; images every 5 days

### 1.2.2. Photographie par drone

Un drone à voilure fixe et à décollage et atterrissage verticaux (VTOL) Wingtra a été utilisé pour les relevés d'herbiers marins du Joal et du Delta du Saloum (Figures 5 et 6-8).

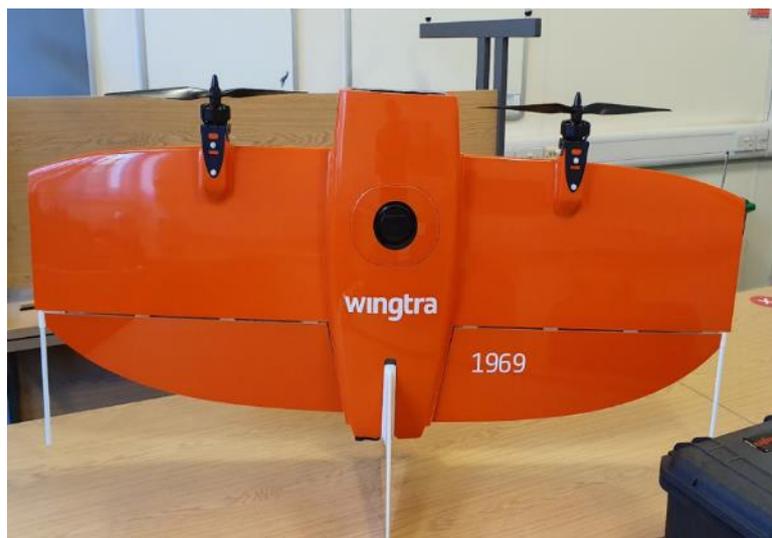


Figure 5 : Drone à voilure fixe Wingtra VTOL. Le cône nasal n'est pas inclus dans cette image.

#### Caractéristiques techniques

Capteur : Sony RX1R II (optique); MicaSense Altum (multispectral)

Justification : VTOL ; Collecte de données plus rapide et plus grande couverture de zone par rapport aux drones multi-rotors.

Restrictions : Nécessite une empreinte d'un rayon d'au moins 5 m pour le décollage et l'atterrissage; ne peut pas décoller de petits bateaux. La politique de l'Université de Portsmouth et l'autorisation opérationnelle de la CAA ne permettent pas de voler au-delà de la visibilité directe (BVLOS); incapable de survoler complètement les zones identifiées à partir de sites de lancement appropriés.



Figure 6 : Photos de drones fusionnées en photo-mosaïques pour une partie de la zone d'herbiers marins de Joal – à noter que, malheureusement, en raison des conditions de marée haute, aucun herbier marin n'est visible, à l'exception des algues et des débris d'herbiers marins le long du rivage.



Figure 7 : Photo drone de la plage de Joal, montrant la ligne débris et les herbiers marins côtiers probables.

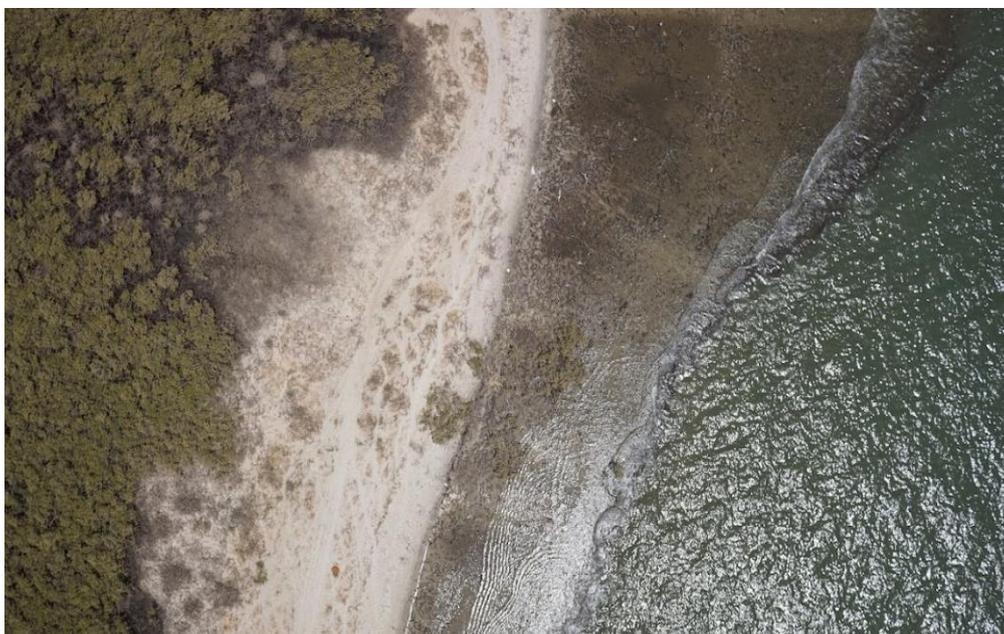


Figure 8: Photo drone de la zone de Fandiog, Delta du Saloum. Les herbiers marins probables sont visibles en haut à droite de la photo, mais ailleurs, la lueur du soleil sur l'eau rend la détection des herbiers marins très difficile.

#### Détection et cartographie des herbiers marins à l'aide de la photographie par drone : recommandations

- Utiliser des opérateurs de drones formés qui ont l'autorisation au-delà de la visibilité visible (BVLOS) des autorités du pays hôte.
- Identifier les sites de lancement appropriés avant le déploiement.
- Identifier les heures de marée basse et viser à effectuer le relevé par drone à marée basse.
- L'éclat du soleil peut être un problème majeur pour voir les herbiers marins, même dans des eaux relativement claires. Des expériences sont nécessaires avec différents temps de vol : par exemple, tôt le matin ou en fin d'après-midi lorsque le soleil est bas dans le ciel.

- Étudier la collaboration avec toutes les organisations de drones dans le pays avant le déploiement.
- Avoir à disposition des drones à voilure fixe et multirotor.

### 1.2.3. Traitement des images satellites

La méthodologie et les résultats de Pottier et al. (2021), développés dans des conditions de marée basse pour cartographier les vastes herbiers marins du Banc d'Arguin (Mauritanie), ont été adaptés pour le traitement d'images utilisé dans cette étude, avec des images Sentinel-2 et PlanetScope de 3 millions de pixels (Figure 9).

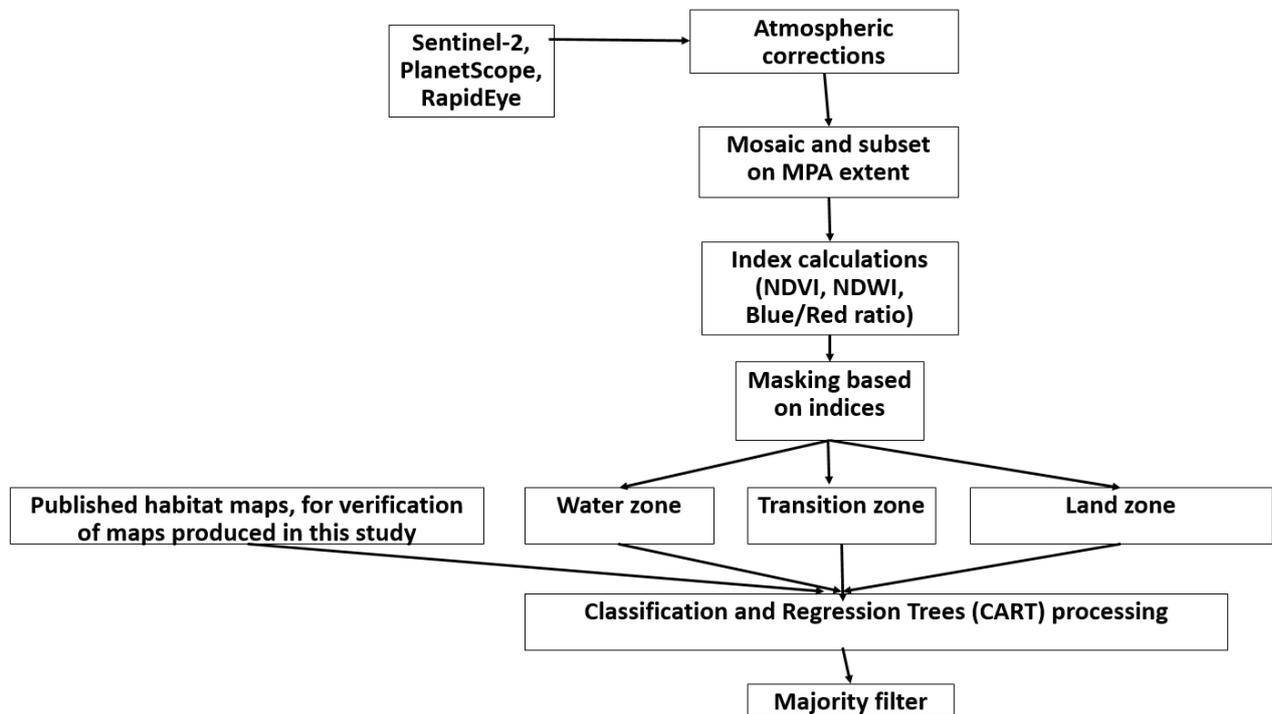


Figure 9 : Résumé de la méthodologie de traitement des images et de classification des habitats.

La méthodologie utilisée dans ce projet est résumée dans la figure 9. Notre approche s'appuie sur la méthodologie utilisée par Pottier et al. (2021). Cependant, il existe des différences notables entre la méthodologie de Pottier et al. (2021) et cette étude. Cela se justifie par le manque de données de validation de la « réalité sur le terrain » disponibles. Seul le site de Joal (Sénégal) disposait d'un grand ensemble de données d'enquête sur les herbiers marins (datant de 2013) permettant de vérifier les caractéristiques détectées par l'imagerie satellite. Les données de Joal proviennent d'un relevé ponctuel des fonds marins réalisé par bateau, sur une grille de 500m x 500m cadrillant l'ensemble de l'AMP de Joal, soit environ 8 km x 18 km (Mériaux & Sémelin, 2014).

Les images satellitaires utilisées dans cette analyse (Sentinel-2 et PlanetScope) ont été prétraitées pour des corrections atmosphériques et radiométriques. Les images prétraitées ont ensuite été traitées en calculant les deux indices de l'indice de différence normalisée de l'eau (NDWI) et de l'indice de végétation par différence normalisée (NDVI). Ces deux indices utilisent des bandes spectrales spécifiques des capteurs satellitaires afin de masquer et de discriminer les masses d'eau (subtidales et intertidales), les terres émergées et la zone de transition entre la couverture marine et terrestre, constituée de mangroves, de marais salés, de végétation aquatique et de vasières (illustrée à la Figure 10).

Ensuite, un processus de classification des images satellites a eu lieu à l'aide de l'analyse des arbres de classification et de régression (CART), basée sur les arbres de décision (Breiman et al., 1984). Il faut

noter que les arbres de décision sont importants pour la modélisation prédictive de classification et de régression dans le Machine Learning. Par ailleurs, l'analyse CART est une procédure dans laquelle les modèles d'arbres de décision sont construits en fonction des données d'apprentissage fournies. Les arbres de décision peuvent être utilisés pour la classification afin de prédire à quel groupe appartient chaque pixel de l'image satellite et pour la régression afin de prédire une valeur continue à travers l'image, tout en fournissant des informations sur les relations des variables dépendantes et indépendantes. Avec les "arbres de classification", la variable cible est catégorique et l'arbre est utilisé pour identifier la classe dans laquelle une variable cible serait probablement incluse. Dans les "arbres de régression", la variable cible est continue et l'arbre est utilisé pour prédire sa valeur. Les produits de classification des résultats finaux ont ensuite été traités avec un filtre majoritaire afin d'éliminer les pixels isolés "bruyants" (c'est-à-dire difficiles à classer).

Pour les sites sans cartes publiées et avec peu ou pas de données de référence marines de « réalité terrain », le rapport des bandes bleues et rouges (bleu/rouge) a été utilisé pour détecter les substrats marins potentiels et les taches de végétation. L'analyse visuelle d'images a également été utilisée, avec des images satellites d'archives PlanetScope et Google Earth des 20 dernières années, numérisant à la main les caractéristiques géomorphologiques des fonds marins pour identifier les terrains susceptibles d'abriter et de soutenir les herbiers marins (par exemple, avec les herbiers marins de la baie de Ngor, Dakar).

#### 1.2.4. Vérification des données

##### Zone de tests au Banc d'Arguin

Dans la zone d'essai du banc d'Arguin, les habitats marins et terrestres ont été discriminés par l'utilisation d'images multispectrales Sentinel-2. L'effet de marée basse a été avantageux pour mettre en évidence la répartition des herbiers marins. Dans la figure 10, la comparaison des résultats de cette étude avec une étude antérieure utilisant le traitement par machine à vecteurs de support (SVM) et faisant ici office de carte de référence est démontrée, puisque les deux cartes d'habitat coïncident globalement l'une avec l'autre (Pottier et al., 2021).

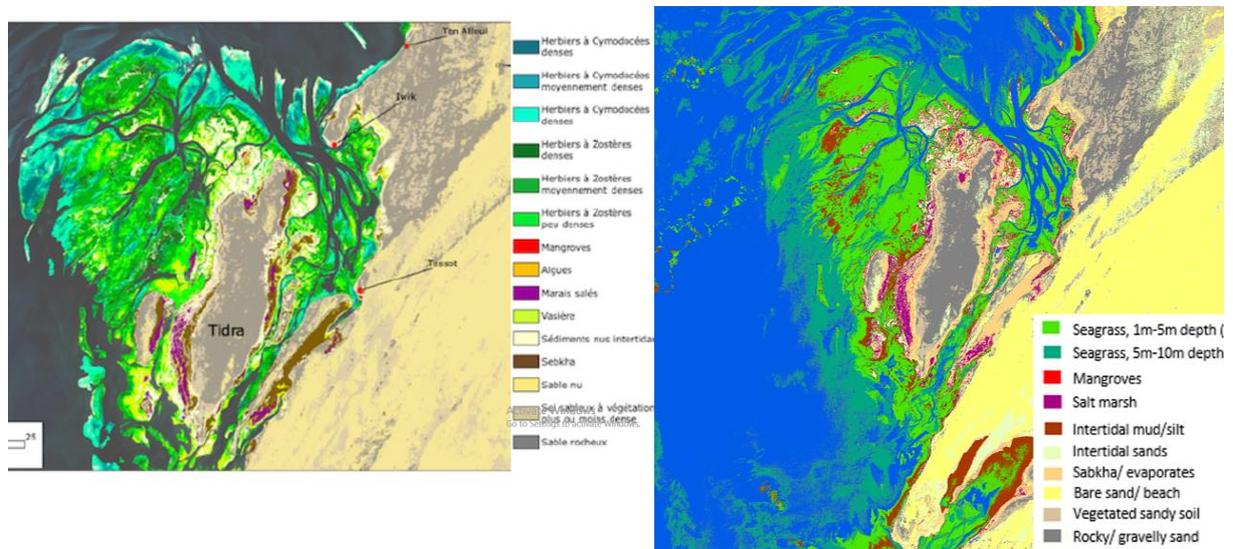


Figure 10 : Comparaison entre la cartographie de l'habitat basée sur Sentinel-2, zone test du banc d'Arguin ; nuances vertes = herbiers. À gauche : utilisation du traitement SVM (Pottier et al., 2021) ; À droite : utilisation du traitement CART (cette étude).

**AMP de Joal : vérification de la cartographie par satellite de 2020, par rapport à une étude des fonds marins effectuée en 2013 à bord d'un bateau**

Les Figures 11 et 12 illustrent le bon ajustement des herbiers marins et du substrat rocheux détectés via l'image PlanetScope de décembre 2020 (pixels : 3m x 3m), par rapport à la carte produite à partir des données du relevé des fonds marins de 2009, échantillonnées sur une grille de 500m x 500m (Mériaux & Sémelin, 2014).

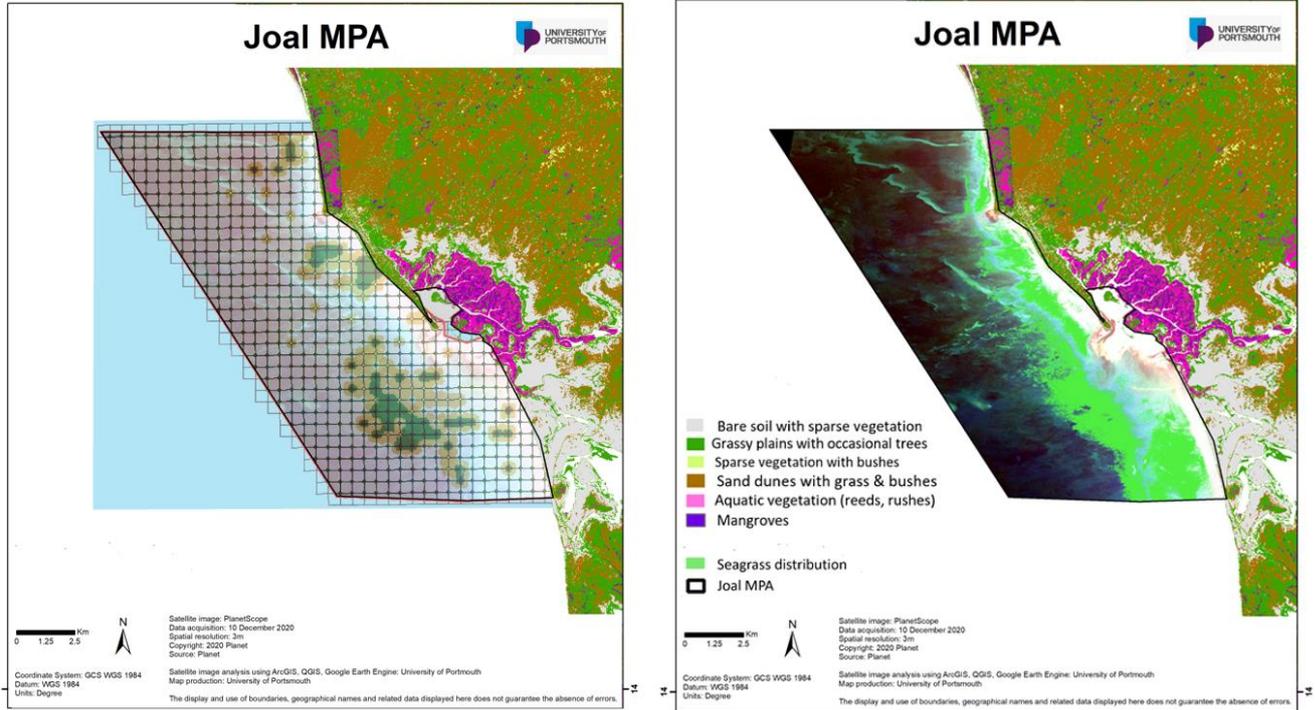


Figure 11 : AMP de Joal : comparaison des résultats de l'échantillon ponctuel de bateau de 2013 (échantillonnage avec benne de sédiment, disposition en grille de 500 m x 500 m) (carte de gauche) avec la carte de l'habitat dérivée de PlanetScope 2020 (3 m x 3 m) (carte de droite), pour la répartition des herbiers marins (source de la carte de grille : Mériaux & Sémelin, 2014).

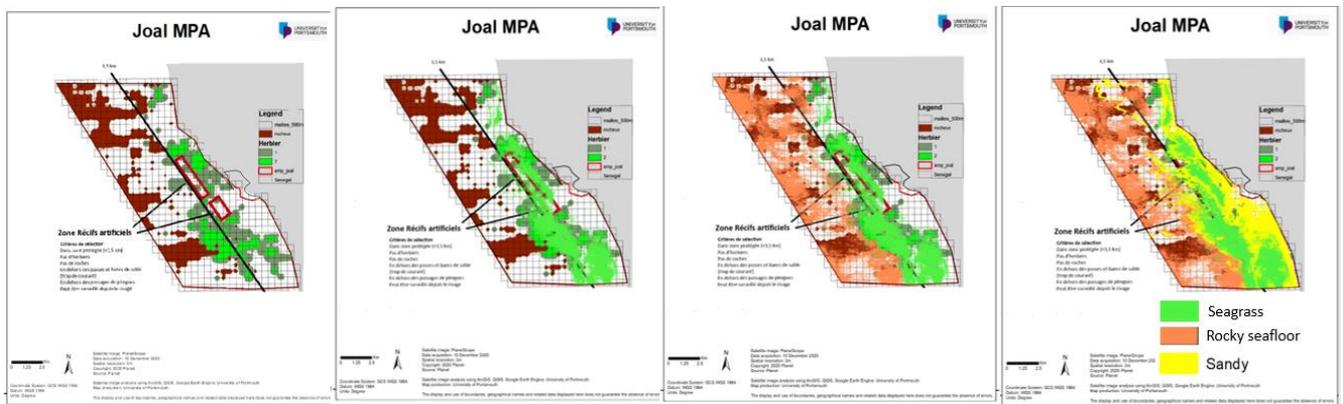


Figure 12 AMP de Joal : comparaison des résultats d'échantillons ponctuels en bateau avec la carte dérivée de PlanetScope, pour les distributions des herbiers marins, des substrats rocheux et sableux.

Sur la base des résultats de l'échantillon ponctuel du fond marin de 2013 (intervalles d'échantillonnage de 500 m), un certain nombre de points de référence de ces résultats ont été utilisés dans un modèle d'analyse de régression multiple pour déterminer la distribution des roches et des herbiers marins, illustrée à la figure 13. L'analyse de régression nous permet de modéliser, d'examiner et d'explorer les relations spatiales et peut aider à expliquer les facteurs derrière les modèles spatiaux

observés. Il est utilisé pour la prédiction, la prévision et pour comprendre les variables indépendantes et dépendantes les unes avec les autres. Avec la régression multiple, l'on suppose qu'il n'y a pas de multi-colinéarité entre les variables indépendantes. Ainsi, la corrélation entre les variables indépendantes ne devrait pas être significative, tandis que l'une peut être prédite linéairement à partir des autres avec un degré de précision non négligeable.

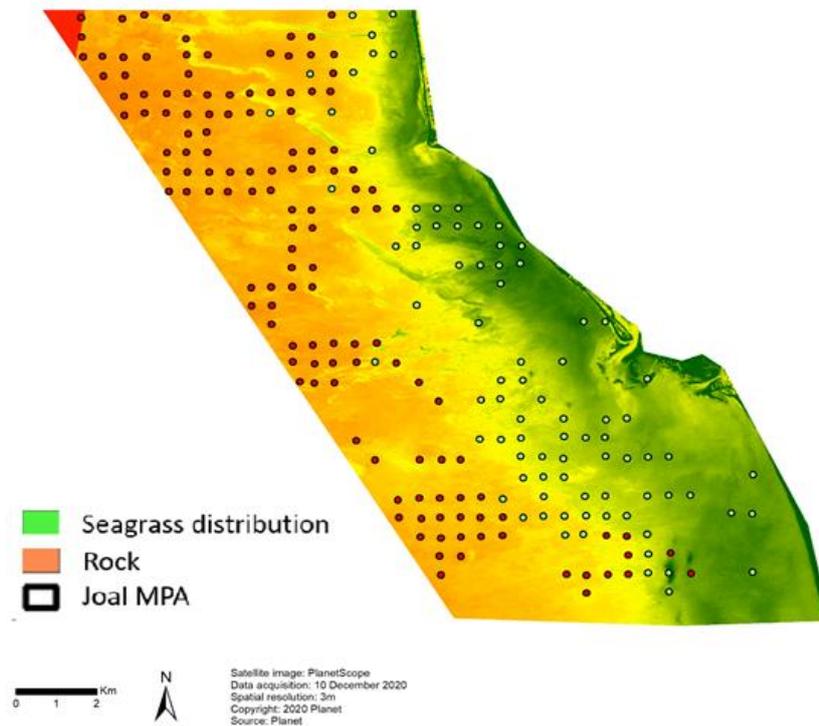


Figure 13 : Points d'échantillonnage du relevé des fonds marins de 2013 (intervalle de grille : 500 m x 500 m - Source : Mériaux & Sémelin, 2014) qui sont en accord avec les caractéristiques détectées dans l'analyse d'image PlanetScope 2020 (taille des pixels : 3 m x 3 m), pour le substrat rocheux et les herbiers marins.

### 1.3. Google Earth Engine et "Machine Learning"

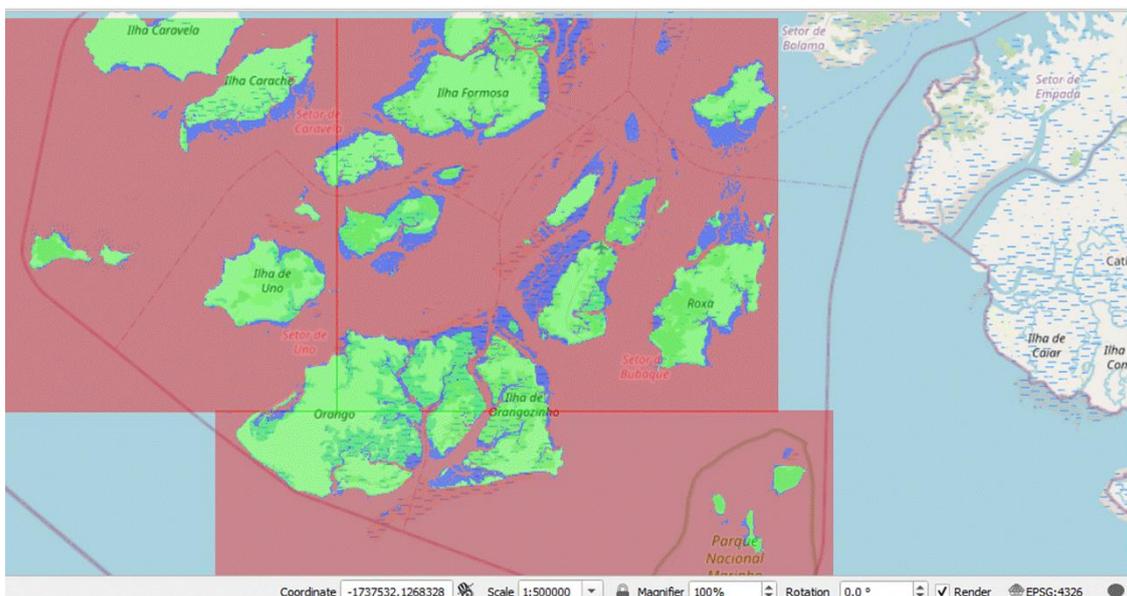


Figure 14 : Étendue maximale de la zone intertidale (zones bleu foncé) pour les îles de Guinée-Bissau, sur la base du traitement de 20 ans d'imagerie Landsat via Google Earth Engine et l'apprentissage automatique.

L'utilisation de l'apprentissage automatique ("Machine Learning" - ML) en conjonction avec les archives d'imagerie satellite de Google Earth Engine (GEE) a été examinée et montre beaucoup de potentiel pour la cartographie à grande échelle des emplacements des herbiers marins et des changements au fil du temps. Les archives Sentinel-2 (10 millions de pixels, avec des images répétées sur 10 jours et une archive datant de 2014) et Landsat (30 millions de pixels, avec des images répétées de 16 jours et une archive datant de 1980) sont particulièrement utiles.

Une méthodologie GEE/ML a été développée à l'aide des zones d'herbiers marins intertidales bien cartographiées du Banc d'Arguin (Mauritanie), produisant des cartes d'herbiers marins avec une précision de 80% à 90% par rapport à la cartographie détaillée vérifiée sur le terrain de (Pottier et al., 2021). Malheureusement, la méthodologie GEE/ML développée sur le Banc d'Arguin n'a pas bien fonctionné avec la zone d'essai de Joal (Sénégal), en raison de l'amplitude des marées beaucoup plus limitée de Joal. Par conséquent, la méthodologie a plutôt été testée sur le delta de la Guinée-Bissau, où il existe une vaste zone intertidale. Les résultats préliminaires de la cartographie de la zone intertidale de Guinée-Bissau sont présentés à la figure 14. L'étendue maximale de la zone intertidale (zones bleu foncé) pour les îles de Guinée-Bissau a été cartographiée, sur la base du traitement de 20 ans d'imagerie Landsat via Google Earth Engine. La prochaine étape consistera (sous réserve d'un financement supplémentaire) à traiter les images d'archives Landsat, remontant aux années 1980, en utilisant l'apprentissage automatique pour identifier les zones d'herbiers marins dans la zone intertidale, afin que les changements dans l'étendue des herbiers marins puissent être mesurés pour les années 1980, 1990, 2000, 2010 et 2020.

#### 1.4. Résultats : imagerie PlanetScope et Sentinel-2

Les images classifiées obtenues par satellite ont permis de distinguer diverses classes d'habitats marins et terrestres dans chaque zone d'étude, comme résumé ci-dessous.

##### 1.4.1. Joal

L'image satellite PlanetScope a pu identifier assez clairement les fonds marins, comme on peut l'observer sur les figures 15 et 16, avec la détection de zones d'herbiers marins et de certaines caractéristiques d'habitats marins, notamment des zones de substrat sableux ou rocheux – avec vérification à partir des résultats de l'enquête par échantillonnage par bateau de 2013 exposés dans Mériaux & Sémelin (2014) (Tableau 2).

Tableau 2 : Joal : étendue surfacique des herbiers marins basée sur l'imagerie PlanetScope (2020) croisée avec des travaux de terrain (3 millions de pixels) vs. relevés en bateau de 2013 (grille de 500 m x 500 m).

Joal : surface en herbiers marins	Surface (km <sup>2</sup> )
Imagerie PlanetScope (2020), 3m x 3m pixels	25,5
Échantillonnage de 2013 (Mériaux & Sémelin, 2014), grille 500m x 500m	27,5

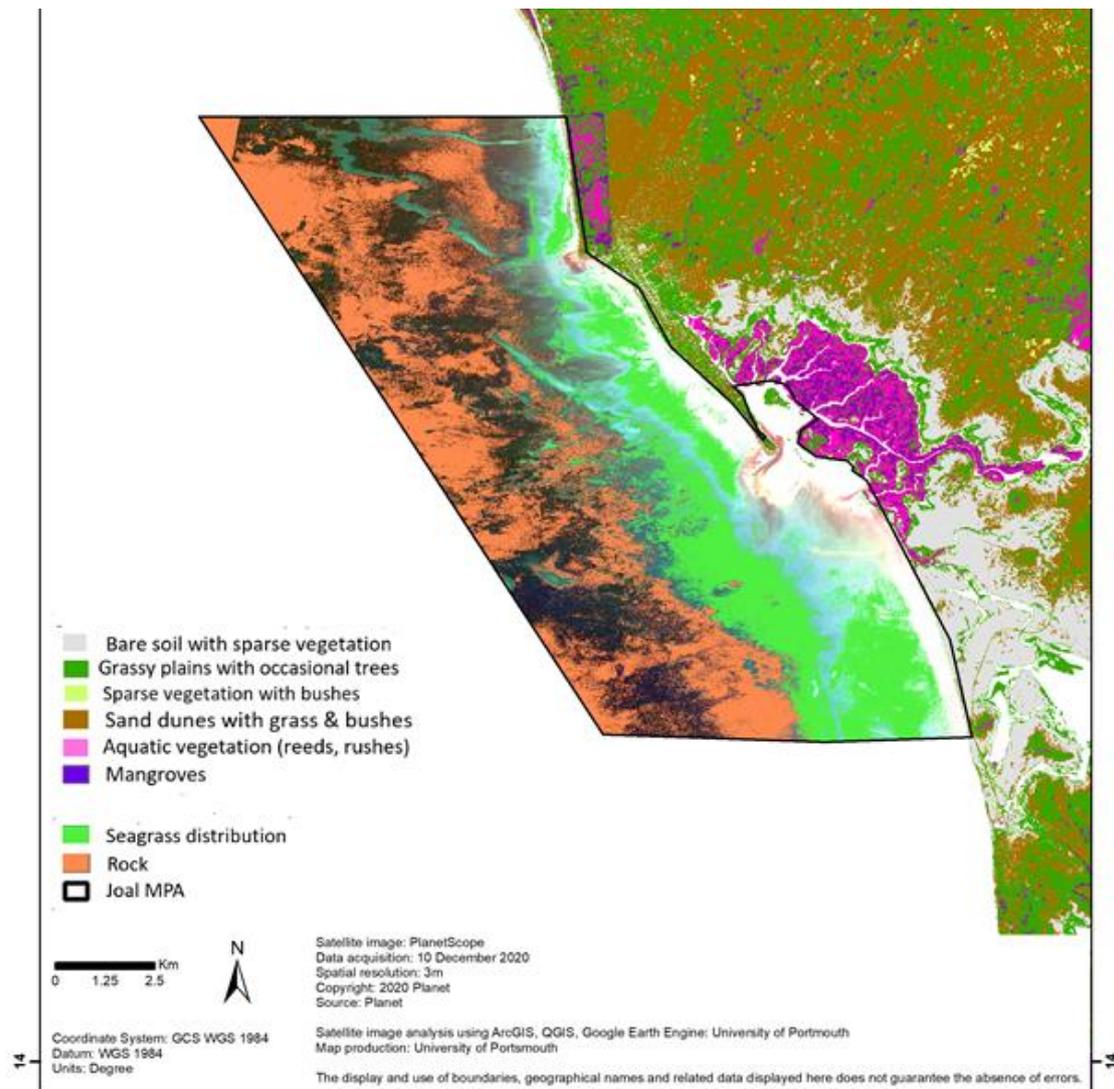


Figure 15 : Carte de l'habitat de la région de Joal dérivée de PlanetScope en décembre 2020, montrant les distributions d'herbiers marins et de substrats rocheux montrant la distribution provisoire des herbiers marins

Basée sur la comparaison avec les cartes de référence « ground-truth » de Joal d'une étude d'échantillons ponctuels de fonds marins effectuée en 2013 sur les fonds marins et les substrats marins (Mériaux & Sémelin, 2014), en utilisant l'analyse de régression décrite à la section 1.2. dans ce chapitre, la classification CART de l'imagerie PlanetScope de décembre 2020 a permis de détecter les types d'habitats intertidaux et terrestres, ainsi que la distribution probable des herbiers marins et la couverture de sable rocheux dans la zone marine (Figure 16).

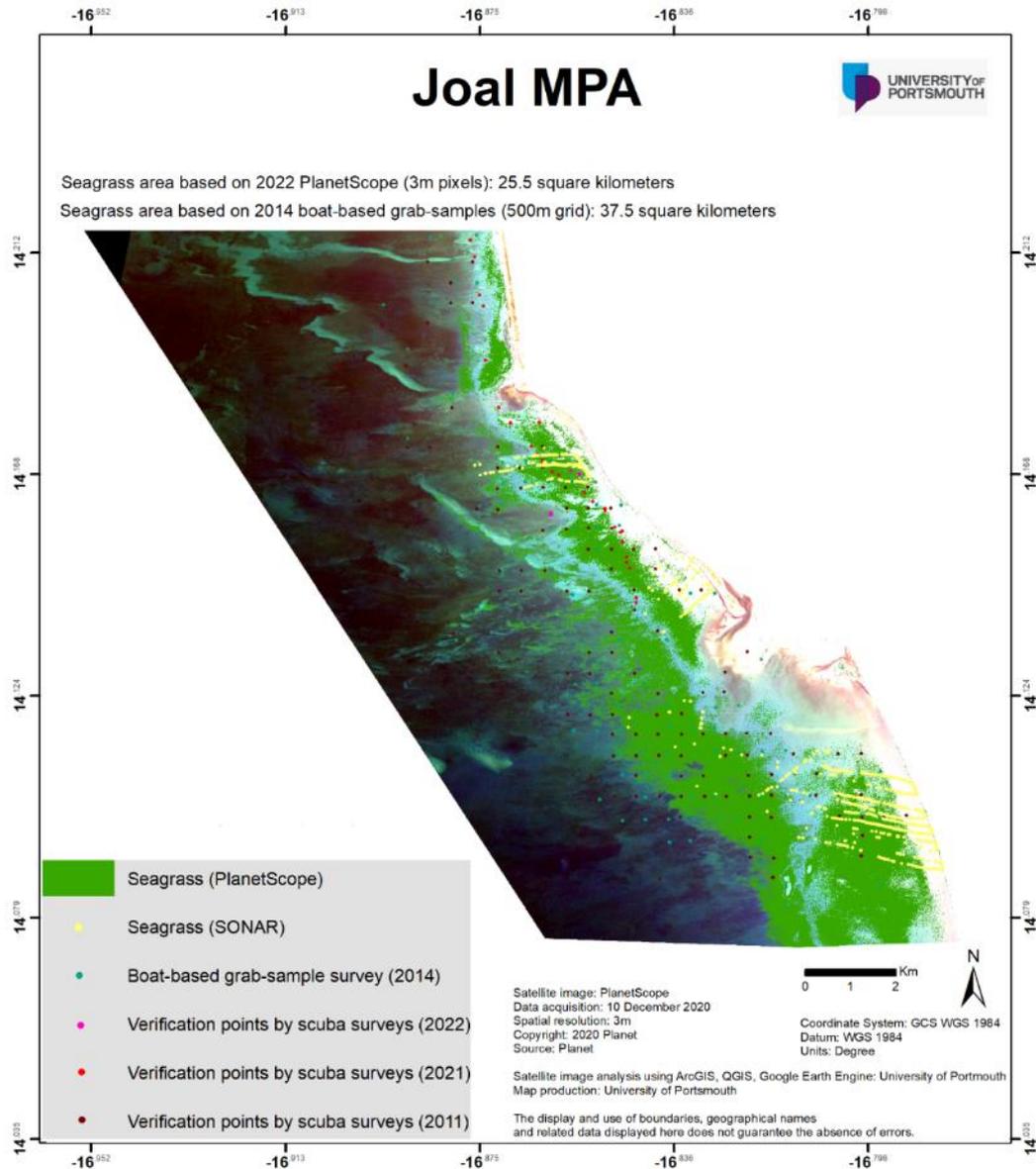


Figure 16 : Joal: Cartographie basée sur l'imagerie PlanetScope (2020)

#### 1.4.2. Delta du Saloum

Les zones côtières, estuariennes et lagunaires du delta du Saloum et de l'AMP de Sangomar étaient difficiles à cartographier par imagerie satellitaire en raison de la turbidité fréquente, en particulier dans les eaux côtières centrales et méridionales, due aux sédiments des rivières dans ces zones. La grande étendue de la couverture de mangrove et la répartition provisoire des herbiers marins sont illustrées aux Figures 19, 20 et 21.



Figure 17 : Présence attestée d'herbières marines dans le delta du Saloum (le Nord étant orienté sur la droite de l'image ; le Sud étant à gauche), montrant ses zones Nord, Sud et Centre, cette dernière formant l'AMP de Sangomar. Les épingles vertes sont des emplacements d'herbières marines provenant d'enquêtes antérieures à 2022.

### Estimation de l'étendue surfacique des herbiers marins dans le delta du Saloum

- Croquis cartographique 2011 des zones d'herbiers marins du Delta du Saloum (Ndour et al., 2011)

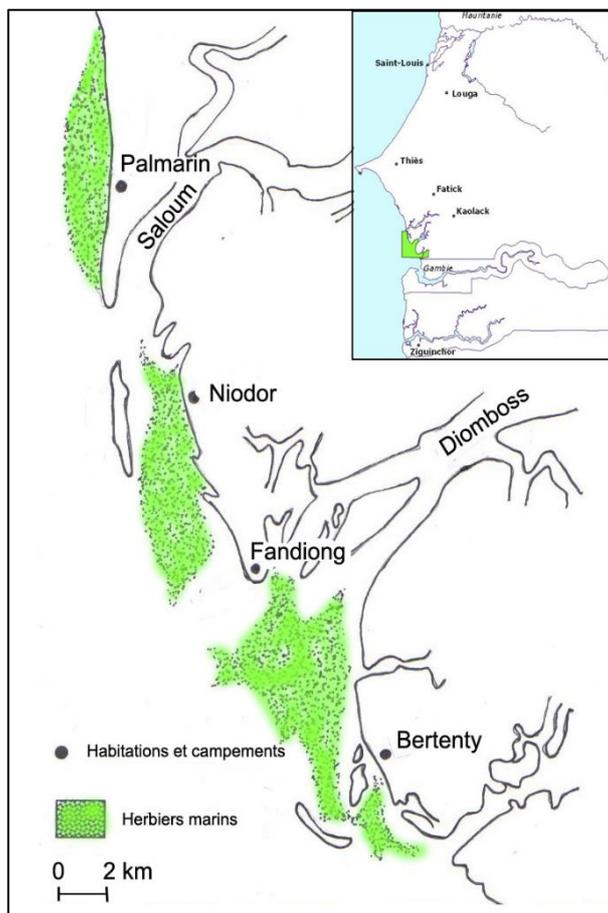


Figure 18 : Croquis de carte montrant la répartition estimée des herbiers marins dans le Delta du Saloum (d'après Ndour et al., 2011).

- Imagerie PlanetScope (Février 2022)

La superficie estimée des herbiers marins dans la zone marine du Delta du Saloum est donnée dans le Tableau 3, sur la base des données de vérification limitées disponibles (10 emplacements confirmés avec des herbiers marins, principalement dans le lagon abrité derrière la flèche de sable dans la moitié sud de la ZPM de Sangomar) et de l'interprétation de l'image PlanetScope 2022 traitée.

Les emplacements des herbiers marins dans le Delta du Saloum se trouvent dans 3 zones principales (Figure 19) :

- Nord (Palmarin)
- Centre (Sangomar)
- Sud (Betenty)

- Côte Nord (Palmarin)

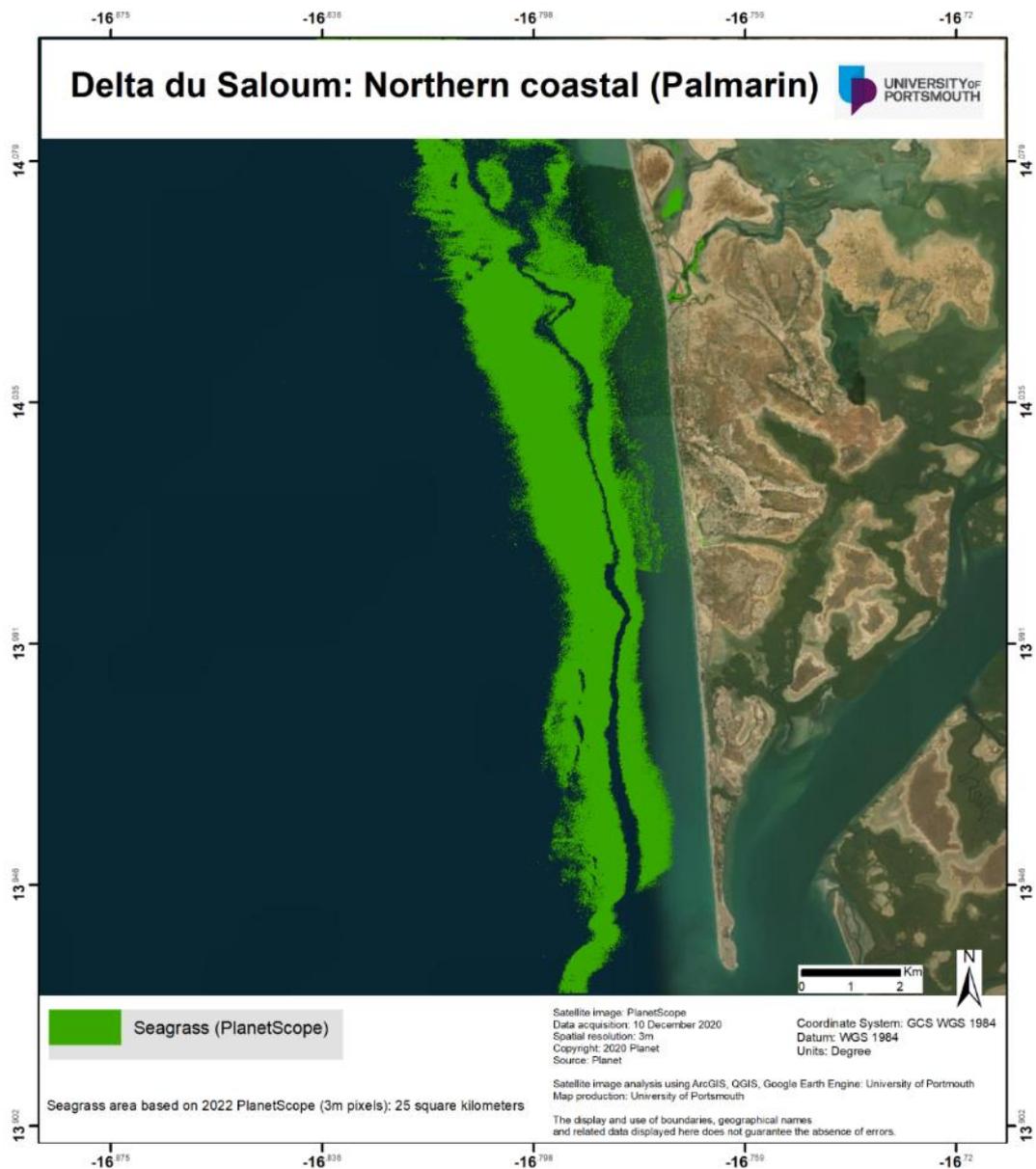


Figure 19 : Étendue possible des herbiers marins le long de la côte de Palmarin (nord du delta du Saloum), à partir du traitement des images PlanetScope 2022. La superficie possible des herbiers marins est de 25 km<sup>2</sup>. Nb : vérification limitée à seulement 2 emplacements d’herbiers marins dans cette zone.

- Centre (Sangomar)

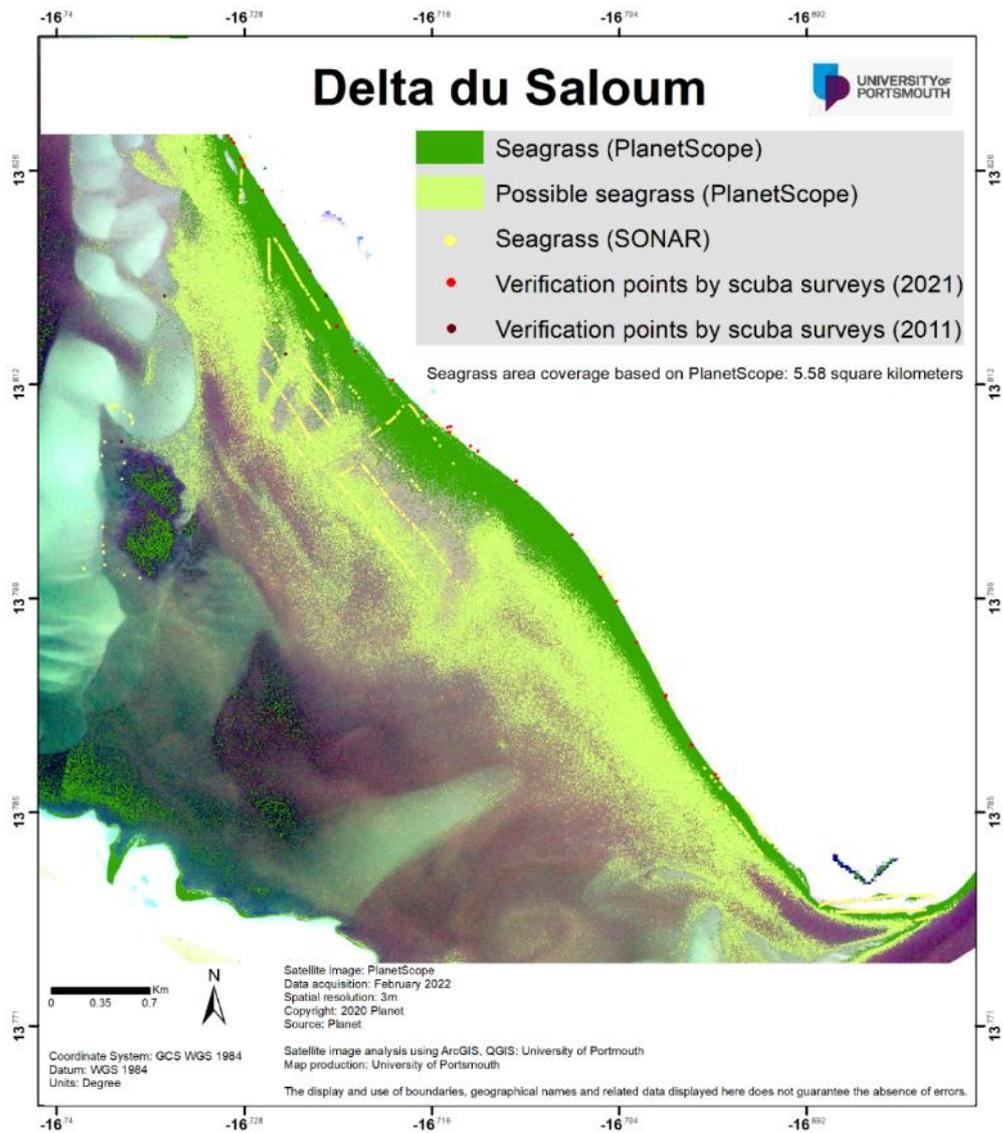


Figure 20 : Étendue probable des herbiers marins dans la zone sud de la lagune de Sangomar (delta central du Saloum), à partir du traitement des images PlanetScope 2022. Les herbiers marins couvrent ici une superficie de 5,6 km<sup>2</sup>. Nb : vérification basée sur des relevés sonar et plus de 20 emplacements d'herbiers marins dans cette zone.

- Sud (Betenty)

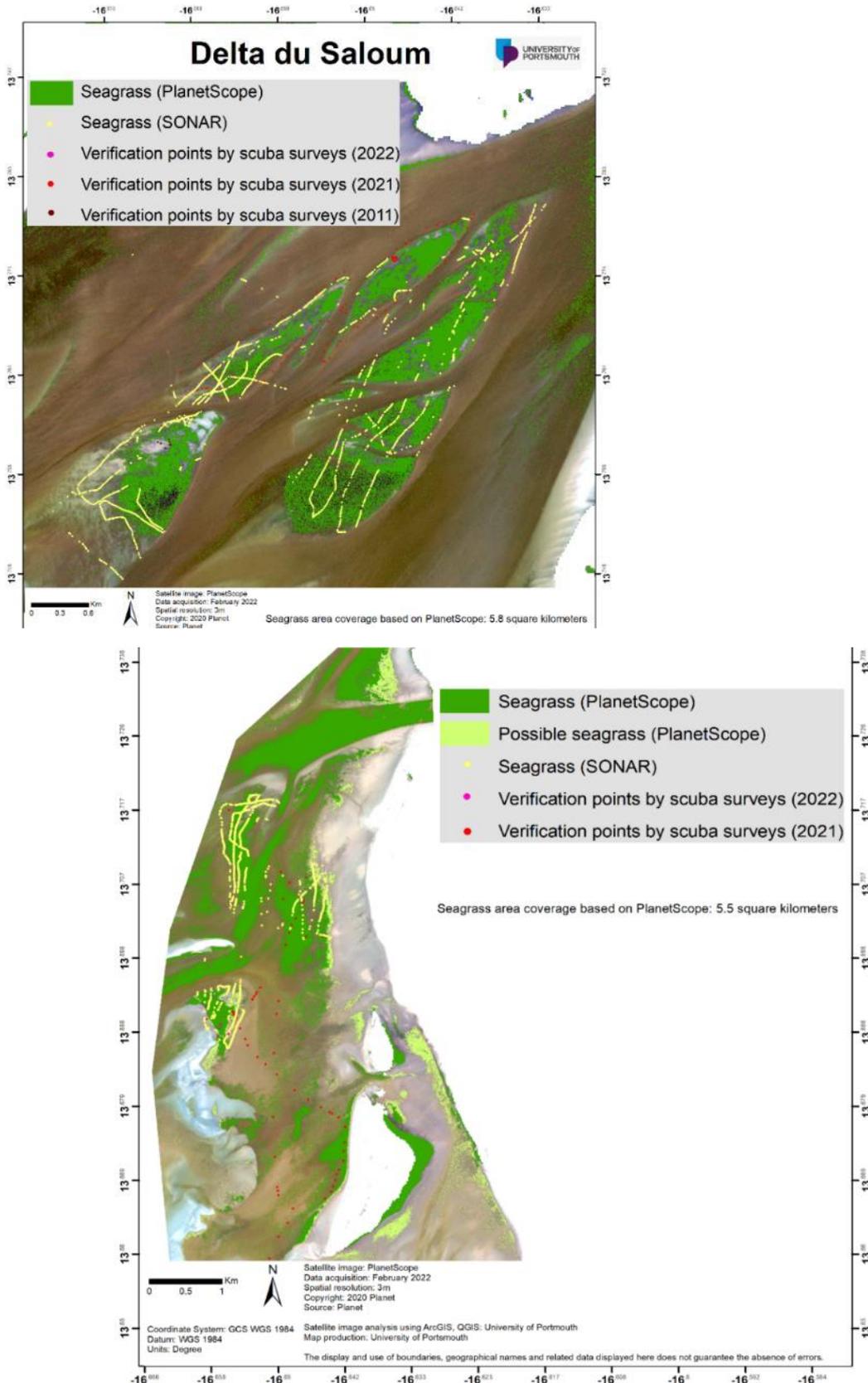


Figure 21 : Étendue probable des herbiers marins dans le sud du delta du Saloum (zone de Betenty), à partir du traitement des images PlanetScope 2022. Les herbiers marins dans ces 2 zones adjacentes couvrent une superficie probable de 11,2 km<sup>2</sup>. Nb : vérification basée sur des relevés sonar et plus de 20 emplacements d'herbiers marins dans cette zone.

Tableau 3 : Herbiers du Delta du Saloum : croquis carte 2011 vs imagerie PlanetScope 2022

<b>(i) Delta du Saloum (N) - Palmarin</b>	<b>Surface (km<sup>2</sup>)</b>
2022 PlanetScope imagery, 3m x 3m pixels	25,0 (full area)
2011 croquis carte (Ndour et al., 2011)	25,9
<b>(ii) Delta du Saloum (central) - Sangomar</b>	<b>Surface (km<sup>2</sup>)</b>
2020 PlanetScope imagery, 3m x 3m pixels	5,6 (partial area)
2011 croquis carte (Ndour et al., 2011)	27,4
<b>(iii) Delta du Saloum (S) - Bettenty</b>	<b>Surface (km<sup>2</sup>)</b>
2020 PlanetScope imagery, 3m x 3m pixels	11,2 (partial area)
2011 croquis carte (Ndour et al., 2011)	49,8
<b>TOTAL - Delta du Saloum</b>	<b>Surface (km<sup>2</sup>)</b>
2020 PlanetScope imagery, 3m x 3m pixels	Au minimum 41,8 (sites non exhaustifs)
2011 croquis carte (Ndour et al., 2011)	103,1

### 1.4.3. Baie de Ngor, Dakar

#### Baie de Ngor, Dakar: méthode utilisée pour déterminer l'étendue probable des herbiers marins



Figure 22 : Baie de Ngor, Dakar - images de haut en bas : 2021, 2012 et 2008 (Google Earth). Les épingles jaunes représentent les parterres d'herbiers marins identifiés ; les lignes oranges indiquent les zones définies et probables d'herbiers marins.

### Interprétation visuelle d'images satellites haute résolution d'archives, via Google Earth, pour cartographier l'étendue probable des herbiers marins dans la baie de Ngor, Dakar.

Nous n'avons que 3 emplacements vérifiés de la plongée sous-marine : la mesure de la zone entre ces 3 emplacements nous donne une superficie définie de 1,1 hectare (10 966 m<sup>2</sup>) pour les herbiers marins.

Cependant, en examinant les archives d'images satellites historiques de Google Earth, des images avec des vues en eau claire de la baie ont été trouvées à partir de 2021, 2012 et 2008, ce qui a permis une analyse visuelle manuelle. La géomorphologie du fond marin autour de ces 3 sites s'étend sur une certaine distance, on peut prédire que les milieux appropriés pour les herbiers marins couvrent 4,4 hectares (44 026 m<sup>2</sup>) – voir Figure 23.

L'emplacement est optimal pour les herbiers marins dans la baie de Ngor, en raison du sable abondant, mélangé à un substrat rocheux occasionnel, ce qui donne probablement aux parterres d'herbiers marins un abri contre l'érosion par tempête majeure. Cette érosion devient plus sévère à mesure que l'on se déplace vers les bords de la baie.

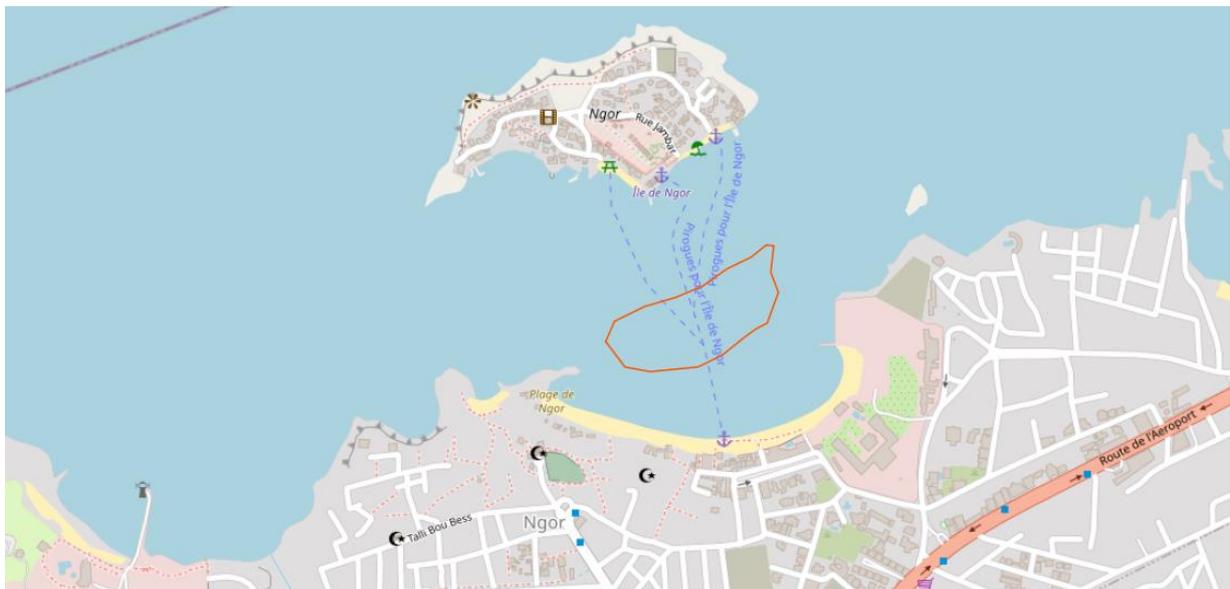


Figure 23 : L'étendue probable des herbiers marins dans la baie de Ngor, Dakar : 0,044 km<sup>2</sup> (4,4 Ha)

#### 1.4.4. Cabo Verde

- Praia Gamboa

Les herbiers marins sont essentiellement situés dans une zone abritée entre l'îlot et le rivage (Figure 24 ci-dessous). La superficie estimée des herbiers marins est de 0,14 km<sup>2</sup>.

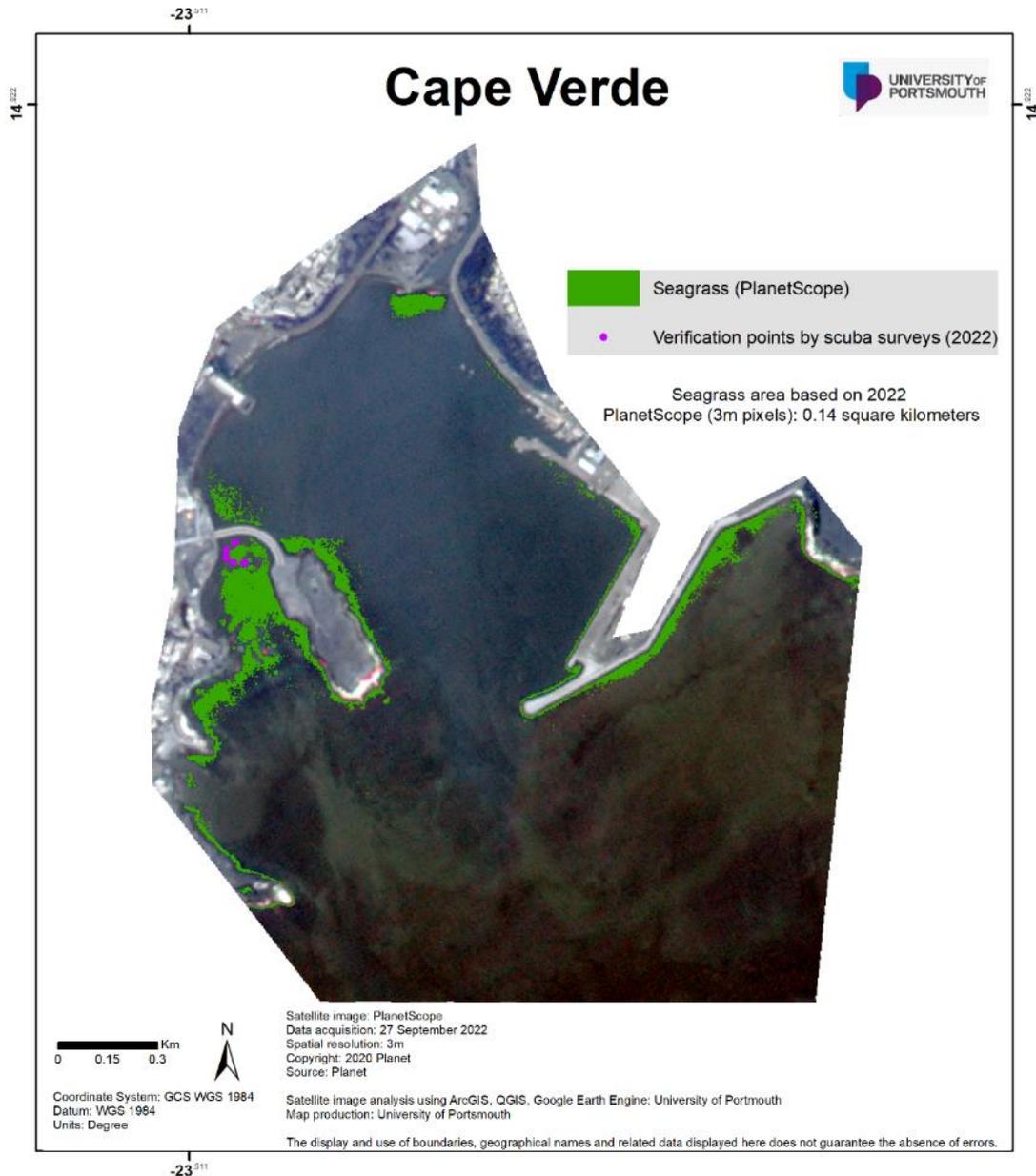


Figure 24 : L'étendue probable de la principale zone d'herbiers marins au Cap-Vert : la baie de Praia, d'après l'imagerie PlanetScope de septembre 2022. Superficie des herbiers marins probables : 0,14 km<sup>2</sup>. Nb : vérifié par échantillonnage de plongée sous-marine d'herbiers marins.

- Pedra Badejo

Les herbiers marins de Pedra Badejo ne sont pas abondants. Ceux-ci sont situés dans un lieu précis, ce qui permet de les délimiter grâce à des enquêtes de terrain sur place. La superficie à cet endroit est de 0,000816 km<sup>2</sup>.



Figure 25 : L'étendue probable des herbiers marins à Pedra Badejo Laguna, sur la base d'enquêtes de terrain en juin 2022. Superficie des herbiers marins probables : 0,000816 km<sup>2</sup>.

#### 1.4.5. Guinea Bissau



Figure 26 : Imagerie Sentinel-2 des principales zones d'herbiers marins de Guinée-Bissau

Une estimation de l'étendue des herbiers marins en Guinée-Bissau, basée sur l'imagerie satellitaire, n'est malheureusement pas possible en raison de diverses difficultés, notamment: (i) les espèces d'herbiers marins qui poussent dans cette région ne tendent pas à former des « prairies » relativement étendues. Au lieu de cela, ils tendent à former occasionnellement de petits "patches", ce qui est difficile à détecter même avec des images PlanetScope de 3 millions de pixels; et (ii) les niveaux relativement élevés de turbidité dans ce delta. Au lieu de cela, nous avons dû nous appuyer sur des relevés sonar, vérifiés par échantillonnage sous-marin, pour cartographier l'étendue des herbiers marins autour de la côte bissau-guinéenne (voir la sous-section suivante « Cartographie en Guinée-Bissau »).

#### 1.4.6. Synthèse des résultats

Les zones définies/probables d'herbiers marins, cartographiées par télédétection par satellite, dans chaque zone sont les suivantes:

#### Senegal

Dakar, Baie de Ngor:	0,044 km <sup>2</sup>
Joal (2021/2022)	25,5 km <sup>2</sup>
Delta du Saloum (N) Palmarin:	25 km <sup>2</sup>
Delta du Saloum (centre) Sangomar	5,6 km <sup>2</sup>
Delta du Saloum (S) Bertenty	11., km <sup>2</sup>

Total Sénégal (2022 zones investiguées): 67,344 km<sup>2</sup>

#### Comparaisons avec des investigations précédentes

Joal (2021/2022 survey):	25,5 km <sup>2</sup>
Joal (2014, 500m grid):	37,5 km <sup>2</sup>
Delta du Saloum (2022)	> 41,8 km <sup>2</sup> - Nb : Les parties Centre et Sud n'avaient été que partiellement cartographiées par l'imagerie PlanetScope
Delta du Saloum (2011)	103,1 km <sup>2</sup>

#### Cabo Verde

Praia bay:	0,14 km <sup>2</sup>
Pedra Badejo:	0,000816 km <sup>2</sup>
<u>Total Cabo Verde</u>	<u>0,140816 km<sup>2</sup></u>

### 1.5. Discussion

#### 1.5.1. Prise en compte de l'évolution de l'étendue des herbiers marins au fil du temps

Les résultats de la cartographie des herbiers marins à l'aide de PlanetScope sont généralement en accord avec les résultats cartographiques des études antérieures, c'est-à-dire qu'ils n'indiquent aucune perte majeure ou catastrophique d'habitats d'herbiers marins dans les sites étudiés.

La différence entre la superficie d'herbiers marins de Joal, entre les quelque 37,5 km<sup>2</sup> du relevé en bateau de 2013 et les 25,5 km<sup>2</sup> de l'imagerie PlanetScope de 2020 est probablement due à la grille d'échantillonnage beaucoup plus grossière dans le relevé de 2013 (grille de 500 m x 500 m) par rapport aux pixels de 3 m x 3 m de l'imagerie satellite – la superficie des herbiers marins de Joal semble être relativement inchangée.

L'esquisse de 2011 (Ndour et al., 2011) de l'étendue des herbiers marins n'était basée que sur les étendues estimées d'herbiers marins rapportées par les pêcheurs locaux. Il existe donc une concordance remarquablement étroite entre l'étendue des herbiers marins de la zone de Palmarin de la carte de 2011 (25,9 km<sup>2</sup>) et l'imagerie PlanetScope de 2022 (25 km<sup>2</sup>). Bien qu'il existe de plus petites zones d'herbiers marins cartographiées par PlanetScope, par rapport aux zones cartographiées dans le croquis de 2011, dans les zones centrale (lagune de Sangomar) et sud (Betenty) du delta du Saloum, la cartographie basée sur PlanetScope ne couvrait que partiellement ces zones. Par conséquent, l'étendue des herbiers du delta du Saloum entre 2011 et 2022 semble être relativement inchangée.

### 1.5.2. Recommandations

- Comme l'ont souligné Pottier et al. (2018, 2021), l'utilisation de la télédétection par satellite pour identifier les herbiers marins devrait être conçue pour utiliser des images aussi proches que possible des marées locales les plus basses. La détection des herbiers marins *via* leurs attributs photosynthétiques est alors relativement simple. Bien que cela limitera les herbiers marins identifiés aux zones d'espèces qui peuvent survivre dans la zone intertidale, cette approche permettra de surveiller l'étendue des herbiers marins au fil du temps, potentiellement pendant de nombreuses décennies à l'aide des images d'archives Landsat.
- Le traitement des images Landsat archivées à l'aide de Google Earth Engine et de l'apprentissage automatique, pour cartographier l'étendue maximale de la zone intertidale de Guinée-Bissau, indique que cela peut être une approche très efficace pour cartographier de vastes zones dans des contextes où le marnage (l'amplitude de marée) est important. La recherche de suivi devrait passer par l'utilisation de l'apprentissage automatique ("Machine Learning") pour identifier les zones d'herbiers marins dans la zone intertidale, afin que les changements dans l'étendue des herbiers marins puissent être mesurés pour les années 1980, 1990, 2000, 2010 et 2020.
- Il est recommandé qu'une série de levés sonar à bord de bateaux, avec des échantillons ponctuels occasionnels pour identifier des espèces spécifiques d'herbiers marins et de types de substrats, soit effectuée dans les zones qui, selon les images PlanetScope, ont des herbiers marins possibles, pour vérifier les zones d'herbiers marins prévues et pour améliorer encore les méthodes de traitement des images.

### 1.6. Bibliographie

Breiman, L., Friedman, J.H., Olshen, R.A., and Stone, C.J. (1984): *Classification and Regression Trees*. Belmont, CA: Wadsworth.

GRID-Arendal (2022) *Meadows of Knowledge: Putting West Africa on the global seagrass map. ResilienSEA*, (GRID-Arendal/ RAMPAO/WIACO) : Arendal, Norway. 80p.

Hossain, M. S., Bujang, J. S., Zakaria, M. H., & Hashim, M. (2015). The application of remote sensing to seagrass ecosystems: an overview and future research prospects. *International Journal of Remote Sensing*, 36(1), 61-114.

Mériaux, S., & Sémelin, J. (2014). Accompagnement de la FIBA dans la gestion de ressources marines d'AMP de Joal-Fadiouth. FIBA, 26pp.

Kovacs, E., Roelfsema, C., Lyons, M., Zhao, S., & Phinn, S. (2018). Seagrass habitat mapping: how do Landsat 8 OLI, Sentinel-2, ZY-3A, and Worldview-3 perform?. *Remote sensing letters*, 9(7), 686-695.

Lyons, M., Phinn, S., & Roelfsema, C. (2011). Integrating Quickbird multi-spectral satellite and field data: mapping bathymetry, seagrass cover, seagrass species and change in Moreton Bay, Australia in 2004 and 2007. *Remote Sensing*, 3(1), 42-64.

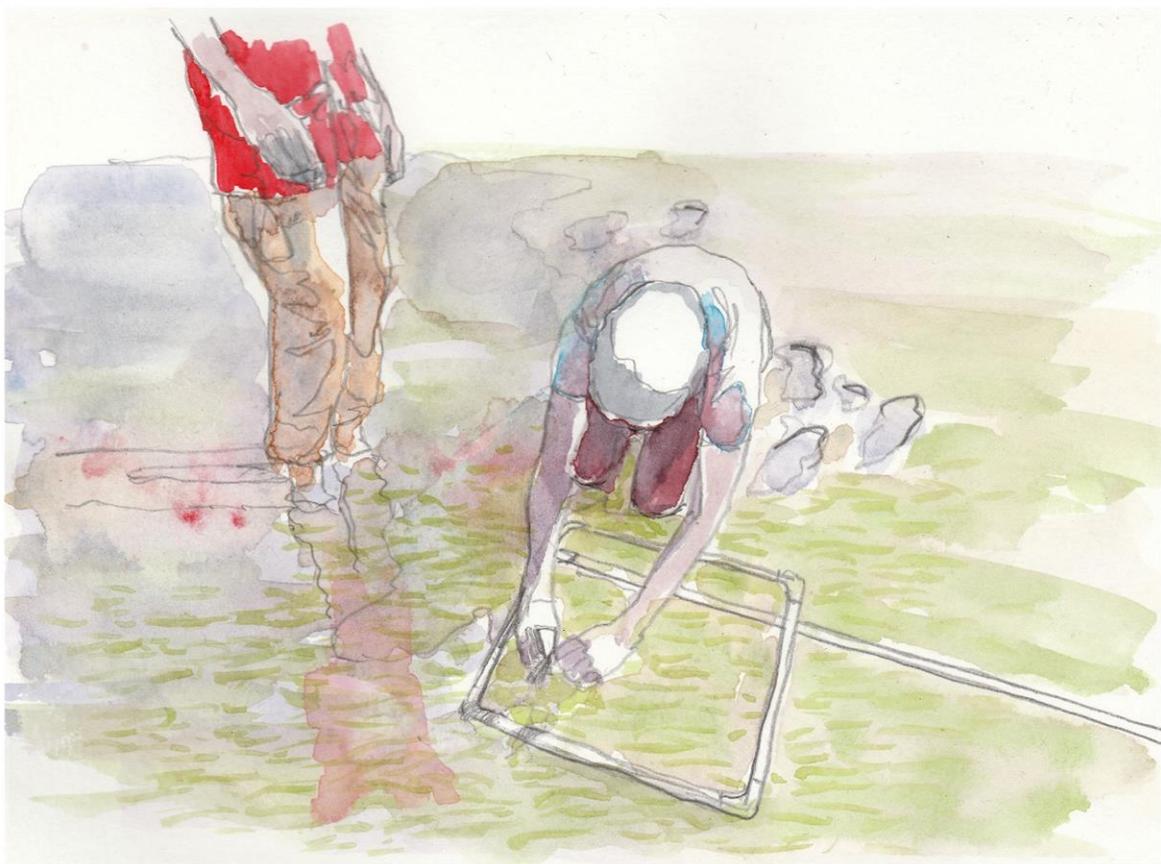
Nagelkerken, I., Roberts, C. V., Van Der Velde, G., Dorenbosch, M., Van Riel, M. C., De La Moriniere, E. C., & Nienhuis, P. H. (2002). How important are mangroves and seagrass beds for coral-reef fish? The nursery hypothesis tested on an island scale. *Marine ecology progress series*, 244, 299-305.

Ndour, N., Dieng, S.D., Fall, M. (2011). Rôles des mangroves, modes et perspectives de gestion au Delta du Saloum (Sénégal). *Vertigo*, 11(3). <https://doi.org/10.4000/vertigo.11515>

Pottier, A., et al. (2021) Mapping coastal marine ecosystems of the National Park of Banc d'Arguin (PNBA) in Mauritania using Sentinel-2 imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*.

Tregarot E., Catry T., Pottier A., El-Hacen M. El Hacem, Mohamed Ahmed Sidi Cheikh, Cornet C.C., Marechal J-P, Failler P. (2021). Coastal protection assessment: a tradeoff between ecological, social, and economic issues. *Ecosphere*, Volume 12, Issue 2, pp 1-19.

Unsworth, R. F. K., & Cullen-Unsworth, L. C. (2014). Biodiversity, ecosystem services, and the conservation of seagrass meadows. *Coastal Conservation*, 19, 95.



## 2. Guinée Bissau

Nuria Bachiller-Jareno<sup>1</sup>

<sup>1</sup> School of Geography University of Portsmouth (UK)

### 2.1. Methodologie

#### 2.1.1. Zone d'étude

La zone d'étude est située dans l'archipel des Bijagos, au large de la Guinée-Bissau dans l'océan Atlantique (Figure 27). Ce vaste groupe d'îles a été formé à partir de l'ancien delta des rivières Geba et Grande de Buba et s'étend sur une superficie supérieure à 10 000 km<sup>2</sup> (Campredon & Catry *in* Finlayson et al., 2016). En raison de la grande diversité des écosystèmes, l'archipel a été déclaré réserve de biosphère par l'UNESCO en 1996.

#### 2.1.2. Préparation

En préparation de la mission, les images satellites préliminaires PlanetScope de l'archipel des Bijagos ont été analysées visuellement afin d'identifier les zones cibles pour déployer l'équipement sonar. Cependant, les zones interprétées comme de la végétation sous-marine sur la base d'études similaires le long de la côte ouest africaine correspondaient à des affleurements latéritiques (Carte géologique de la Guinée-Bissau, publiée sur le portail du Système mondial d'information sur les eaux souterraines <https://ggis.un-igrac.org/>, url: <https://ggis.un-igrac.org/maps/new?layer=httpssignegptserverservicescartaguinemapserverswmserver:3&view=True>, vérifié le 08/08/2022). Ainsi, des zones appropriées pour l'étude sonar ont été suggérées par les biologistes marins et les chefs d'équipe de l'expédition. L'équipe utilisant le sonar a réalisé ses relevés après que l'équipe de plongée ait confirmé la présence d'herbiers marins dans tel ou tel site.



Figure 27 : L'archipel des Bijagos en Guinée-Bissau. Les deux encarts montrent les zones d'étude: (Carte 1) Îles d'Unhocomo et d'Unhocozinho ; (Carte 2) Îles Joao Vieira et Meio (Parc National de João Vieira-Poilão). Les transects au sonar sont encadrés par des lignes jaunes sur les cartes 1 et 2. La cartographie de fond est réalisée en composite RVB après correction atmosphérique (RBINS ACOLITE, version 20210802.0, <https://odnature.naturalsciences.be>) of Sentinel-2B 1C images captured on 14<sup>th</sup> April 2022.

### 2.1.3. Données Sonar Echo-sondeur

Les sondeurs à faisceau unique utilisent le temps nécessaire à une impulsion sonore pour se rendre au fond de la mer et revenir au transducteur pour calculer la profondeur sous-marine. De plus, le signal de rétrodiffusion ou de retour de l'impulsion sonore peut également être analysé pour fournir des informations sur la nature du fond marin (p. ex. variations de dureté ou de texture) (Penrose et al., 2005 ; Yamasaki et al., 2017 ; Manuel de référence ReefMaster, ReefMaster Software Ltd). Le signal de retour est constitué de deux échos. Chaque écho est généré par une interaction différente avec le fond marin et porte donc des informations différentes sur le fond marin (Penrose et al., 2005). Le premier écho est la "queue" du premier retour (pic SV) tel qu'il est réfléchi sur le fond marin ; il est produit par diffusion. Le deuxième écho est le deuxième retour complet du fond marin après réflexion de la surface de la mer ; elle est produite par réflexion. Ces échos sont utilisés pour extraire les indices E1 et E2.

L'indice E1 est une mesure de la rugosité du fond marin et l'indice E2 est une mesure de la dureté du fond marin (Lawrence et Bates, 2001 ; Yamasaki et al., 2017). Selon Penrose et al. (2005), une parcelle de E1 par rapport à E2 peut être utilisée pour classer différents types de matériaux du fond marin.

Les valeurs E1 et E2 sont des valeurs relatives dans chaque échogramme sonar, elles ne sont donc pas comparables d'un relevé à l'autre (Yamasaki et al., 2017).

### 2.1.4. Equipment and Data Collection

L'échantillonnage hydroacoustique a été réalisé avec un échosondeur à faisceau unique Lowrance Gen 2 HDS-5 (modèle de transducteur HST-WSBL, avec capteur de température intégré), fonctionnant à une fréquence acoustique de 200 kHz avec un angle de faisceau de 22° (Lowrance®, <https://www.lowrance.com/>). La combinaison de l'angle et de la profondeur du faisceau détermine la taille de l'empreinte acoustique de chaque impulsion et donc la zone d'échantillonnage locale. L'unité de contrôle sonar dispose d'une antenne GPS interne qui enregistre la position toutes les secondes et fait la moyenne des données acoustiques (10 à 20 impulsions s<sup>-1</sup>) enregistrées entre deux points de localisation consécutifs (Navico Inc. BioBase-Automate Mapping. Guide de référence de l'utilisateur 2014; Navico Inc.: Egersund, Norvège, 2014). Le Tableau 4 répertorie les paramètres de tous les transects sonar.

Tableau 4 : Caractéristiques inhérentes au relevé Lowrance Gen 2 HDS-5

Option	Réglage
<b>Fishing Mode</b>	Shallow water
<b>Ping Rate</b>	Max
<b>Range</b>	10 (8 in shallow water)
<b>Frequency</b>	200 kHz
<b>WAAS</b>	Enable
<b>Datum</b>	WGS84
<b>Time</b>	UTC date (global)

Pour enregistrer les données, le transducteur a été monté au tableau arrière du bateau à environ 15 cm sous la surface de la mer, avec la face du transducteur parallèle au sol (ou à la surface de la mer). Le bateau a été conduit sur un certain nombre de transects à travers des zones d'intérêt présélectionnées, commençant généralement à l'intérieur de la baie et sortant lentement jusqu'à ce que les profondeurs mesurées soient bien supérieures à 2 m (selon les experts, les herbiers marins dans les zones n'ont pas été trouvés à des profondeurs supérieures à 2 m en raison de la turbidité élevée de l'eau dans cette région). La vitesse du bateau était d'environ 6-7 km/h ; cependant, la variation de vitesse d'un transect à l'autre était inévitable en raison des différentes conditions

d'écoulement et de la présence d'affleurements rocheux le long du chemin (par exemple, les vitesses autour du côté Est de l'île de Meio étaient d'environ 4 km/h).

#### 2.1.5. Capture de données Sonar et pré-traitement

Neuf relevés hydrographiques ont été réalisés dans l'archipel des Bijagos (Guinée-Bissau) entre le 31 juillet et le 03 août 2022. Au total, 61,76 km de données acoustiques ont été recueillis autour des îles d'Unhocomo, Unhocomozinho, Meio et Joao Vieira (Figure 27). Une liste du nom du fichier, de l'heure de collecte ainsi que du temps écoulé et de la distance pour chaque transect est résumée dans le tableau de l'Annexe I.

L'appareil Lowrance enregistre les informations acoustiques dans des fichiers binaires (c'est-à-dire des fichiers non lisibles par l'homme qui nécessitent un logiciel / matériel spécifique pour les lire), avec l'extension \*.sl2. Les fichiers Lowrance recueillis dans d'autres zones étudiées pendant la durée du projet ont été téléchargés dans le système infonuagique BioBase (<https://www.biobasemaps.com/>) pour produire des cartes bathymétriques et de végétation. Cependant, BioBase n'est pas autorisée à traiter les données sonar de la zone économique exclusive (ZEE) de Guinée-Bissau, de sorte que les pistes sonar de l'archipel des Bijagos ont été importées dans ReefMaster Pro version 2.0, une application de bureau Windows avec une fonctionnalité prête à l'emploi pour traiter et exporter des données sonar (<https://reefmaster.com.au/>).

ReefMaster (RM) a corrigé chaque piste pour la profondeur du transducteur, qui était d'environ 0,15 m pour toutes les pistes. RM peut ajuster les profondeurs mesurées au niveau de l'eau en fonction de l'état de la marée ; toutefois, aucun ajustement des marées n'a été appliqué aux tracés des Bijagos en raison du manque de données chronologiques sur les marées pour la région. Parmi les autres corrections appliquées, mentionnons aussi la suppression des points de profondeur 0 et des points en double.

Une fois corrigés, les contours bathymétriques majeurs à 0,50 (1 m pour la piste Sonar 0000) et 0,125 m (mineur) ont été générés pour chaque piste sonar et exportés sous forme de fichiers "shapefiles". Comme les profondeurs mesurées n'ont pas été ajustées pour tenir compte de la fluctuation des hauteurs de marée, les contours bathymétriques ne sont pas comparables d'un site à l'autre. Cependant, ils fournissent des informations précieuses sur la morphologie des fonds marins ou des zones étudiées. Le module Bottom Composition de RM dispose d'algorithmes pour estimer les indices de rugosité et de dureté, respectivement E1 et E2, à partir du signal acoustique. Les valeurs de E1 et E2 ont été exportées dans un fichier "\*.csv" comprenant également la latitude, la longitude, la profondeur (m) et le pic SV (force de réflexion du pic dans le premier écho), pour chaque piste.

#### 2.1.6. Analyse visuelle des échogrammes

Les échogrammes sonar ont été analysés visuellement pour identifier les zones avec des herbiers marins. Des exemples d'échogrammes montrant des herbiers marins du blog BioBase et des articles spécialisés ont été utilisés comme référence pour « entraîner l'œil », car aucune vérification au sol des données sonar n'a été faite pendant la campagne de travail sur le terrain. Les coordonnées des segments avec les herbiers marins ont été capturées dans un ensemble de données d'entités ponctuelles.

#### 2.1.7. Observations sur le terrain

Les données de terrain ont été recueillies par l'équipe associée de biologistes marins qui a effectué des relevés de plongée localisés par GPS lors de campagnes précédentes sur le terrain en (2021 et 2022) et lors de la présente campagne. Les données recueillies au cours de ces relevés ont enregistré les occurrences ou les absences de *Halodule wrightii*, cartographiées respectivement comme « herbiers marins » et « pas d'herbiers marins » dans les Figures 28 et 29.

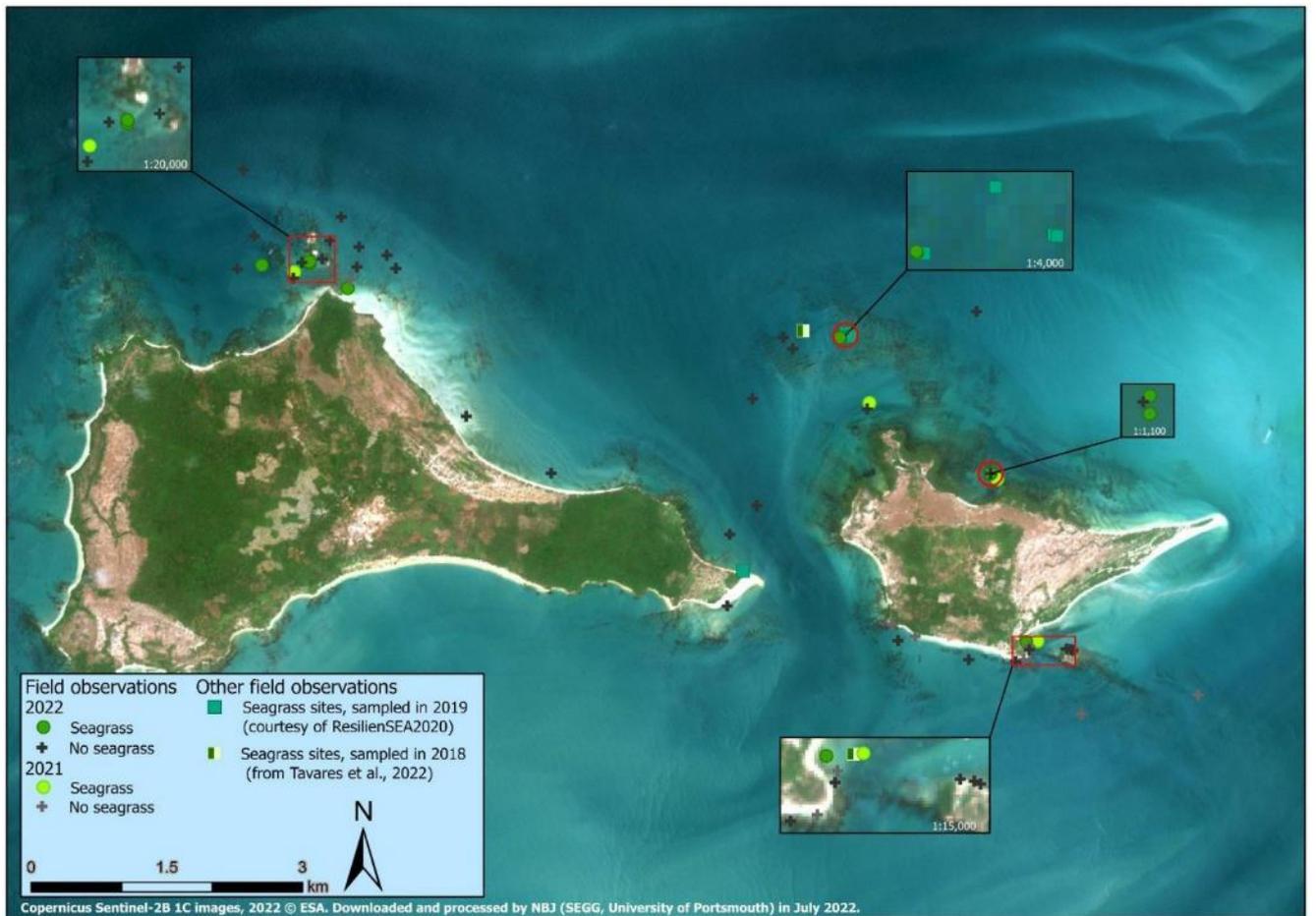


Figure 28 : Localisation des observations de terrain autour des îles d'Unhocomo et d'Unhocomozinho, dans la partie occidentale de l'archipel des Bijagos. Ces observations ont été recueillies par les biologistes marins lors de campagnes de terrain en 2021 et 2022.

En plus des lieux visités en 2021 et 2022, d'autres sites d'échantillonnage de plongée ont été ajoutés à l'ensemble de données de terrain pour être utilisés dans cette analyse. Ils totalisent sept sites autour des îles Unhocomo et Unhocomozinho, dont cinq ont été rassemblés par des biologistes marins travaillant dans le cadre du projet Resiliensea en novembre 2019. Les deux autres ont été publiés récemment par Tavares et al. (2022). Ces emplacements sont cartographiés à la Figure 28 comme d'autres observations sur le terrain.

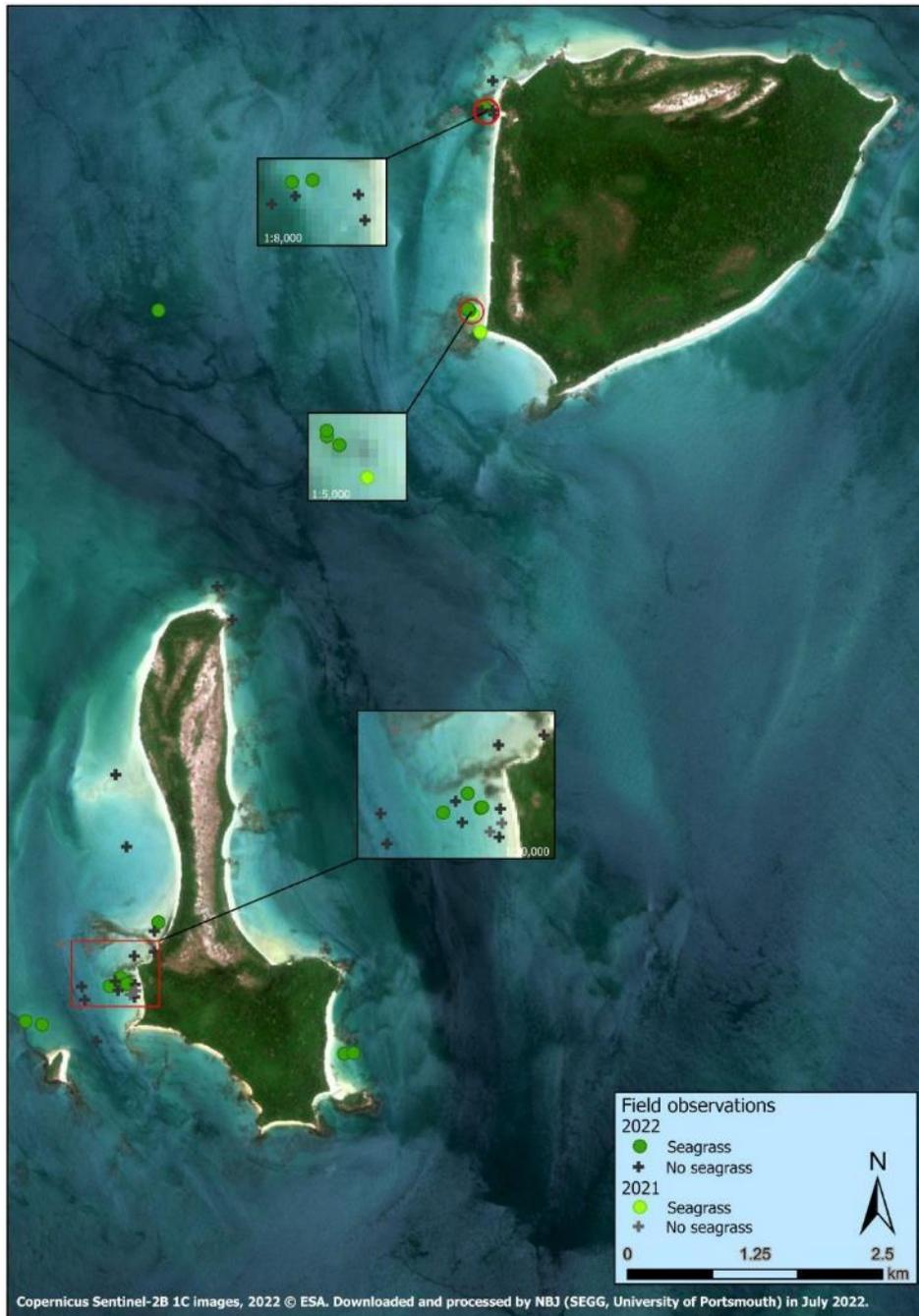


Figure 29 : Localisation des observations de terrain autour des îles de Joao Vieira et de Meio, dans la partie sud-est de l'archipel des Bijagos. Ces observations ont été recueillies par les biologistes marins lors de campagnes de terrain en 2021 et 2022.

#### 2.1.8. Traitement des données

Les données sonar et les contours bathymétriques exportés depuis RM ainsi que les observations sur le terrain ont été chargés dans ArcGIS Pro 3.0 (ESRI 2022, <https://www.esri.com/>) à des fins d'intégration et de visualisation.

Il existe des exemples dans la littérature où l'analyse comparative des indices E1 et E2 a été utilisée pour classer les types de fonds marins (Chivers et al., 1990; Kloser et al., 2001; Lawrence & Bates, 2001; Collier & Brown, 2005; Penrose et al., 2005; Yamasaki et al., 2017). L'analyse comparative des indices E1 et E2 à partir des données sonar recueillies dans l'archipel des Bijagos n'a montré aucune séparabilité des classes acoustiques qui pourrait aider à différencier les herbiers marins des autres types de fonds marins. Il montre cependant une forte corrélation entre les deux indices.

D'une manière générale, les herbiers marins poussent dans des fonds meubles (<https://www.plslwd.org/wp-content/uploads/2016/07/The-Biobase-Report.pdf>) où le signal est absorbé et aucun second retour n'est observé (Figure 30). Des exemples clairs de ceci ont été trouvés dans les tronçons de sonar visuellement identifiés comme ayant des herbiers marins. Cela est pertinent, étant donné les caractéristiques des habitats d'herbiers marins observés à Bijagos : des patches plutôt petits et peu denses qui ont laissé de petites parcelles du sol exposées. Ainsi, l'indice de dureté, E2, a été utilisé pour cartographier les points du sonar avec les occurrences possibles d'herbiers marins qui avaient été extraites par interprétation visuelle des échogrammes. La valeur E2 moyenne d'échantillons d'au moins 80 points sonar consécutifs à chaque piste de sonar a été utilisée comme seuil pour classer tous les sites d'occurrence probable d'herbiers marins. C'est-à-dire que les endroits dont les valeurs E2 étaient inférieures au seuil ont été classés comme herbiers marins. Les valeurs seuils étaient différentes pour chaque piste.

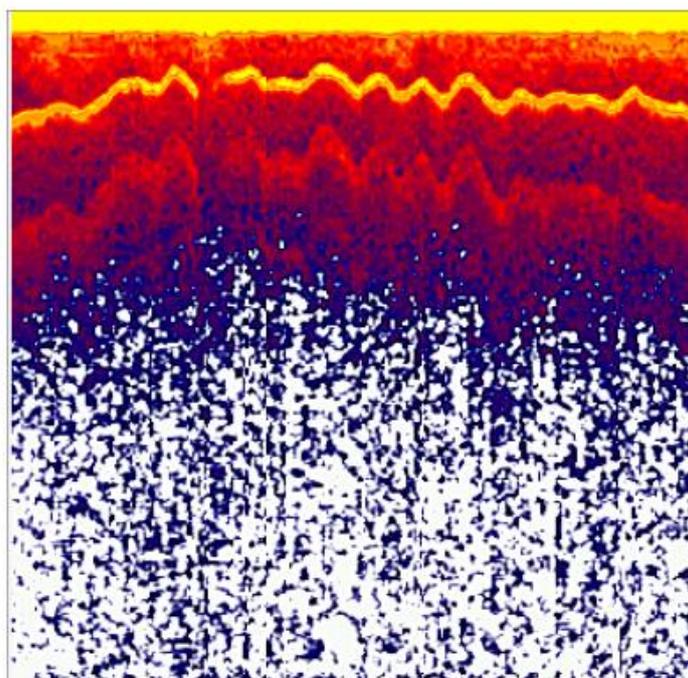


Figure 30 : Tronçon de la trajectoire du sonar avec un retour de seconde très faible.

## 2.2. Résultats

Les caractéristiques des habitats d'herbiers marins dans la région des Bijagos (patches clairsemés de petite taille, parfois sur quelques mètres seulement) (Figure 31) et la turbidité élevée de l'eau ont rendu la détection des herbiers marins par télédétection par satellite très difficile. Par conséquent, les données sonar combinées à l'échantillonnage de plongée sous-marine (c'est-à-dire les observations sur le terrain) ont été utilisées pour cartographier la présence et l'étendue des herbiers marins sur la côte bissau-guinéenne.



Figure 31 : *Halodule wrightii*, côte ouest nord Joao Vieira (photo prise par l'auteur le 3 août 2022 @ 7h55, heure locale).

En raison de l'absence de vérification au sol du relevé sonar et du faible chevauchement des observations sur le terrain avec les traces du sonar, les zones délimitées d'herbiers marins sont cartographiées comme étant « probables ». Comme le montrent les Figures 32 à 36, leurs limites ont été tracées (c'est-à-dire numérisées dans ArcGIS Pro 3.0) autour de zones à forte densité et à proximité immédiate de points sonar classés comme herbiers marins. La morphologie des fonds marins (à partir de la bathymétrie capturée) et la présence d'affleurements rocheux ont guidé la délimitation de ces zones.

Les tronçons de transects sonar à l'extérieur des polygones étiquetés comme « probables » (c'est-à-dire les zones étudiées avec une faible densité de points sonar, généralement dans des eaux plus profondes) devraient également être considérés comme des zones d'occurrence « probable ». Ces zones ou corridors ont été définis comme une zone tampon de 2 m autour des points de voie.

Seuls les emplacements GPS où la présence d'herbiers marins a été vérifiée par échantillonnage de plongée sont des emplacements arrêtés d'herbiers marins. Cependant, d'autres zones cartographiées comme étant des "zones possibles" ont été décrites autour de petits groupes de sites d'échantillonnage de plongée où des herbiers marins ont été trouvés (Figures 28 et 29). Celles-ci sont illustrées dans les Figures 32 à 36. La certitude dans le contour de ces zones n'est pas aussi élevée que la certitude pour les zones définies par les données sonar en raison de la distribution aléatoire de celles-ci et de leur propagation ; surtout si l'on tient compte du fait que *Halodule wrightii* pousse dans de petites parcelles de distribution de plantes clairsemées. La répartition des observations sur le terrain dans les Figures 28 et 29 montre comment les emplacements avec des herbiers marins et les endroits sans herbiers marins sont étroitement mélangés dans de petites zones.

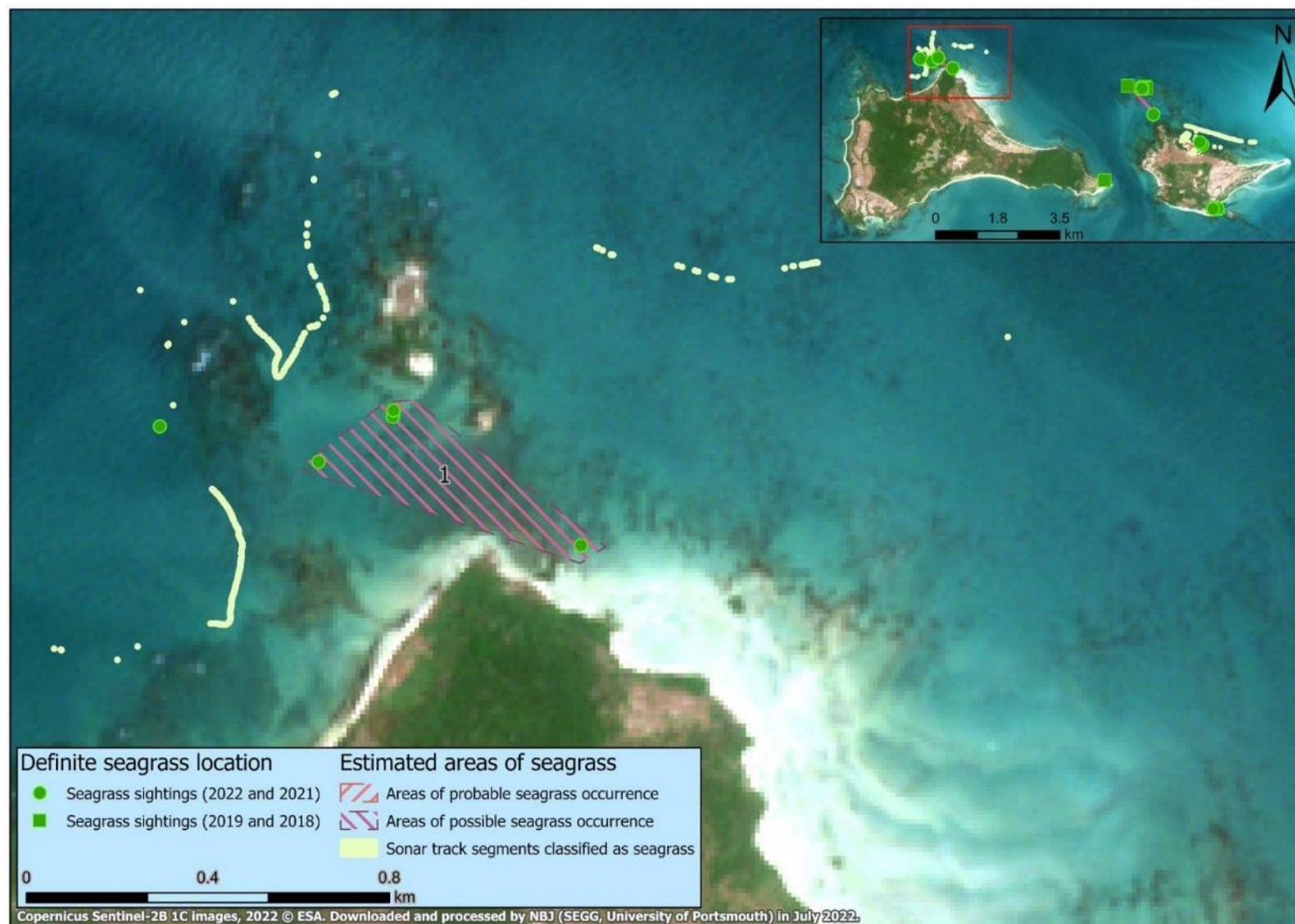


Figure 32 : Estimation des zones d'occurrence d'herbières marines sur la côte nord de l'île d'Unhocomo. Les cartes incluent également tous les "emplacements probables" et "emplacements possibles" tels que définis à la suite des travaux sur le terrain.

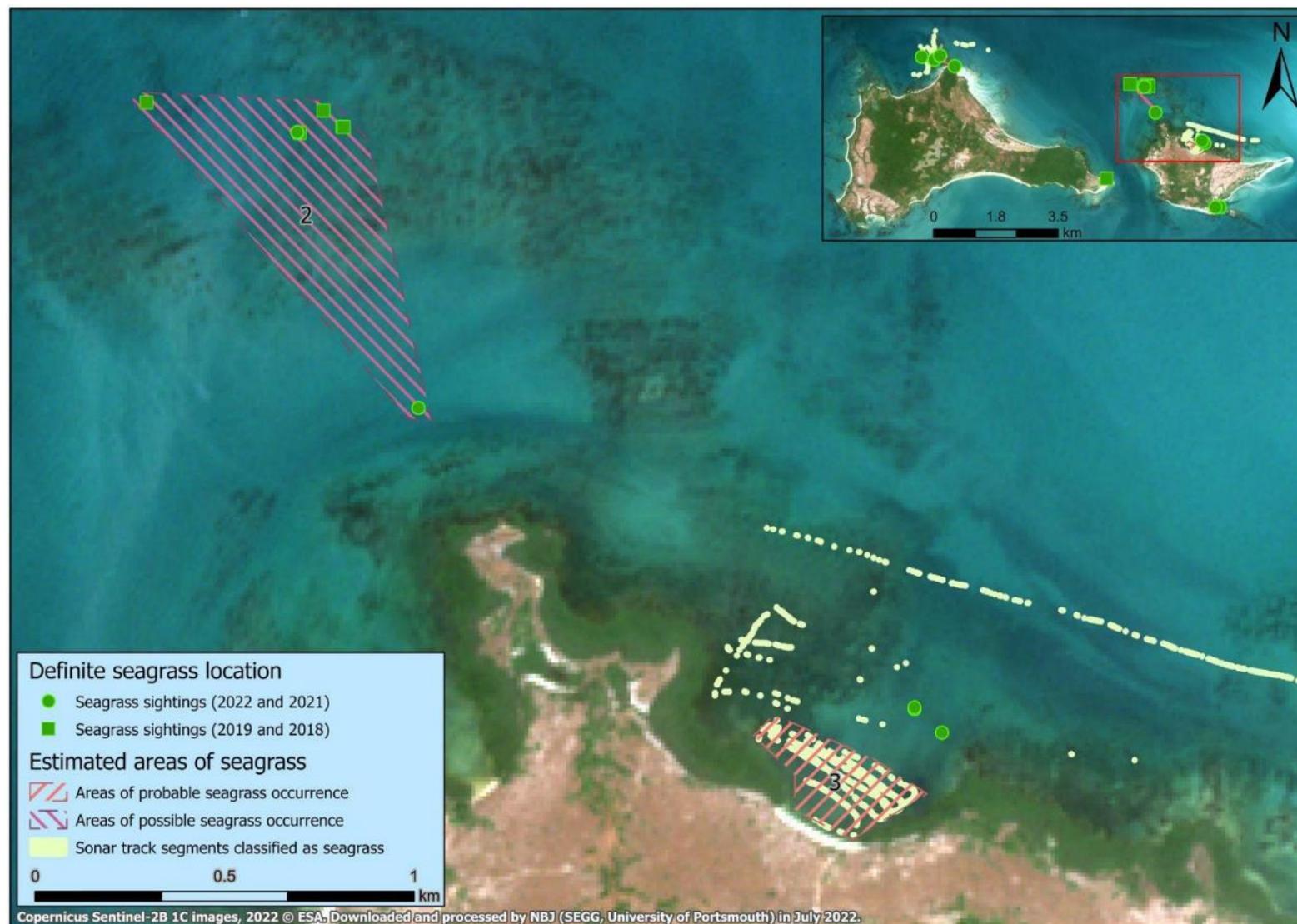


Figure 33 : Zones estimées d'occurrence d'herbiers marins sur la côte nord de l'île d'Unhocomozinho. Les cartes incluent également tous les "emplacements probables" et "emplacements possibles" tels que définis à la suite des travaux sur le terrain.



Figure 34 : Zones estimées d'occurrence d'herbiers marins sur la côte ouest de l'île de Joao Vieira. Les cartes incluent également tous les "emplacements probables" et "emplacements possibles" tels que définis à la suite des travaux sur le terrain.



Figure 35 : Zones estimées d'occurrence d'herbiers marins sur la côte nord-est de l'île de Meïo. Les cartes incluent également tous les "emplacements probables" et "emplacements possibles" tels que définis à la suite des travaux sur le terrain.



Figure 36 : Zones estimées d'occurrence d'herbières marines sur les côtes sud-est et sud-ouest de l'île de Mayo. Les cartes incluent également tous les "emplacements probables" et "emplacements possibles" tels que définis à la suite des travaux sur le terrain.

La superficie cumulée des herbiers marins en Guinée-Bissau est estimée à 1,56 km<sup>2</sup>. Le Tableau 5 résume la superficie totale d'herbiers marins estimée pour l'archipel des Bijagos. La colonne "ID" contient les étiquettes de polygones illustrées dans les Figures 32 à 36. Le tableau comprend également la superficie des transects sonar, les zones ou les couloirs d'occurrence « possible » d'herbiers marins.

Tableau 5 : Estimation de la surface totale des herbiers marins dans les îles Bijagos, transect par transect, travaux de terrain de 2022

Localisation	Surface (km <sup>2</sup> )	Niveau de significativité	Source	ID
Unhocomo	0.09346738	Possible	Arbitrary Interpolation	1
Unhocomozinho	0.274458931	Possible	Arbitrary Interpolation	2
Unhocomozinho	0.068660265	Probable	Arbitrary Interpolation	3
Unhocomozinho	0.006818286	Possible	Arbitrary Interpolation	4
Meio	0.117923289	Probable	Arbitrary Interpolation	5
Meio	0.434271189	Probable	Arbitrary Interpolation	6
Meio	0.005254323	Possible	Arbitrary Interpolation	7
Meio	0.067702584	Probable	Arbitrary Interpolation	8
Meio	0.016536078	Possible	Arbitrary Interpolation	9
Meio	0.000387851	Possible	Arbitrary Interpolation	10
Joao Vieira	0.005702945	Probable	Arbitrary Interpolation	11
Joao Vieira	0.024335271	Possible	Arbitrary Interpolation	12
Unhocomo	0.003308537	Probable	Sonar Data	n/a
Unhocomozinho	0.005502004	Probable	Sonar Data	n/a
Meio	0.00983752	Probable	Sonar Data	n/a
Meio	0.00663418	Probable	Sonar Data	n/a
Meio	0.001201473	Probable	Sonar Data	n/a
Meio	0.001940995	Probable	Sonar Data	n/a
Meio	0.000497803	Probable	Sonar Data	n/a
<b>TOTAL:</b>				<b><u>1,56 km<sup>2</sup></u></b>

### 2.3. Recommandations

En raison de la répartition de *Halodule wrighti* dans les zones autour des zones étudiées dans l'archipel des Bijagos (sous forme de petites parcelles peu denses), la précision de la position et la résolution spatiale sont d'une importance primordiale. Il est donc recommandé d'utiliser des traceurs GPS sous-métriques, à la fois dans les méthodes d'échantillonnage sur le terrain et de télédétection (par exemple, sonar), et la cartographie par drone.

Les méthodes acoustiques sont des techniques très efficaces pour la cartographie et la surveillance sous-marines. Bien que le potentiel des données sonar pour cartographier les herbiers marins ait été réalisé au cours de la campagne de terrain de 2022, il est également devenu évident que les données acoustiques sont complexes à traiter et à interpréter. Comme c'est le cas avec d'autres techniques de télédétection, celle décrite dans cette section nécessite que des données de terrain soient aussi récoltées en parallèle, pour la vérification des résultats. D'où la nécessité de se familiariser davantage avec les méthodes acoustiques ainsi qu'avec les données qu'elles génèrent pour réduire la dépendance à l'égard d'outils prêts à l'emploi qui n'offrent pas la flexibilité de la manipulation libre.

Toutes les techniques d'enquête ont des limites, il est donc recommandé de combiner diverses techniques d'enquêtes et d'intégrer les différents types de données. Par conséquent, une planification minutieuse de la campagne sur le terrain pour coordonner les activités d'enquêtes et de relevés est fortement recommandée. Une grande précision dans les positions GPS assurera le chevauchement spatial des données recueillies par différentes techniques.

La cartographie des propriétés biophysiques et environnementales (p. ex. bulles d'oxygène, température de l'eau, salinité, turbidité, etc., et leur évolution dans le temps lorsque cela est possible) à l'échelle appropriée aiderait à déterminer les zones d'occurrence possibles pour une exploration plus approfondie. Les produits satellitaires à moyenne et haute résolution (tels que Sentinel 2 ou PlanetScope) sont des options appropriées pour cette analyse préliminaire. Cependant, il est important d'appliquer des corrections appropriées (atmosphériques, corrections d'éblouissement) pour la détection sous-marine ainsi que des algorithmes de classification appropriés. À cet égard, il est recommandé de développer et de mettre en œuvre des flux de travail de traitement d'images qui mettent en œuvre ces exigences.

Une dernière recommandation comprend l'extension de la portée de l'étude des herbiers marins à la cartographie des rhizomes d'herbiers marins. Compte tenu du rôle central des systèmes racinaires marins dans le stockage du CO<sub>2</sub> atmosphérique, la cartographie permettrait la gestion et la conservation des services écosystémiques qu'ils fournissent. Étudier le potentiel des données acoustiques pour cartographier l'étendue des rhizomes d'herbiers marins semble un petit effort comparé aux énormes retombées que pourraient engendrer de telles cartographies.

#### 2.4. Bibliographie

Campredon, P. & Catry, P. (2016). Bijagos Archipelago (Guinea-Bissau) in Finalyson et al. (eds), *The Wetland Book*. Doi: 10.1007/978-94-007-6173-5\_158-1

Chivers R, Emerson N, Burns D. (1990) New acoustic processing for underway surveying. *Hydrogrical Journal* 56:9–17

Collier JS, Brown CJ. (2005) Correlation of sidescan backscatter with grain size distribution of surficial seabed sediments. *Mar Geol* 214:431–449

GRID-Arendal (2022) *Meadows of Knowledge: Putting West Africa on the global seagrass map*. ResilienSEA, (GRID-Arendal/ RAMPAO/WIACO) : Arendal, Norway. 80p.

Kloser R, Bax N, Ryan T, Williams A, Barker B. (2001) Remote sensing of seabed types in the Australian South East Fishery; development and application of normal incident acoustic techniques and associated 'ground truthing'. *Marine and Freshwater Res* 52:475–489

Lawrence M, Bales C. (2001) Acoustic ground discrimination techniques for submerged archaeological site investigations. *Marine Technology Society Journal* 35(4):65–73. <https://doi.org/10.4031/002533201788058053>

Penrose J, Siwabessy P, Gavrillov A, Parnum I, Hamilton L, Bickers A, Brooke B, Ryan D, Kennedy P. (2005) Acoustic techniques for seabed classification. Cooperative Research Centre for Coastal Zone Estuary and Waterway Management, Technical Report, 32

Tavares Ana I., Assis Jorge, Patrício A. R., Ferreira Rogério, Cheikh Mohamed Ahmed Sidi, Bandeira Salomão, Regalla Aissa, Santos Iderlindo, Potouroglou Maria, Nicolau Suzana, Teodósio Maria Alexandra, Almada Carmen, Santos Rui, Pearson Gareth A., Serrao Ester A. (2022) Seagrass

Connectivity on the West Coast of Africa Supports the Hypothesis of Grazer-Mediated Seed Dispersal. *Front. Mar. Sci.* 9:809721. doi: 10.3389/fmars.2022.809721

Yamasaki, S., Tabusa, T., Iwasaki, S. *et al.* (2017) Acoustic water bottom investigation with a remotely operated watercraft survey system. *Prog Earth Planet Sci* 4, 25 . <https://doi.org/10.1186/s40645-017-0140-y>





## SECTION 2 – SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE D'APPROVISIONNEMENT BIOMASSE HALIEUTIQUE FOURNIS PAR LES HERBIERS MARINS AU SÉNÉGAL, EN GUINÉE-BISSAU ET AU CABO VERDE

Karim Erzini<sup>1</sup>, Abdou Aziz Ndiaye<sup>2</sup>, Aissa Regalla de Barros<sup>3</sup>, Amadeu Mendes Almeida<sup>4</sup>, António Araujo<sup>1</sup>, Elisabeth Mayé Diouf<sup>5</sup>, Emanuel Dias<sup>3</sup>, Filipe Tobana Nhanquê<sup>4</sup>, Iça Barri<sup>5</sup>, Rui Freitas<sup>6</sup>, Ester Serrão<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Centro de Ciências do Mar (CCMAR), Universidade do Algarve, Campus de Gambelas, 8005-139 Faro, Portugal

<sup>2</sup>Direction des aires marines communautaires protégées/ Ministère de l'environnement et du développement durable et de la transition écologique, Senegal

<sup>3</sup>Coord. Dept. Monitoria e Conservação da Biodiversidade, Instituto da Biodiversidade e das Áreas Protegidas (IBAP), República da Guiné-Bissau

<sup>4</sup> Centro de Investigação Pesqueira Aplicada (CIPA), Av. Amílcar Cabral, C.P. 102 Bissau, República da Guiné-Bissau

<sup>5</sup> Université Cheikh Anta Diop de Dakar, Senegal

<sup>6</sup> ISECMAR-UTA, CP 163 Mindelo, São Vicente, Cabo Verde

### 1. Abstract

La valeur monétaire du service d'approvisionnement en biomasse halieutique par les herbiers marins du Sénégal et de la Guinée-Bissau a été estimée sur la base des densités d'individus ( $n/m^2$ ), des paramètres du cycle biologique, de la modélisation de la biomasse, des prix du marché du poisson au Sénégal et en Guinée-Bissau, ainsi que sur la superficie totale estimée de l'habitat des herbiers marins dans chaque pays. La valeur économique des espèces de poissons commerciales utilisant les 67,3 km<sup>2</sup> d'herbiers marins côtiers estimés au Sénégal (principalement le long de la petite côte et du delta du Saloum) variait de 2,6 millions € (1,7 milliard Fcfa) en 2018 à 8,1 millions € (5,3 milliards Fcfa) en 2019, avec des espèces démersales, à savoir *Pomadasys jubelini*, *Epinephelus aeneus*, *Diplodus cervinus* et *Diplodus bellottii*, et certaines espèces pélagiques telles que *Sardinella maderensis*, *Mugil curema* et *Sphyraena guachancho* représentant la plus grande part de la valeur économique. Pour les 1,56 km<sup>2</sup> d'habitat d'herbiers marins en Guinée-Bissau (archipel des îles Bijagos : Unhocomo, Unhocomozinho, Joao Vieira et Poilao), la valeur économique des 10 principales espèces ayant une valeur commerciale a été estimée à 94 000 €, *Pomadasys jubelini* étant de loin l'espèce la plus importante. Dans les zones d'herbiers restreintes du Cabo Verde (0,14 km<sup>2</sup> dans la baie de Praia Gamboa et la lagune de Pedra Badejo), il n'a pas été possible d'estimer les densités de poissons. Par conséquent, seule la diversité associée aux herbiers marins a été enregistrée. Compte tenu des différences dans les prix du marché du poisson dans d'autres études menées au Portugal, en Espagne, en Australie et aux États-Unis qui ont utilisé des méthodologies similaires, les valeurs estimées pour le Sénégal et la Guinée-Bissau sont comparables et soulignent la contribution importante des habitats d'herbiers marins à

l'approvisionnement en poissons de par leur rôle de nurserie et de zone essentielle au cycle de vie de nombreuses espèces exploitables.

## 2. Mots-clés

Herbiers marins, approvisionnement en poisson, services écosystémiques, Sénégal, Cabo Verde, Bijagos, Guinée-Bissau

## 3. Introduction

Les herbiers marins fournissent un abri contre les prédateurs, une zone de nurserie et une zone d'alimentation (périphyton et invertébrés) aux juvéniles de nombreuses espèces de poissons, contribuant à la production de biomasse halieutique (Almeida et al., 2008 ; Saenger et al., 2012 ; Baker et al., 2015 ; Dewsbury et al., 2016 ; Costanza et al., 2017 ; Nordlund et al., 2018 ; Unsworth et al., 2019). Les caractéristiques les plus importantes des nurseries de poissons dans les zones côtières sont la complexité et la structure de l'habitat. En ce sens, les herbiers marins se classent au premier rang par rapport aux forêts de mangroves, aux marais salés et aux zones de roseaux/joncs (Whitfield, 2017). La valeur du service de nurserie de différents habitats côtiers a été mesurée et comparée à l'aide de la densité, de la croissance, du facteur d'état, de l'alimentation, de la survie et de la production par unité de surface de juvéniles comme indicateurs de la qualité de l'habitat, en supposant que l'augmentation de la production et du recrutement dans les populations adultes est associée à une densité, une survie, un état et une croissance plus élevés dans les nurseries (Franco et al., 2010 ; Janes et al., 2020).

La fonction de nurserie et de zone essentielle au cycle de vie des espèces exploitables peuvent être considérés comme des services écosystémiques lorsqu'ils sont liés à des avantages pour les humains tels que l'augmentation de l'abondance en poissons (Liquete et al., 2016). Dans ce contexte, la valeur de production de biomasse halieutique de l'habitat des herbiers marins a été quantifiée à l'aide de différentes approches. Blandon & zu Ermgassen (2014a,b) ont estimé la valeur des herbiers marins et des habitats non végétalisés en utilisant des données pour 12 espèces provenant de 11 études sur des poissons juvéniles du sud de l'Australie. Ils ont utilisé des paramètres du cycle biologique propres à chaque espèce étudiée, ainsi que les prix du marché pour calculer la biomasse totale qui aurait été produite et sa valeur économique afférente. La valeur estimée des parterres d'herbiers marins était de 31 650 AUD par hectare et par an (environ 19 840 EUR/ha/an, 13 millions de Fcfa). En utilisant la même approche, Janes et al. (2020) ont comparé les habitats d'herbiers marins, de mangroves et de marais intertidaux avec des habitats non végétalisés en Australie et ont signalé que les habitats d'herbiers marins, de mangroves et de marais intertidaux produisaient respectivement 55 000, 19 000 et 1 700 poissons de plus par hectare. Erzini et al. (2022) ont modifié la méthodologie de Blandon & zu Ermgassen (2014a,b) en estimant les services d'approvisionnement en poissons pour des cohortes uniques de juvéniles de la lagune de Ria Formosa (Portugal) dans des habitats subtidaux végétalisés et non végétalisés. Pour les cohortes individuelles des 12 espèces commerciales les plus importantes et différents scénarios de mortalité naturelle, la valeur économique de l'habitat subtidal végétalisé variait de 22 028 euros (14,4 millions de Fcfa) par hectare (faible mortalité naturelle) à 10 700 euros (7 millions de fcfa) par hectare (mortalité naturelle élevée).

Tuya et al. (2014) ont utilisé des données sur l'abondance des poissons pour estimer la valeur des herbiers marins pour les pêches côtières de l'île Gran Canaria (Atlantique Nord-Est). Ils ont estimé que les 700 ha d'herbiers marins avaient une valeur pour la pêche côtière de 606 239 euros par an (398 millions de Fcfa), tandis que la valeur du service de nurserie était de 95,75 euros (63 000 Fcfa) par hectare et par an. Jackson et al. (2015) ont calculé la contribution du service de production de biomasse des herbiers marins grâce à la valeur des débarquements de pêches commerciales (CFV) et

à la valeur des pêches récréatives (RFV) en Méditerranée à l'aide d'un indice de résidence des herbiers marins. Ils ont indiqué que les herbiers marins contribuaient à hauteur d'environ 77,7 millions d'euros (51 milliards de Fcfa) (CFV) et 112,6 millions d'euros (74 milliards de Fcfa) (RFV), soit respectivement 4 % de la CFV totale et 6 % de la RFV.

Il y a eu peu d'études sur les services d'approvisionnement en poissons marins en Afrique de l'Ouest. Trégarot et al. (2018) ont estimé le rendement potentiel maximal des juvéniles dans le banc d'Arguin (Mauritanie) en supposant que tous les juvéniles sont devenus adultes, comme la somme du produit de l'abondance spécifique à l'espèce, du poids individuel maximal et du prix de débarquement. Pour minimiser la surestimation des services de nurserie, ils ont considéré que la survie de la phase juvénile à la phase adulte était de 1% pour toutes les espèces. Les valeurs minimales et maximales estimées des alevins d'herbiers marins (*Cymodocea nodosa* et *Zostera noltii*) étaient de 49 762 900 MRU (environ 132 000 EUR, 86,4 millions de Fcfa) et de 57 925 120 MRU (environ 154 000 EUR, 101 millions de Fcfa).

Dans cette étude, nous avons estimé les services d'approvisionnement en poissons (biomasse potentielle et valeur économique en l'absence de mortalité par pêche) des habitats d'herbiers marins au Sénégal et en Guinée-Bissau (îles Bijagos) à partir des densités de biomasse échantillonnées à l'aide d'une senne coulissante (Sénégal) et d'une senne de plage (îles Bijagos) ( $n/m^2$ ), des distributions de taille, des paramètres de cycle biologique, des prix du marché et de la superficie estimée des herbiers marins dans ces pays. La méthodologie est basée sur Blandon & zu Ermgassen (2014a,b), Jänes et al. (2020) et Erzini et al. (2022). Des relevés visuels sous-marins ont été utilisés au Cabo Verde pour étudier la diversité des espèces associées à l'habitat des herbiers marins.

#### 4. Matériel & méthode

Au Sénégal, un chalut à perche de 2,6 m de large et 0,45 m de haut à l'embouchure a été utilisé lors d'une étude des habitats potentiels d'herbiers marins (du 2 au 12 mai 2022). Cependant, l'échantillonnage s'est avéré inefficace, étant donné la répartition inégale des herbiers marins. Par conséquent, les captures n'étaient pas suffisantes aux fins de l'étude. Par conséquent, les données des relevés à la senne coulissante à 5 emplacements d'herbiers marins (Tableau 6) ont été utilisées. La senne coulissante mesurait 300 m de long, avec des ailes maillées de 50 mm et un fond de chalut de 14 mm. L'échantillonnage a eu lieu deux fois par an, pendant les saisons froide et chaude, en 2017, 2018 et 2019. Tous les poissons ont été identifiés au niveau de l'espèce, mesurés (longueur totale en cm) et pesés (g). Pour estimer les densités ( $n/m^2$ ), nous avons supposé que la senne coulissante était placée dans un cercle d'une superficie estimée à 7162 m<sup>2</sup>.

Tableau 6 : Localisation des échantillonnages effectués à l'aide d'une senne coulissante au Sénégal

Localisation	Latitude	Longitude
1	N14°09'31.1"	W16°51'40.0"
2	N14°10'20.7"	W16°52'24.5"
3	N14°07'56.9"	W16°50'56.5"
4	N14°06'50.9"	W16°47'56.9"
5	N14°07'50.8"	W16°48'05.3"

Dans les îles Bijagos (Guinée-Bissau), une senne de plage de 18 m avec un maillage de 14 mm a été utilisée pour échantillonner à 6 endroits entre le 31 juillet et le 3 août 2022 (Figure 37). La senne de plage a été placée à une distance de 30 m, parallèlement au rivage, et remorquée jusqu'au rivage, fermant progressivement les ailes de sorte que les deux extrémités du filet atteignent le rivage l'une à côté de l'autre. Sur la base du théorème de Pythagore, la surface balayée de la senne de plage était de 285 m<sup>2</sup>. Comme pour les échantillons de senne coulissante du Sénégal, les poissons ont été identifiés au niveau de l'espèce, mesurés (longueur totale, cm) et pesés (g).



Figure 37 : échantillonnage à l'aide d'une senne de plage à Poilao, Guinée-Bissau (August 2022). Photo: N. Bachiller-Jareno

Au Cabo Verde, il n'a pas été possible d'utiliser des filets dans le seul site avec des herbiers marins de taille suffisante (Praia da Gamboa, île de Santiago – qui est aussi le seul qui soit directement ouvert sur l'océan), à cause des rochers et des coraux sur le fond. Des relevés visuels sous-marins de recensement (UVC) parallèles à la rive ont été réalisés du 4 au 6 septembre 2022. Les espèces ont été identifiées et classées selon leur répartition biogéographique, leur catégorie trophique et leur valeur commerciale ou non commerciale.

L'approche utilisée pour calculer la biomasse à vie et la valeur économique des espèces commerciales était basée sur les méthodologies de Blandon & zu Ermgassen (2014a,b), Jänes et al. (2020) et Erzini et al. (2022). Les paramètres du cycle biologique ont été compilés pour chaque espèce commerciale : paramètres de croissance de von Bertalanffy ( $K$ ,  $L$ ,  $t_{\infty 0}$ ), âge maximal ( $T_{max}$ ), paramètres de relation poids-longueur à maturité ( $L_m$ ), âge à maturité ( $(W = aL^b)$ ,  $T_{mat}$ ) et mortalité naturelle ( $M$ ). L'équation de von Bertalanffy  $L_t = L_{\infty}(1 - e^{-K(t-t_0)})$  a été utilisée pour calculer les longueurs moyennes à l'âge de  $t = 0$  à  $T_{max}$  et pour convertir les longueurs totales moyennes des poissons échantillonnés en âge moyen  $t = t_0 - \left(\frac{1}{K} \ln \left(\frac{L_{\infty} - L_t}{L_{\infty}}\right)\right)$ .

Pour les âges inférieurs à  $L_m$ , le modèle de Lorenzen (2000) a été utilisé pour calculer le taux de mortalité naturelle :  $M_t = M \times (L_m/L_t)$ , tandis que  $M_t = M$  a été utilisé pour tous les âges égaux ou supérieurs à  $L_m$ .

Pour chaque espèce, l'on a supposé que tous les poissons capturés eussent l'âge moyen calculé et l'évolution des effectifs au cours de la vie a ensuite été calculée à l'aide de  $N_t = N_{t-1}S_{t-1}$ , où  $S_t = e^{-M_t}$ . Les chiffres dans chaque classe d'âge ont été multipliés par le poids moyen correspondant à l'âge (basé sur la relation poids-longueur spécifique à l'espèce) et additionnés pour obtenir la biomasse totale (TB) en l'absence de mortalité par pêche :  $\sum_{t=r}^{t=imax} N_t W_t$ , où  $r$  est la classe d'âge la plus jeune avec une longueur moyenne la plus proche de  $L_m$ . La biomasse totale de chaque espèce a ensuite été divisée par la superficie échantillonnée pour obtenir la biomasse par  $m^2$ . Cela a ensuite été multiplié par la superficie totale estimée des herbiers marins pour obtenir la biomasse totale associée aux herbiers marins. Pour les trois pays, ces superficies étaient respectivement de 67 344 000  $m^2$  (Sénégal), 1 556 864  $m^2$  (Guinée-Bissau) et 140 816  $m^2$  (Cabo Verde) (voir la section 2 du présent rapport : « *Cartographie des herbiers marins à l'aide de la télédétection* »). Enfin, la valeur monétaire a été calculée en multipliant la biomasse (kg) par le prix sur les marchés sénégalais et bissau-guinéen en franc CFA ouest-africain et en euros (1 € = 0,0015 franc CFA). Pour la valeur économique au Sénégal, les prix sur les marchés sénégalais ont été retenus, sur la base des rapports annuels « Résultats généraux des pêches maritimes » de la Direction des pêches maritimes du Ministère de la Pêche<sup>2</sup>. Pour la Guinée-Bissau, les prix du marché pour chaque espèce sont tirés de Jumpe & Barry (2021), qui ont indiqué la valeur marchande des espèces présentes en Guinée-Bissau pour chaque type de pêche industrielle. Cependant, il est aussi connu<sup>3</sup> qu'environ 2/3 des captures totales dans les Bijagos sont ensuite directement exportées vers le Sénégal (d'ailleurs, les pêcheurs migrants du Sénégal y sont nombreux) (comm. pers.). Ainsi, la valeur économique totale de la production de biomasse en Guinée-Bissau est répartie comme suit : 2/3 des captures sont revendues au Sénégal (les prix du marché au Sénégal sont donc pris en compte), tandis que 1/3 des captures sont vendues en Guinée-Bissau (dans ce cas, les prix issus de Jumpe & Barry (2021) sont utilisés).

## 5. Résultats

Les espèces capturées en 2018 et 2019 à l'aide de la senne coulissante au Sénégal et de la senne de plage en 2022 en Guinée-Bissau sont indiquées respectivement dans les Tableaux 7, 8 et 11, ainsi que les paramètres du cycle biologique nécessaires pour calculer la biomasse et la valeur monétaire. Dans le cas du Sénégal, seules les espèces commerciales sont incluses dans les Tableaux 7 et 8.

<sup>2</sup> Voir : <https://www.dpm.gouv.sn/category/rapport-statistique/>

<sup>3</sup> Voir les rapports nationaux sur les filières de pêche et sur les migrations de pêcheurs artisanaux sur le site internet du projet GREPPAO : <https://en.greppao.com/>

Tableau 7: Paramètres des espèces commerciales utilisées pour estimer la biomasse et la valeur économique (Sénégal, 2018). À l'exception de la taille moyenne et de l'âge moyen qui ont été calculés à partir des échantillons, tous les paramètres proviennent de FishBase ([www.fishbase.org](http://www.fishbase.org)). \*: l'âge moyen n'a pas pu être calculé (taille moyenne >  $L_{\infty}$ ), \*\*: paramètres poids-longueur non disponibles.

Commercial fish species	Von Bertalanffy growth parameters			Mean size (cm)	Mean age (sample)	Length at maturity $L_m$ (cm)	Age at maturity Tmat (y)	Maximum age Tmax (y)	Weight-length relationship		Natural mortality M
	K	$L_{\infty}$ (cm)	$t_0$						a	b	
<i>Chelon dumerili</i>	0.56	23.3	-0.31	20.5	3.5	14.1	1.3	5	0.0156	3.034	1.10
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	0.20	29.6	-0.84	17.5	3.6	18.0	1.1	5	0.0057	3.110	0.61
<i>Coptodon guineensis</i>	0.96	21.1	-0.18	27.7	*	12.9	0.8	3	0.0160	2.899	**
<i>Cynoglossus senegalensis</i>	0.10	82.1	-1.32	31.0	3.4	43.8	6.3	29	**	**	0.19
<i>Dicentrachus punctatus</i>	0.16	40.0	-0.98	15.7	2.1	22.9	4.3	18	0.0055	3.188	0.34
<i>Diplodus bellottii</i>	0.27	28.4	-0.63	11.0	1.2	16.9	2.7	11	0.0093	3.193	0.59
<i>Diplodus cervinus</i>	0.16	59.4	-0.88	15.6	1.0	32.7	4.1	18	0.0070	3.280	0.32
<i>Diplodus sargus</i>	0.10	57.6	-1.45	15.1	1.6	31.8	6.6	29	0.0138	3.070	0.26
<i>Elops senegalensis</i>	0.26	92.7	-0.47	36.0	1.4	48.8	2.4	11	**	**	0.46
<i>Ephippion guttifer</i>	0.22	82.6	-0.58	43.2	2.8	44.0	2.9	13	**	**	0.35
<i>Epinephelus aeneus</i>	0.18	120.8	-0.64	18.0	0.3	61.9	3.4	16	0.0098	3.043	0.29
<i>Ethmalosa fimbriata</i>	0.97	27.7	-0.17	22.9	1.6	16.5	0.8	3	0.0123	3.110	1.34
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	0.49	31.5	-0.33	14.3	0.9	18.5	1.5	6	0.0109	3.030	0.80
<i>Galeoides decadactylus</i>	0.41	54.5	-0.34	13.7	0.4	30.3	1.6	7	0.0086	3.080	0.77
<i>Gerres nigri</i>	0.60	30.0	0.00	16.4	1.3	12.9	1.1	4	0.0074	3.170	1.21
<i>Mugil bananensis</i>	0.79	20.5	-0.23	22.7	*	12.6	1.0	4	0.0175	3.104	**
<i>Mugil curema</i>	0.24	93.7	-0.44	22.0	0.7	49.3	2.7	12	0.0199	2.900	0.42
<i>Neochelon falcipinnis</i>	0.41	24.8	-0.42	22.0	4.9	14.9	1.8	7	0.0096	2.955	0.88
<i>Pagrus caeruleostictus</i>	0.21	55.2	-0.68	14.0	0.7	30.6	3.2	14	0.0252	2.946	0.46
<i>Parachelon grandisquamis</i>	0.18	55.2	-0.80	23.1	2.2	30.6	3.7	16	0.0114	2.947	0.41
<i>Pomadasys incisus</i>	0.22	31.5	-0.76	14.3	2.0	18.5	3.3	13	0.0199	2.834	0.50
<i>Pomadasys jubelini</i>	0.30	45.0	-0.50	16.0	1.0	25.5	2.3	10	0.0328	2.966	0.64
<i>Pomadasys peroteti</i>	0.29	37.6	-0.54	19.0	1.9	21.7	2.4	10	**	**	0.62
<i>Pseudotolithus senegalensis</i>	0.26	60.3	-0.53	24.5	1.5	33.2	2.5	11	**	**	0.53
<i>Pseudupeneus prayensis</i>	0.53	31.7	-0.30	20.0	1.6	18.6	1.4	6	0.0181	3.000	0.95
<i>Sardinella maderensis</i>	0.33	37.5	-0.47	19.8	1.8	21.6	2.1	9	0.0065	3.030	0.71
<i>Umbrina canariensis</i>	0.26	57.2	-0.54	17.2	0.8	31.6	2.6	11	0.0038	3.420	0.53

Tableau 8: Paramètres des espèces commerciales utilisées pour estimer la biomasse et la valeur économique (Sénégal, 2019). À l'exception de la taille moyenne et de l'âge moyen qui ont été calculés à partir des échantillons, tous les paramètres proviennent de FishBase ([www.fishbase.org](http://www.fishbase.org)). \*: l'âge moyen n'a pas pu être calculé (taille moyenne >  $L_{\infty}$ ), \*\*: paramètres poids-longueur non disponibles.

Commercial fish species	Von Bertalanffy growth parameters			Mean size (cm)	Mean age (sample)	Length at maturity $L_m$ (cm)	Age at maturity Tmat (y)	Maximum age Tmax (y)	Weight-length relationship		Natural mortality M
	K	$L_{\infty}$ (cm)	$t_0$						a	b	
<i>Brachydeuterus auritus</i>	0.40	25.3	-0.43	9.5	0.7	15.2	1.9	7	0.0132	3.115	0.91
<i>Chelon dumerili</i>	0.56	23.3	-0.31	20.6	3.5	14.1	1.3	5	0.0156	3.034	1.10
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	0.20	29.6	-0.84	9.2	1.0	18.0	1.1	5	0.0057	3.110	0.61
<i>Coptodon guineensis</i>	0.96	21.1	-0.18	31.7	*	12.9	0.8	3	0.0160	2.899	**
<i>Cynoglossus senegalensis</i>	0.10	82.1	-1.32	28.7	3.0	43.8	6.3	29	**	**	0.19
<i>Dicentrachus punctatus</i>	0.16	40.0	-0.98	21.3	3.8	22.9	4.3	18	0.0055	3.188	0.34
<i>Diplodus cervinus</i>	0.16	59.4	-0.88	26.0	2.7	32.7	4.1	18	0.0070	3.280	0.32
<i>Diplodus bellottii</i>	0.27	28.4	-0.63	10.9	1.2	16.9	2.7	11	0.0093	3.193	0.59
<i>Ephippion guttifer</i>	0.22	82.6	-0.58	28.0	1.3	44.0	2.9	13	**	**	0.35
<i>Epinephelus aeneus</i>	0.18	120.8	-0.64	27.0	0.8	61.9	3.4	16	0.0098	3.043	0.29
<i>Ethmalosa fimbriata</i>	0.97	27.7	-0.17	22.4	1.5	16.5	0.8	3	0.0123	3.110	1.34
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	0.49	31.5	-0.33	14.3	0.9	18.5	1.5	6	0.0109	3.030	0.80
<i>Galeoides decadactylus</i>	0.41	54.5	-0.34	13.0	0.3	30.3	1.6	7	0.0086	3.080	0.77
<i>Gerres nigri</i>	0.60	30.0	0.00	14.6	1.1	12.9	1.1	4	0.0074	3.170	1.21
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	0.18	102.8	-0.67	23.9	0.8	53.5	3.4	16	0.0253	2.818	0.28
<i>Mugil bananensis</i>	0.79	20.5	-0.23	21.1	*	12.6	1.0	4	0.0175	3.104	**
<i>Mugil capurrii</i>	0.22	46.9	-0.68	24.0	2.6	26.5	3.1	13	**	**	0.55
<i>Mugil cephalus</i>	0.30	59.3	-0.46	27.6	1.6	32.7	2.2	10	0.0132	2.929	0.54
<i>Mugil curema</i>	0.24	93.7	-0.44	20.2	0.6	49.3	2.7	12	0.0199	2.900	0.42
<i>Pagrus caeruleostictus</i>	0.21	55.2	-0.68	16.5	1.0	30.6	3.2	14	0.0252	2.946	0.46
<i>Pomadasys incisus</i>	0.22	31.5	-0.76	12.0	1.4	18.5	3.3	13	0.0199	2.834	0.50
<i>Pomadasys jubelini</i>	0.30	45.0	-0.50	12.7	0.6	25.5	2.3	10	0.0328	2.966	0.64
<i>Pomadasys peroteti</i>	0.29	37.6	-0.54	18.5	1.8	21.7	2.4	10	**	**	0.62
<i>Pseudotolithus senegalensis</i>	0.26	60.3	-0.53	25.7	1.6	33.2	2.5	11	**	**	0.53
<i>Pseudupeneus prayensis</i>	0.53	31.7	-0.30	16.1	1.0	18.6	1.4	6	0.0181	3.000	0.95
<i>Sardinella maderensis</i>	0.33	37.5	-0.47	19.2	1.7	21.6	2.1	9	0.0065	3.030	0.71
<i>Solea solea</i>	0.41	35.8	-0.38	30.0	4.1	20.8	1.7	7	0.0076	3.068	0.67
<i>Sphyraena guachancho</i>	0.09	203.4	-1.14	23.7	0.2	98.8	6.2	32	0.0085	3.120	0.14

Pour la Guinée-Bissau, les 18 espèces de poissons capturées sont incluses dans le Tableau 9, même si certaines ne sont pas des espèces commerciales. Comme on peut le constater, il n'a pas été possible de trouver tous les paramètres de cycle biologique requis de toutes les espèces et pour ces espèces, la biomasse et la valeur monétaire n'ont pas pu être calculées.

Tableau 9 : Espèces capturées dans des échantillons de senne de plage en Guinée-Bissau. À l'exception de la taille moyenne et de l'âge moyen qui ont été calculés à partir des échantillons, tous les paramètres proviennent de FishBase ([www.fishbase.org](http://www.fishbase.org)). \*: paramètres non disponibles.

Commercial fish species	Von Bertalanffy growth parameters			Mean size (cm)	Mean age (sample)	Length at maturity $L_m$ (cm)	Age at maturity Tmat (y)	Maximum age Tmax (y)	Weight-length relationship		Natural mortality M
	K	$L_\infty$ (cm)	$t_0$						a	b	
<i>Caranx crysos</i>	0.38	40.4	-0.4	4.7	-0.1	23.1	1.8	8	0.0318	2.949	0.75
<i>Caranx hippos</i>	0.35	108.0	-0.33	7.0	-0.1	56	1.8	8	0.0329	2.855	0.58
<i>Citharichthys stampflii</i>	1.27	16.9	-0.15	10.5	0.6	10.6	0.6	2	*	*	2.28
<i>Drepane africana</i>	0.14	54.3	-1.04	4.0	-0.5	30.2	4.8	20	0.0128	3.280	0.30
<i>Elops lacerta</i>	0.75	38.3	-0.20	12.9	0.3	22.1	0.9	4	0.01	2.94	1.26
<i>Ephippion guttifer</i>	0.22	82.6	-0.58	17.0	0.5	44.0	2.9	13	*	*	0.35
<i>Ethmalosa fimbriata</i>	0.97	27.7	-0.17	13.0	0.5	16.5	0.8	3	0.0123	3.110	1.34
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	0.49	31.5	-0.33	10.4	0.5	18.5	1.5	6	0.0109	3.030	0.80
<i>Fontitrygon margaritella</i>	*	*	*	14.9	*	*	*	*	*	*	*
<i>Galeoides decadactylus</i>	0.41	54.5	-0.34	7.0	0.0	30.3	1.6	7	0.0086	3.080	0.77
<i>Gimnura altavela</i>	*	402.4	*	23.0	*	*	*	*	0.0268	2.960	*
<i>Mugil bananensis</i>	0.79	20.5	-0.23	4.7	*	12.6	1.0	4	0.0175	3.104	*
<i>Mugil cephalus</i>	0.24	93.7	-0.44	11.0	0.1	49.3	2.7	12	0.0199	2.900	0.42
<i>Neochelon falcipinnis</i>	0.41	24.8	-0.42	12.2	1.2	14.9	1.8	7	0.0096	2.955	0.88
<i>Pomadasys jubelini</i>	0.30	45.0	-0.50	9.9	0.3	25.5	2.3	10	0.0328	2.966	0.64
<i>Sardinella maderensis</i>	0.33	37.5	-0.47	8.6	0.3	21.6	2.1	9	0.0065	3.030	0.71
<i>Scomberomorus tritor</i>	0.31	100	-0.38	20.3	0.4	52.5	2.0	9.3	0.018	2.93	0.55
<i>Tylosurus rafale</i>	0.26	57.2	-0.54	37.2	3.5	31.6	2.6	11	0.0038	3.420	0.53

Les résultats de la biomasse et les valeurs monétaires pour toutes les espèces commerciales pour les données du Sénégal sont énumérées dans les Tableaux 9 et 10. Pour 2018, les valeurs totales de la biomasse des espèces commerciales sur la durée de vie étaient de 2 599 511 € (1,73 milliard de Fcfa) et de 3 833 251 € (2,6 milliards de Fcfa) pour les prix minimum et maximum du marché (€/kg). Ces valeurs correspondent à 38 600 € par km<sup>2</sup> (25,320 millions de Fcfa/km<sup>2</sup>) et 56 920 € par km<sup>2</sup> (37,337 millions de Fcfa/km<sup>2</sup>). Des valeurs plus élevées ont été obtenues pour 2019 : 6 105 628 € (4,07 milliards de Fcfa) et 8 112 724 € (5,41 milliards de Fcfa) respectivement, correspondant respectivement à 90 663 € (59,471 millions de Fcfa) par km<sup>2</sup> et 120 467 € (79,021 millions de Fcfa) par km<sup>2</sup>.

Tableau 10 : Densité ( $n/m^2$ ), nombre total ( $n$  total), biomasse (TB en kg) et valeurs économiques totales correspondantes en FCFA et € des espèces commerciales pour 67,344 km<sup>2</sup> d'habitat d'herbiers marins au Sénégal (2018). \*: les paramètres nécessaires aux calculs ne sont pas disponibles.

Commercial fish species	n	Density	Total n	TB	Min.	Total	Max.	Total	Min.	Max.		
		( $n/m^2$ )	67.344 km <sup>2</sup>	(kg)	FCFA/Kg	FCFA	FCFA/Kg	FCFA	€/Kg	Total (€)	€/Kg	Total (€)
<i>Chelon dumerili</i>	16	0.00045	30090	6443	1000	6443102	1500	9664653	1.50	9665	2.25	14497
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	170	0.00475	319704	27562	350	9646679	500	13780971	0.53	14470	0.75	20671
<i>Coptodon guineensis</i>	3	0.00008	5642	*	1000	*	1500	*	1.50	*	2.25	*
<i>Cynoglossus senegalensis</i>	1	0.00003	1881	*	2000	*	3500	*	3.00	*	5.25	*
<i>Dicentrachus punctatus</i>	8	0.00022	15045	4370	500	2184765	1000	4369529	0.75	3277	1.50	6554
<i>Diplodus cervinus</i>	9	0.00025	16925	261410	2500	653525976	3500	914936366	3.75	980289	5.25	1372405
<i>Diplodus bellottii</i>	258	0.00720	485198	29244	2500	73108961	3500	102352545	3.75	109663	5.25	153529
<i>Diplodus sargus</i>	9	0.00025	16925	884	2500	2209024	3500	3092633	3.75	3314	5.25	4639
<i>Elops senegalensis</i>	1	0.00003	1881	*	500	*	750	*	0.75	*	1.13	*
<i>Ehippion guttifer</i>	5	0.00014	9403	*	500	*	1000	*	0.75	*	1.50	*
<i>Epinephelus aeneus</i>	3	0.00008	5642	40516	4000	162065403	6500	263356280	6.00	243098	9.75	395034
<i>Ethmalosa fimbriata</i>	148	0.00413	278330	100498	250	25124596	500	50249192	0.38	37687	0.75	75374
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	45	0.00126	84627	15008	500	7504247	1000	15008494	0.75	11256	1.50	22513
<i>Galeoides decadactylus</i>	6	0.00017	11284	252	1500	378015	2000	504020	2.25	567	3.00	756
<i>Gerres nigri</i>	87	0.00243	163613	14713	500	7356699	1000	14713398	0.75	11035	1.50	22070
<i>Mugil bananensis</i>	79	0.00221	148568	*	1500	*	2000	*	2.25	*	3.00	*
<i>Mugil curema</i>	378	0.01056	710871	2535	1500	3802275	2000	5069700	2.25	5703	3.00	7605
<i>Pagrus caeruleostictus</i>	2	0.00006	3761	4243	2500	10607233	3000	12728679	3.75	15911	4.50	19093
<i>Pomadasys incisus</i>	8	0.00022	15045	2345	2000	4689495	3000	7034242	3.00	7034	4.50	10551
<i>Pomadasys jubelini</i>	347	0.00969	652572	366041	2000	732081214	3000	1098121821	3.00	1098122	4.50	1647183
<i>Pomadasys peroteti</i>	1	0.00003	1881	*	2000	*	3000	*	3.00	*	4.50	*
<i>Pseudolithus senegalensis</i>	1	0.00003	1881	*	1500	*	2500	*	2.25	*	3.75	*
<i>Pseudupeneus prayensis</i>	1	0.00003	1881	449	2500	1122991	3500	1572188	3.75	1684	5.25	2358
<i>Sardinella maderensis</i>	185	0.00517	347913	77892	400	31156975	500	38946218	0.60	46735	0.75	58419
<i>Umbrina canariensis</i>	1	0.00003	1881	695	2500	1737039	3500	2431855	3.75	2606	5.25	3648
<b>Total</b>			<b>3,330,561</b>	<b>954,406</b>		<b>1,733,007,648</b>		<b>2,555,500,928</b>		<b>2,599,511</b>		<b>3,833,251</b>

Tableau 11 : Densité ( $n/m^2$ ), nombre total ( $n$  total), biomasse (TB en kg) et valeurs économiques correspondantes en FCFA et € des espèces commerciales pour 67,344 km<sup>2</sup> d'habitat d'herbiers marins au Sénégal (2019). \*: les paramètres nécessaires aux calculs ne sont pas disponibles.

Commercial fish species	n	Density	Total n	TB	Min.	Total	Max.	Total	Min.	Max.		
		( $n/m^2$ )	67.344 km <sup>2</sup>	(kg)	FCFA/Kg	FCFA	FCFA/Kg	FCFA	€/Kg	Total (€)	€/Kg	Total (€)
<i>Brachydeuterus auritus</i>	100	0.00279	188061	13651	300	4095286	400	5460382	0.45	6143	0.60	8191
<i>Chelon dumerili</i>	48	0.00134	90269	19329	1000	19329307	1500	28993960	1.50	28994	2.25	43491
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	1590	0.04440	2990171	63553	350	22243635	500	31776622	0.53	33365	0.75	47665
<i>Coptodon guineensis</i>	3	0.00008	5642	*	1000	*	1500	*	1.50	*	2.25	*
<i>Cynoglossus senegalensis</i>	12	0.00034	22567	*	2000	*	3500	*	3.00	*	5.25	*
<i>Dicentrachus punctatus</i>	7	0.00020	13164	9722	500	4861024	1000	9722047	0.75	7292	1.50	14583
<i>Diplodus cervinus</i>	1	0.00003	1881	29046	2500	72613997	3500	101659596	3.75	108921	5.25	152489
<i>Diplodus bellottii</i>	206	0.00575	387406	35943	2500	89856923	3500	125799693	3.75	134785	5.25	188700
<i>Ehippion guttifer</i>	1	0.00003	1881	*	500	*	1000	*	0.75	*	1.50	*
<i>Epinephelus aeneus</i>	2	0.00006	3761	39673	4000	158691829	6500	257874222	6.00	238038	9.75	386811
<i>Ethmalosa fimbriata</i>	68	0.00190	127882	46175	250	11543733	500	23087467	0.38	17316	0.75	34631
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	67	0.00187	126001	38353	500	19176582	1000	38353165	0.75	28765	1.50	57530
<i>Galeoides decadactylus</i>	96	0.00268	180539	4680	1500	7019730	2000	9359640	2.25	10530	3.00	14039
<i>Gerres nigri</i>	143	0.00399	268927	24184	500	12092045	1000	24184091	0.75	18138	1.50	36276
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	10	0.00028	18806	121851	1000	121850919	1500	182776379	1.50	182776	2.25	274165
<i>Mugil bananensis</i>	14	0.00039	26329	*	1500	*	2000	*	2.25	*	3.00	*
<i>Mugil capurri</i>	1	0.00003	1881	*	1500	*	2000	*	2.25	*	3.00	*
<i>Mugil cephalus</i>	5	0.00014	9403	14435	2500	36087186	3500	50522061	3.75	54131	5.25	75783
<i>Mugil curema</i>	211	0.00589	396809	1531360	1500	2297040006	2000	3062720008	2.25	3445560	3.00	4594080
<i>Pagrus caeruleostictus</i>	11	0.00031	20687	29035	2500	72588636	3000	87106363	3.75	108883	4.50	130660
<i>Pomadasys incisus</i>	32	0.00089	60180	17880	2000	35759910	3000	53639864	3.00	53640	4.50	80460
<i>Pomadasys jubelini</i>	5	0.00014	9403	3894	2000	7788725	3000	11683087	3.00	11683	4.50	17525
<i>Pomadasys peroteti</i>	8	0.00022	15045	*	2000	*	3000	*	3.00	*	4.50	*
<i>Pseudolithus senegalensis</i>	6	0.00017	11284	*	1500	*	2500	*	2.25	*	3.75	*
<i>Pseudupeneus prayensis</i>	31	0.00087	58299	13925	2500	34812725	3500	48737815	3.75	52219	5.25	73107
<i>Sardinella maderensis</i>	85	0.00237	159852	35788	400	14315367	500	17894208	0.60	21473	0.75	26841
<i>Solea solea</i>	5	0.00014	9403	5500	2500	13750260	3500	19250364	3.75	20625	5.25	28876
<i>Sphyrna guachancho</i>	10	0.00028	18806	405960	2500	1014901143	3000	1217881372	3.75	1522352	4.50	1826822
<b>Total</b>			<b>5,224,336</b>	<b>2,503,939</b>		<b>4,070,418,970</b>		<b>5,408,482,407</b>		<b>6,105,628</b>		<b>8,112,724</b>

En 2018, 4 espèces démersales représentaient 93% de la valeur monétaire totale au cours de la vie au Sénégal : *Pomadasys jubelini* (42,9%), *Diplodus cervinus* (35,8%), *Epinephelus aeneus* (10,3%) et *Diplodus bellottii* (4,0%). La cinquième espèce la plus importante était *Sardinella maderensis* (1,5%), un petit pélagique. En 2019, 6 espèces représentaient 92% de la valeur monétaire totale de la vie : *Mugil curema* (56,6%), *Sphyræna guachancho* (22,5%), *Epinephelus aeneus* (4,8%), *Lagocephalus laevigatus* (3,4%), *Diplodus bellottii* (2,3%) et *Diplodus cervinus* (1,9%).

Les résultats pour la Guinée-Bissau figurent au Tableau 12. Les prix du marché pour chaque espèce sont tirés de Jumpe & Barry (2021), qui ont indiqué la valeur marchande des espèces présentes en Guinée Bissau pour chaque type de pêche industrielle. Cependant, comme mentionné dans la Section 4 précédente (« Matériel & Méthode »), 2/3 des captures totales dans les Bijagos sont ensuite directement exportées vers le Sénégal (d'ailleurs, les pêcheurs migrants du Sénégal y sont nombreux) (comm. pers.). Ainsi, la valeur économique totale de la production de biomasse en Guinée-Bissau est répartie comme suit : 2/3 des captures sont revendues au Sénégal (les prix du marché au Sénégal sont donc pris en compte), tandis que 1/3 des captures sont vendues en Guinée-Bissau (dans ce cas, les prix issus de Jumpe & Barry (2021) sont utilisés). Étant donné que les espèces sont communes aux deux pays, qui utilisent la même monnaie (FCFA), la comparaison est facile. Sur les 18 espèces capturées, les paramètres permettant de calculer la biomasse et la valeur économique n'étaient disponibles que pour 10 espèces. La valeur totale estimée était de 83 923 € (55,05 millions de Fcfa), correspondant à 53 905 € par km<sup>2</sup> (35,362 millions de Fcfa) dans les herbiers marins. L'espèce la plus précieuse était *Pomadasys jubelini*, représentant 88,6% du total, suivie des *Caranx hippos* (6,2%) et de *Mugil cephalus* (2,1%) (Tableau 12).

Tableau 12 : Densité (n/m<sup>2</sup>), nombre total (n total), biomasse (Total en kg) et valeurs économiques correspondantes en FCFA et € des espèces commerciales évoluant à un moment ou un autre de leur cycle de vie dans les 1,556 km<sup>2</sup> d'herbières marines en Guinée Bissau. \*: les paramètres ou valeurs nécessaires aux calculs ne sont pas disponibles. Les prix au kg sont basés sur les valeurs du Sénégal (2/3) et de la Guinée-Bissau (1/3).

## Vente Sénégal

Commercial fish species	n	Densité (n/m <sup>2</sup> )	Total n pour une surface de 1,56 km <sup>2</sup>	TB : lifetime Biomass (kg)	TB : lifetime biomass (kg)	TB : lifetime biomass (kg)	Prix unitaire moyenne basse (Fcfa/kg)	Total Moyenne basse (Fcfa)	Prix unitaire moyenne haute (Fcfa/kg)	Total moyenne haute	Prix total moyen Sénégal (Fcfa)	Prix total moyen Sénégal (EUR)
<i>Caranx crysos</i>	9	0,0053	8251,38011	154	209,504616	210	1000	210000	1500	315000		
<i>Caranx Hippas</i>	1	0,0006	934,118503	2610	3550,69511	3551	1000	3551000	1500	5326500		
<i>Citharichtis stampflii</i>	4	0,0023	3580,78759	*	*	*	*	*	*	*		
<i>Drepane africana</i>	1	0,0006	934,118503	205	278,886015	279	*	*	*	*		
<i>Elops lacerta</i>	7	0,0041	6383,1431	7	9,52293708	10	500	5000	750	7500		
<i>Ephippion gutifer</i>	2	0,0012	1868,23701	*	*	*	*	*	*	*		
<i>Ethmalosa fimbriata</i>	1	0,0006	934,118503	3	4,08125875	4	250	1000	500	2000		
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	86	0,0503	78310,2678	439	597,224197	597	500	298500	1000	597000		
<i>Fontitrygon margaritella</i>	22	0,0129	20083,5478	*	*	*	*	*	*	*		
<i>Galeoides decadactylus</i>	9	0,0053	8251,38011	163	221,748392	222	1500	333000	2000	444000		
<i>Gimnura altavela</i>	1	0,0006	934,118503	*	*	*	*	*	*	*		
<i>Mugil bananensis</i>	3	0,0018	2802,35551	*	*	*	*	*	*	*		
<i>Mugil cephalus</i>	1	0,0006	934,118503	382	519,680281	520	2500	1300000	3500	1820000		
<i>Neochelon falcipinnis</i>	13	0,0076	11832,1677	307	417,648812	418	1000	418000	1500	627000		
<i>Pomadasys jubelini</i>	532	0,3111	484340,444	18512	25184,0873	25184	2000	50368000	3000	75520000		
<i>Sardinella maderensis</i>	78	0,0456	70993,0062	910	1237,98182	1238	400	495200	500	619000		
<i>Scomberomorus tritor</i>	3	0,0018	2802,35551	910	1237,98182	1238	*	*	*	*		
<i>Tylosurus rafale</i>	6	0,0035	5449,0246	879	1195,80881	1196	*	*	*	*		
Total	779		709618,689	25481		34667		56979700		85310000	71144850	108452,5152

## Vente Guinée-Bissau

Commercial fish species	n	Densité (n/m <sup>2</sup> )	Total n pour une surface de 1,56 km <sup>2</sup>	TB : lifetime biomass (kg)	Prix/kg (Fcfa/kg)	Prix total (Fcfa)	Prix total (EUR)
<i>Caranx crysos</i>	9	0,0053	8251,38011	210	492	103320	157,5
<i>Caranx Hippas</i>	1	0,0006	934,118503	3551	492	1747092	2663,25
<i>Citharichtis stampflii</i>	4	0,0023	3580,78759	*	*	*	*
<i>Drepane africana</i>	1	0,0006	934,118503	279	*	*	*
<i>Elops lacerta</i>	7	0,0041	6383,1431	10	492	4920	7,5
<i>Ephippion gutifer</i>	2	0,0012	1868,23701	*	*	*	*
<i>Ethmalosa fimbriata</i>	1	0,0006	934,118503	4	492	1968	3
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	86	0,0503	78310,2678	597	492	293724	447,75
<i>Fontitrygon margaritella</i>	22	0,0129	20083,5478	*	*	*	*
<i>Galeoides decadactylus</i>	9	0,0053	8251,38011	222	750	166500	253,8109756
<i>Gimnura altavela</i>	1	0,0006	934,118503	*	*	*	*
<i>Mugil bananensis</i>	3	0,0018	2802,35551	*	*	*	*
<i>Mugil cephalus</i>	1	0,0006	934,118503	520	492	255840	390
<i>Neochelon falcipinnis</i>	13	0,0076	11832,1677	418	750	313500	477,8963415
<i>Pomadasys jubelini</i>	532	0,3111	484340,444	25184	750	18888000	28792,68293
<i>Sardinella maderensis</i>	78	0,0456	70993,0062	1238	492	609096	928,5
<i>Scomberomorus tritor</i>	3	0,0018	2802,35551	1238	*	*	*
<i>Tylosurus rafale</i>	6	0,0035	5449,0246	1196	*	*	*
Total	779		709618,689	34667		22383960	34121,89024

Contribution, vente au Sénégal (Fcfa)	Contribution, vente en Guinée-Bissau (Fcfa)	Total (Fcfa)
47667050	7386707	55053756

Le nombre de poissons et leur taille n'ont pas pu être estimés par recensement visuel au Cabo Verde et, par conséquent, les densités, les biomasses et les valeurs économiques n'ont pas pu être calculées.

Toutefois, des données sur la diversité des poissons ont été obtenues (Tableau 13). Au total, 28 espèces appartenant à 19 familles ont été enregistrées, dont la moitié ont une valeur commerciale (Tableau 13). Dans cette situation, il est intéressant de constater que la plupart des espèces sont plus fortement associées aux récifs qu'aux herbiers marins. Quatre espèces ayant une affinité pour les herbiers marins ont été recensées : les juvéniles d'*Eucinostomus melanopterus*, le mojarra flagfin, *Diplodus prayensis*, la dorade à deux bandes, les juvéniles de *Lethrinus atlanticus*, l'empereur de l'Atlantique qui ont été observés se nourrissant directement des herbiers marins et le mullet gris à tête plate (*Mugil cephalus*). Des trous d'anguille serpent (Ophichthidae) ont également été trouvés parmi les herbiers marins, mais aucun poisson individuel n'a été observé et l'espèce n'a donc pas été identifiée.

Tableau 13 : Diversité halieutique à Praia Gamboa (Praia, île de Santiago, Cabo Verde).

Family	Species	Authority	Trophic category	Biogeography	Commercial value
Acanthuridae	<i>Acanthurus monroviae</i>	Steindachner, 1876	Roving herbivores	Eastern Atlantic	Commercial
Aulostomidae	<i>Aulostomus strigosus</i>	Wheeler, 1955	Piscivores	Amphi-Atlantic	Non-Commercial
Blenniidae	<i>Ophioblennius atlanticus</i>	(Cuvier & Valenciennes, 1836)	Territorial herbivores	Eastern Atlantic	Non-Commercial
Blenniidae	<i>Parablennius salensis</i>	Bath, 1990	Omnivores	Cabo Verde Endemic	Non-Commercial
Centracanthidae	<i>Spicara melanurus</i>	(Valenciennes, 1830)	Mobile invertebrate feeders	Tropical West Africa	Commercial
Chaetodontidae	<i>Chaetodon robustus</i>	Günther, 1860	Sessile invertebrate feeders	Tropical West Africa	Non-Commercial
Clupeidae	<i>Sardinella maderensis</i>	(Lowe, 1838)	Planktivores	Eastern Atlantic	Commercial
Diodontidae	<i>Diodon hystrix</i>	Linnaeus, 1758	Sessile invertebrate feeders	Amphi-Atlantic	Non-Commercial
Gerreidae	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	(Bleeker, 1863)	Mobile invertebrate feeders	Amphi-Atlantic	Non-Commercial
Gobiidae	<i>Gnatholepis thompsoni</i>	(Bleeker, 1853)	Omnivores	Amphi-Atlantic	Non-Commercial
Labridae	<i>Coris atlantica</i>	Günther, 1862	Mobile invertebrate feeders	Tropical West Africa	Non-Commercial
Labridae	<i>Scarus hoefleri</i>	(Steindachner, 1881)	Roving herbivores	Tropical West Africa	Commercial
Labridae	<i>Sparisoma choati</i>	Rocha, 2012	Roving herbivores	Tropical West Africa	Commercial
Labridae	<i>Thalassoma pavo</i>	(Linnaeus, 1758)	Mobile invertebrate feeders	Eastern Atlantic	Non-Commercial
Labrisomidae	<i>Labrisomus nuchipinnis</i>	(Quoy & Gaimard, 1824)	Mobile invertebrate feeders	Amphi-Atlantic	Non-Commercial
Lethrinidae	<i>Lethrinus atlanticus</i>	Cuvier & Valenciennes, 1830	Carnivores	Tropical West Africa	Commercial
Lutjanidae	<i>Lutjanus agennes</i>	(Bleeker, 1863)	Carnivores	Tropical West Africa	Commercial
Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i>	Linnaeus, 1758	Omnivores	Tropical West Africa	Commercial
Mullidae	<i>Mulloidichthys martinicus</i>	(Cuvier, 1829)	Mobile invertebrate feeders	Amphi-Atlantic	Commercial
Mullidae	<i>Pseudupeneus prayensis</i>	(Cuvier, 1829)	Mobile invertebrate feeders	Eastern Atlantic	Commercial
Muraenidae	<i>Muraena melanotis</i>	(Kaup, 1860)	Carnivores	Tropical West Africa	Commercial
Pomacentridae	<i>Abudefduf hoefleri</i>	(Steindachner, 1881)	Omnivores	Tropical West Africa	Non-Commercial
Pomacentridae	<i>Abudefduf saxatilis</i>	(Linnaeus, 1758)	Omnivores	Amphi-Atlantic	Non-Commercial
Pomacentridae	<i>Chromis multilineata</i>	(Guichenot, 1853)	Planktivores	Amphi-Atlantic	Low Commercial
Pomacentridae	<i>Stegastes imbricatus</i>	Jenyns, 1840	Territorial herbivores	Tropical West Africa	Non-Commercial
Sparidae	<i>Diplodus lineatus</i>	(Valenciennes, 1830)	Omnivores	Cabo Verde Endemic	Low Commercial
Sparidae	<i>Diplodus prayensis</i>	(Smith, 1844)	Omnivores	Cabo Verde Endemic	Low Commercial
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides marmoratus</i>	(Lowe, 1838)	Mobile invertebrate feeders	Eastern Atlantic	Non-Commercial

## 6. Discussion

Idéalement, l'estimation du service de production de biomasse halieutique devrait être basée sur les densités maximales de cohortes individuelles de juvéniles dans les herbiers (Erzini et al., 2022). Cela nécessite un échantillonnage intensif avec un engin non sélectif, de préférence sur une base mensuelle, permettant d'identifier la période de recrutement et de quantifier la densité de juvéniles au fil du temps. L'évolution des cohortes et de la biomasse des espèces peut ensuite être modélisée en fonction de la densité maximale de juvéniles (classe d'âge 0 ou jeune de l'année), de la durée de vie (âge maximal), des paramètres du cycle biologique (croissance et mortalité) et des relations poids-longueur. Par la suite, il est possible de calculer la valeur monétaire à l'aide des prix du marché ou des débarquements par kg de poisson.

Dans cette étude, il n'a pas été possible d'effectuer l'échantillonnage périodique au cours d'une année, ce qui aurait pourtant fourni des informations sur la densité maximale d'individus dans les herbiers marins. Dans le cas du Sénégal, l'échantillonnage au chalut à perche s'est avéré insuffisant, avec des taux de capture très faibles aggravés par de grandes quantités d'algues dans le fond du chalut. Les données d'échantillonnages plus anciens à l'aide de la senne coulissante effectuées dans les zones d'herbiers marins côtiers ont donc été utilisées. Les sennes coulissantes sont des engins d'échantillonnage idéaux car elles échantillonnent une grande surface, pêchent toute la colonne d'eau

si l'eau est relativement peu profonde et, si les mailles sont petites, ont une faible sélectivité des espèces et des tailles, fournissant ainsi des données fiables sur la composition des espèces et l'abondance des juvéniles et des adultes (Diankha et al., 2019; Badiane & Sambou, 2020). Dans ce cas, alors que le fond du chalut était d'une maille de 14 mm, les bords du chalut avaient un maillage de 50 mm, ce qui peut expliquer le nombre relativement faible de juvéniles capturés pour la plupart des espèces, d'après la répartition des tailles de capture observées.

Étant donné que les captures de la plupart des espèces ne consistaient pas principalement en juvéniles, les méthodologies de Blandon & zu Ermgassen (2014a,b), zu Ermgassen et al. (2016), Jänes et al. (2020) et Erzini et al. (2022) ont été modifiées en supposant que la taille moyenne de chaque espèce correspondait à la classe d'âge la plus abondante. Les captures totales ont ensuite été affectées à la classe d'âge, déterminée en convertissant la taille en âge à l'aide du modèle de croissance de von Bertalanffy, puis utilisée pour modéliser l'évolution des effectifs et de la biomasse jusqu'à l'âge maximal, en fonction des paramètres de cycle biologique propres à l'espèce obtenus de FishBase (Froese & Pauly, 2000). Pour les petites espèces à croissance rapide avec relativement peu de classes d'âge, telles que les petits pélagiques, il s'agit probablement d'une approximation raisonnable, car les captures sont généralement constituées d'individus répartis dans un faible nombre de classes d'âge. Pour les espèces à plus longue durée de vie, cela peut ne pas être le cas. Toutefois, étant donné les petites tailles moyennes et les faibles écarts-types associés y compris aux espèces à longue durée de vie qui ont des  $L_{\infty}$  élevées, il est probable que l'approche donne encore des estimations relativement réalistes pour ces espèces. Il faut toutefois garder à l'esprit que ce type d'estimations peut artificiellement surévaluer la biomasse totale des espèces dont la vie est longue, telles que *Epinephelus aeneus*.

Il convient de noter qu'en Guinée-Bissau, où une senne de plage à mailles fines a été utilisée en eau peu profonde, les juvéniles de certaines espèces ont été capturés en abondance. Cela a facilité la détermination de la répartition des tailles de capture et des tailles moyennes estimées (moins de 10 cm TL) et des écarts-types associés. Par conséquent, les estimations obtenues pour ces espèces ne sont pas assujetties aux limites décrites précédemment. Cependant, les estimations en Guinée-Bissau ne se sont basées que sur une seule période d'échantillonnage, ce qui pourrait ne pas correspondre à la période d'abondance maximale des juvéniles. Si tel est le cas, la biomasse estimée et la valeur économique seraient sous-estimées, car la méthodologie est basée sur la densité maximale de juvéniles ou d'individus de classe d'âge 0.

La modélisation de l'évolution des effectifs et de la biomasse devrait être fondée sur les paramètres du cycle biologique des espèces présentes dans la zone d'étude. Malheureusement, les paramètres complets des traits de vie des espèces commerciales n'étaient connus que pour un nombre restreint d'entre elles. La modélisation et à l'évaluation des services d'approvisionnement en poisson en ont par conséquent été impactées. Il a donc été décidé d'utiliser des informations issues de la base de données internationale FishBase (Froese & Pauly, 2000), dont les informations provenaient souvent d'autres régions. Or dans les autres régions, une même espèce peut être soumise à des modèles d'exploitation et à des conditions environnementales différents, ce qui brouille la représentativité de ses paramètres du cycle de vie. Néanmoins, étant donné que ces paramètres peuvent varier considérablement au fil du temps pour une même population, l'utilisation des valeurs moyennes de FishBase est jugée pertinente dans ce travail, qui représente une première approche. Avec davantage d'études en halieutique et en écologie dans la région, l'estimation du service de production de biomasse pourrait être affinée grâce à la connaissance des paramètres locaux ou régionaux des espèces.

Les résultats montrent que les herbiers marins au Sénégal et en Guinée-Bissau sont indispensables pour le cycle de vie de nombreuses espèces halieutiques. Le service de production de biomasse fourni par cet habitat naturel est très important. En Guinée-Bissau, les échantillonnages ont eu lieu très près du bord, dans des eaux de faible profondeur. La grande densité en juvénile y a illustré le rôle de nurserie que jouent les herbiers. Au Sénégal, les sites d'échantillonnage à la senne coulissante se trouvaient dans des eaux plus profondes, plus éloignées du rivage. Ces zones semblent cependant être propices elles aussi à la croissance de nombreuses espèces. Comme évoqué plus haut, le nombre relativement faible de juvéniles capturés à la senne coulissante au Sénégal pourrait être dû, en partie, à la sélectivité des mailles de l'engin (trop grosses mailles, laissant passer les juvéniles). Néanmoins, en tant qu'habitat essentiel pour le cycle de vie de nombreuses espèces exploitables, la zone côtière sénégalaise où les échantillonnages ont eu lieu contribue malgré tout très clairement à la production de biomasse halieutique.

En tenant compte des différents prix du poisson par kg dans d'autres pays où des études similaires ont été réalisées, les valeurs estimées pour les herbiers marins au Sénégal et en Guinée-Bissau sont comparables (Blandon & zu Ermgassen, 2014a, b; zu Ermgassen et al., 2016; Jänes et al., 2020; Erzini et al., 2022). Par exemple, Erzini et al. (2022) ont estimé que les valeurs économiques totales des espèces commerciales les plus importantes trouvées dans la Ria Formosa (lagune du sud du Portugal avec une superficie intertidale totale de 84 km<sup>2</sup>) variaient de 30 et 60 millions d'euros (20 milliards de Fcfa), en fonction des scénarios de mortalité naturelle. Les prix moyens de première vente au kg au Portugal sont au moins 3 à 5 fois supérieurs à ceux du Sénégal et de la Guinée-Bissau pour des espèces similaires telles que les daurades (Sparidae). Ces résultats soulignent l'importance des herbiers marins au Sénégal et en Guinée-Bissau pour les pêcheries locales, servant de nurseries importantes pour les juvéniles et de zones d'alimentation pour tous les stades du cycle de vie des espèces commerciales et non commerciales.

Enfin, il convient de noter que les calculs du service de production de biomasse en termes de valeur monétaire dans cette étude et dans d'autres études similaires (Blandon & zu Ermgassen, 2014a, b; zu Ermgassen et al., 2016; Jänes et coll., 2020; Erzini et al., 2022) ne tiennent pas compte de la mortalité par pêche. En tant que telles, les valeurs estimées sont basées uniquement sur la mortalité naturelle, ce qui semble incomplet et trop optimiste. D'autant plus que la notion de services écosystémiques implique un bénéfice pour les humains (dans le cas présent la pêche). Il est donc urgent de procéder à une évaluation de la production de biomasse en multipliant les scénarios de mortalité, mêlant mortalité par la pêche et mortalité naturelle.

## 7. Bibliographie

Almeida, C., Coelho, R., Silva, M., Bentes, L., Monteiro, P., Ribeiro, J., Erzini, K., Gonçalves, J.M.S. (2008). Use of different intertidal habitats by faunal communities in a temperate coastal lagoon. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 80, 357-364. doi:10.1016/j.ecss.2008.08.017

Badiane, Y.B.A., Sambou, B. (2020). J. Appl. Biosci. Caractérisation de l'ichtyofaune de l'AMP de Joal-Fadiouth (Sénégal). *J. of Appl. Biosci.* 154: 15950 – 15959. doi.org/10.35759/JABs.154.11

Baker, R., Taylor, M.D., Able, K.W., Beck, M.W., Cebrian, J., Colombano, D.D., Connolly, R.M., Currin, C., Deegan, L.A., Feller, I.C., Gilby, B.L., Kimball, M.E., Minello, T.J., Rozas, L.P., Simenstad, C., Turner, R.E., Waltham, N.J., Weinstein, M.P., Ziegler, S.L., zu Ermgassen, P.S.E., Alcott, C., Alford, S.B., Barbeau, M.A., Crosby, S.C., Dodds, K., Frank, A., Goetze, J., Gaines, L.A.G., Hardcastle, F.E., Henderson, C.J., James, W.R., Kenworthy, M.D., Lesser, J., Mallick, D., Martin, C.W., McDonald, A.E., McLuckie, C., Morrison, B.H., Nelson, J.A., Norris, G.S., Ollerhead, J., Pahl, J.W., Ramsden, S., Rehage,

- J.S., Reinhardt, J.F., Rezek, R.J., Risse, L.M., Smith, J.A.M., Sparks, E.L, Stave, L.W. (2020). Fisheries rely on threatened salt marshes. *Science*, 370, 670-671. doi.org/10.1126/science.abe9332
- Blandon, A., zu Ermgassen, P.S.E. (2014a). Quantitative estimate of commercial fish enhancement by seagrass habitat in southern Australia. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 141, 1-8. [doi.org/10.1016/j.ecss.2014.01.009](https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.01.009).
- Blandon, A., zu Ermgassen, P.S.E. (2014b). Corrigendum to “Quantitative estimate of commercial fish enhancement by seagrass habitat in southern Australia”. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 151, 370. [doi.org/10.1016/j.ecss.2014.10.006](https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.10.006).
- Costanza, R., de Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Farber, S., Grasso, M. (2017). Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosyst. Serv.* 28, 1-16. doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008
- Dewsbury, B.M., Bhat, M., Fourqurean, J.W. (2016). A review of seagrass economic valuations: Gaps and progress in valuation approaches. *Ecosyst. Serv.* 18: 68-77. doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.02.010
- Diankha, O., Ndiaye, M., Ba, F., Niasse, A., Diop, M.; Ba, B., Sow, M. 2019. Differences in Fish Assemblage Structure Between Taking and No-Taking Protected Areas: The Case of Cayar And Joal-Fadiouth Marine Protected Areas in Senegal. (2019). *Adv. oceanogr. mar. biol.*, 1(2). AOMB.MS.ID.000510. DOI: 10.33552/AOMB.2019.01.000510.
- zu Ermgassen, P.S.E., DeAngelis, B., Gair, J.R., zu Ermgassen, S., Baker, R., Daniels, A., MacDonald, T.C., Meckley, K., Powers, S., Ribera, M., Rozas, L.P., Grabowski, J.H. (2021). Estimating and Applying Fish and Invertebrate Density and Production Enhancement from Seagrass, Salt Marsh Edge, and Oyster Reef Nursery Habitats in the Gulf of Mexico. *Estuaries Coast*, doi.org/10.1007/s12237-021-00935-0
- Erzini, K., Parreira, F., Sadat, Z., Castro, M., Bentes, L., Coelho, R., Gonçalves, J.M.S., Lino, P.G., Martinez-Crego, B., Monteiro, P., Oliveira, F., Ribeiro, J., de los Santos, C.B., Santos, R. (2022). Influence of seagrass meadows on nursery and fish provisioning ecosystem services delivered by Ria Formosa, a coastal lagoon in Portugal. *Ecosyst. Serv.* doi.org/10.1016/j.ecoser.2022.101490
- Erzini, K., Bentes, L., Coelho, R., Correia, C., Lino, P.G., Monteiro, P., Ribeiro, J., Gonçalves, J.M.S. (2002). Recruitment of sea breams (Sparidae) and other commercially important species in the Algarve (Southern Portugal). Final Report, DG XIV/C/1, Ref. 99/061, Universidade do Algarve, Faro, 178pp + annexes.
- Franco, A., Fiorin, R., Zucchetto, M., Torricelli, P., Franzoi, P. (2010). Flounder growth and production as indicators of the nursery value of marsh habitats in a Mediterranean lagoon. *J. Sea Res.* 64, 457–464. doi.org/10.1016/j.seares.2010.01.006
- Froese, R. and D. Pauly, Editors. (2000). *FishBase 2000: concepts, design and data sources*. ICLARM, Los Baños, Laguna, Philippines. 344 p.
- Jackson, E.L., Rees, S.E., Wilding, C., Attrill, M.J. (2015). Use of a seagrass residency index to apportion commercial fishery landing values and recreation fisheries expenditure to seagrass habitat service. *Conserv. Biol.* 29, 899–909. DOI: 10.1111/cobi.12436
- Janes, N., T.D. Leslie, W.M. Potts, A.K. Whitfield, Rajkaran, A. (2019). The importance of different juvenile habitats as nursery areas for a ubiquitous estuarine-dependent marine fish species. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 226, 106270. DOI:10.1016/j.ecss.2019.106270

- Jänes, H., Macreadie, P.I., Zu Ermgassen, P.S.E, Gair, J.R., Treby, S., Reeves, S., Nicholson, E., Ierodiaconou, D., Carnell, P. (2020). Quantifying fisheries enhancement from coastal vegetated ecosystems, *Ecosyst. Serv.*, 43, [doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101105](https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101105).
- Jumpe, R. T. et Barry, I. (2021). Filière de petits pélagiques côtiers en Guinée Bissau : formes de valorisation des produits et points d'amélioration. Rapport national GREAPPAO (Gestion et Résilience des pêcheries de petits pélagiques en Afrique de l'Ouest), p.48.
- Liquete, C., Cid, N., Lanzanova, D.B. Grizzetti, Reynaud, A. (2016). Perspectives on the link between ecosystem services and biodiversity: The assessment of the nursery function, *Ecol. Indic.* 63, 249-257. [doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.11.058](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.11.058).
- Litvin, S.Y., Weinstein, M.P., Sheaves, M., Nagelkerken, I. (2018). What Makes Nearshore Habitats Nurseries for Nekton? An Emerging View of the Nursery Role Hypothesis. *Estuaries Coast.* 41, 1539–1550. [doi.org/10.1007/s12237-018-0383-x](https://doi.org/10.1007/s12237-018-0383-x)
- Lorenzen, K. (2000). Allometry of natural mortality as a basis for assessing optimal release size in fish-stocking programmes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57, 2374–2381. DOI: 10.1139/cjfas-57-12-2374.
- Nordlund, L.M., Unsworth, R.K., Gullström, M., Cullen-Unsworth, L.C. (2018). Global significance of seagrass fishery activity. *Fish Fish.* 19, 399-412. [doi.org/10.1111/faf.12259](https://doi.org/10.1111/faf.12259)
- Saenger, P., Gartside, D., & Funge-Smith, S. (2012). A review of mangrove and seagrass ecosystems and their linkage to fisheries and fisheries management. FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok, Thailand, RAP Publication 2013/09, 74 pp.
- Trégarot E., Catry Thibault, Cornet C., Pottier Auréa, Maréchal J.P., Failler P. (2018). Evaluation du service de nurserie du Parc National du Banc d'Arguin. In : Trégarot E., Catry Thibault, Pottier Auréa, Cornet C., Maréchal J.P., Fayad V., Sidi Cheick M.A., David Gilbert, et al.. Evaluation des services écosystémiques du Banc d'Arguin, Mauritanie : rapport final. Paris : AFD, p. 122-134.
- Tuya, F., Haroun, R., Espino, F. (2014). Economic assessment of ecosystem services: monetary value of seagrass meadows for coastal fisheries. *Ocean Coast. Manage.* 96, 181–187. [doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.04.032](https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.04.032).
- Unsworth, R. K., Nordlund, L. M., Cullen-Unsworth, L. C. (2019). Seagrass meadows support global fisheries production. *Conserv. Lett.* 12(1), e12566. [doi.org/10.1111/conl.12566](https://doi.org/10.1111/conl.12566)
- Whitfield, A.K. (2017). The role of seagrass meadows, mangrove forests, salt marshes and reed beds as nursery areas and food sources for fishes in estuaries. *Rev. Fish Biol. Fish.* 27, 75–110. DOI 10.1007/s11160-016-9454-x



## SECTION 3 – IDENTIFICATION DES SERVICES ECOSYSTEMIQUES FOURNIS PAR LES HERBIERS MARINS EN AFRIQUE DE L'OUEST : SEQUESTRATION DE CARBONE ORGANIQUE

Núria Marbà<sup>1</sup>, António Araújo<sup>2</sup>, Iris E. Hendriks<sup>1</sup>, Elisabeth Diouf<sup>3</sup>, Pere Masqué<sup>4,5</sup>, Emanuel Dias<sup>6</sup>, Carlos M. Duarte<sup>7</sup>, Ester A. Serrão<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Institut Mediterrani d'Estudis Avançats, IMEDEA, CSIC-UIB, Spain*

<sup>2</sup>*CCMAR-Centre of Marine Sciences, CIMAR, University of Algarve, Faro, Portugal*

<sup>3</sup>*University Institute of Fisheries and Aquaculture at Cheikh Anta Diop University, Senegal*

<sup>4</sup>*International Atomic Energy Agency Environment Laboratories, 4 Quai Antoine 1er, B.P. 800, 98012 Monaco Cedex, Principality of Monaco*

<sup>5</sup>*Department of Physics, Institute of Environmental Science and Technology, Universitat Autònoma de Barcelona, Edifici C, 08193, Bellaterra (Cerdanyola del Vallès), Barcelona, Spain*

<sup>6</sup>*IBAP-Instituto da Biodiversidade e Áreas Protegidas, Bissau, Guiné-Bissau*

<sup>7</sup>*Red Sea Research Center, King Abdullah University of Science and Technology (KAUST), Thuwal, Saudi Arabia*

### 1. Introduction

Les habitats côtiers naturels, à savoir les forêts de mangroves, les marais salés et les herbiers marins, sont reconnus comme des puits de carbone d'importance mondiale, en raison de leurs taux élevés de séquestration du carbone (Duarte et al., 2005) et de leur capacité à sédimenter ensuite d'importantes quantités de carbone dans le sol, et ce sur de très longues périodes (Duarte et al., 2013). Pourtant, ces écosystèmes sont menacés dans de nombreuses zones côtières ce qui fait que, en agissant sur leur conservation, leur restauration et leur reboisement dans les zones dégradées, il est possible d'atténuer le changement climatique. Il faut également préciser qu'ils participent à offrir d'autres avantages aussi bénéfiques pour les personnes que pour la nature, ce qui permet aussi d'augmenter la résilience des populations face aux impacts du changement climatique (Gattuso et al., 2018) et d'atteindre ainsi les objectifs de développement durable (Unsworth et al., 2022).

Les herbiers sont établis en colonies sur les côtes de tous les continents à l'exception de l'Antarctique depuis la zone intertidale jusqu'à 60 m de profondeur (Duarte, 1991). Malgré la croissance exponentielle des connaissances sur le rôle de puit de carbone des herbiers marins dans le monde (par exemple Ruiz-Frau et al., 2017), il n'y a aucune information précise sur l'ampleur des stocks de carbone organique et les taux de séquestration à long terme dans les herbiers marins en Afrique de l'Ouest. Ce défaut d'information empêche d'évaluer la valeur écologique réelle des herbiers marins dans cette région ; il empêche également de déterminer le potentiel de la région pour la mise en œuvre de projets de carbone bleu des herbiers marins.

L'objectif de cette section (et l'un des objectifs de cette étude) est d'estimer l'ampleur des réserves de carbone organique (dans la biomasse et les sédiments des herbiers marins) et les taux

d'enfouissement par les herbiers marins le long des zones côtières du Sénégal, du Cabo Verde et de la Guinée-Bissau.

## 2. Méthode

Durant les périodes de mai - juin 2022 et fin juillet/début août 2022, nous avons mené 3 missions de terrain au Sénégal, au Cabo Verde et en Guinée-Bissau, respectivement, de 4 à 10 jours pour échantillonner les herbiers marins afin d'évaluer les stocks de carbone organique et les taux de séquestration.

Nous avons échantillonné 4 sites d'herbiers au Sénégal, 2 au Cabo Verde et 5 en Guinée-Bissau colonisant la zone intertidale ou poussant immergés jusqu'à 2 m de profondeur (Tableau en Annexe 2). Dans chaque herbier marin, nous avons collecté 2 à 5 échantillons de biomasse d'herbiers avec un cylindre en acier inoxydable de 9,2 cm de diamètre.

En laboratoire, après avoir extraits les sédiments, nous avons compté le nombre de pousses d'herbiers par échantillon et séparé le matériel aérien (dans l'eau, au-dessus du sol) et souterrain, à l'exception de Pedra Badejo, Cabo Verde. Cette partie a permis d'estimer la densité des pousses et celle de la biomasse et souterraine, après séchage à 60 °C pendant au moins 24h. Pour Pedra Badejo, nous avons estimé la biomasse totale des herbiers marins.

Au niveau de chaque prairie, nous avons également prélevé entre 2 et 5 carottes de sédiments dans des tuyaux en PVC de 4 cm - 4,5 cm de diamètre et de 60 cm ou 120 cm de long (Voir Figure 38). Une fois que le tuyau a été martelé dans les sédiments, nous avons mesuré la distance entre la surface des sédiments à l'extérieur et à l'intérieur du tuyau et le haut du tuyau pour estimer plus tard le facteur de compression des sédiments ( $C_f$ ) pour chaque noyau comme :

$$C_f = (L_t - L_o) / (L_t - L_{ie})$$

Où  $L_t$  est la longueur totale du tuyau, et  $L_o$  et  $L_{ie}$  sont la distance entre le sommet du tuyau et la surface des sédiments à l'extérieur et à l'intérieur du tuyau, respectivement. Le facteur de compression a été utilisé pour corriger l'épaisseur des sédiments afin d'estimer la densité apparente des sédiments (g de sédiments par  $cm^3$ ) ainsi que l'épaisseur des couches de sédiments pour calculer les stocks de carbone ( $Mg C_{org}$  par hectare) en supposant une compression linéaire des sédiments le long de la profondeur de carotte lors de l'échantillonnage. Au total, nous avons prélevé 39 carottes sédimentaires (Tableau en Annexe 2).



Figure 38 : Tuyaux en PVC utilisés pour collecter les sédiments à Unhocomozinho, Guinée-Bissau, août 2022.  
Photo : G. Touron-Gardic

Après la collecte, la partie supérieure vide des tuyaux a été coupée près de la surface des sédiments et scellée avec un bouchon afin d'empêcher le mélange de la carotte de sédiments pendant le transport. Les carottes ont été stockées dans une chambre de congélation jusqu'à ce qu'elles soient ouvertes longitudinalement et tranchées à 1 cm d'intervalle de la surface du sédiment jusqu'à 50 cm de profondeur de sédiment et, après cette profondeur, tous les 4 cm et 1 cm jusqu'à la base de la carotte. Nous avons également mesuré et pesé le volume humide de chaque tranche de sédiment après séchage à 60 °C pendant 48h, pour estimer sa densité apparente de sédiment. Nous avons broyé une partie de l'échantillon pour ensuite procéder à l'analyse des radio-isotopes pour la datation des sédiments, la teneur en matière organique (MO, %), le carbone organique ( $C_{org}$ , % poids sec - DW) et l'azote (N, % DW) et l'abondance naturelle de  $^{13}C_{org}$  (‰).

La MO des sédiments est analysée dans les échantillons de 2 à 3 carottes par site en utilisant la méthode de la perte d'allumage. Cette méthode mesure la perte de poids fractionnaire des sédiments secs après combustion pendant 5 h à 550 °C.

Les profils des concentrations en  $^{210}\text{Pb}$  d'une carotte sédimentaire par site sont en cours de détermination à l'Université Autonome de Barcelone (Espagne) par l'analyse de son produit de désintégration  $^{210}\text{Po}$ , en équilibre avec le  $^{210}\text{Pb}$  (Sanchez-Cabeza et al., 1998). Aux échantillons de sédiments sont adjoints des quantités connues de  $^{209}\text{Po}$ , avant d'être digérés à l'acide à l'aide d'un four à micro-ondes. Les isotopes Po sont plaqués sur des disques d'argent et leurs émissions sont mesurées par spectrométrie alpha à l'aide de détecteurs PIPS (Passivated Implanted Planar Silicon) (CANBERRA, Mod. PD-450.18 AM). Les concentrations de  $^{210}\text{Pb}$  au moment de l'échantillonnage sont calculées en appliquant les corrections de décroissance-croissance appropriées (c.-à-d. la décroissance du  $^{210}\text{Po}$  pendant le comptage, la décroissance du  $^{210}\text{Po}$  entre l'étalement et le comptage et la décroissance du  $^{210}\text{Pb}$  entre l'échantillonnage et les analyses) et en tenant compte du blanc (pour chaque lot de 10 échantillons) et du bruit de fond du détecteur, qui sont tous deux presque négligeables ( $1-2 \cdot 10^{-5}$  c/s). Des analyses de répliqués et de matériaux de référence sont réalisées en parallèle aux analyses des échantillons pour assurer la reproductibilité des résultats. Les concentrations en  $^{226}\text{Ra}$  sont déterminées par spectrométrie gamma à l'aide d'un détecteur de type « puit » Ge de haute pureté (CANBERRA, mod. GCW3523). Les échantillons sont stockés dans des conteneurs scellés pendant 3 semaines avant le comptage pour atteindre l'équilibre entre le  $^{226}\text{Ra}$  et ses produits de désintégration à vie. Le  $^{226}\text{Ra}$  est déterminé par les raies d'émission 295 et 351 keV du  $^{214}\text{Pb}$ . Les concentrations de  $^{226}\text{Ra}$  sont en accord avec celles de  $^{210}\text{Pb}$  dans les parties les plus profondes des carottes, où aucun excès de  $^{210}\text{Pb}$  ( $^{210}\text{Pbex}$ ) n'est présent. Nous utilisons le modèle de débit constant d'approvisionnement (CRS ; Appleby & Oldfield, 1978), qui suppose un flux constant de  $^{210}\text{Pbex}$  vers la surface des sédiments, pour dater les sédiments sur la base d'inventaires de  $^{210}\text{Pbex}$  et estimer les taux d'accrétion de sédiments dans les carottes. Le modèle CRS sera adapté pour les sites avec des inventaires manquants de  $^{210}\text{Pbex}$  suivant Appleby (2001).

Les sédiment  $C_{\text{org}}$  (% DW), N (% DW) et  $\delta^{13}C_{\text{org}}$  (‰) sont en cours d'analyse dans des échantillons alternatifs le long des mêmes carottes qui sont en cours de datation. La concentration de  $C_{\text{org}}$  et  $\delta^{13}C_{\text{org}}$  est analysée sur des échantillons acidifiés afin d'éliminer les carbonates. Ces analyses sont effectuées sur un analyseur élémentaire - spectrométrie de masse à rapport isotopique (EA-IRMS) à l'Université de La Corogne (Espagne). Les valeurs de %  $C_{\text{org}}$  seront utilisées pour définir une fonction permettant d'estimer le  $C_{\text{org}}$  à partir de la MO dans tous les échantillons. Étant donné qu'à l'heure actuelle, ces échantillons sont encore en cours d'analyse et que nous n'avons pas encore de données, nous utilisons dans ce rapport la relation suivante (tirée de Fourqurean et al. (2012)) :

$$C_{\text{org}} (\%) = -0,21 + 0,40 \cdot \text{MO} (\%)$$

Les sédiment de  $\delta^{13}C_{\text{org}}$  le long de la chronoséquence ( $\delta^{13}C_{\text{sédiment}}$ ) permettront d'estimer la fraction de dépôts d'herbiers marins (X) et sestoniques (1-X) comme,

$$\delta_{\text{sédiment}}^{13}C = [X \cdot \delta^{13}C_{\text{herbier}}] + [(1-X) \cdot \delta^{13}C_{\text{seston}}]$$

Le  $\delta^{13}C_{\text{herbiers}}$  sont mesuré sur les feuilles d'herbiers de chaque site et les valeurs  $\delta$  de  $^{13}C_{\text{seston}}$  obtenues à partir de la littérature. Le pourcentage de carbone dans les herbiers est également en cours d'analyse.

Nous avons multiplié la biomasse et souterraine des herbiers par la teneur en carbone des tissus des herbiers pour estimer le stock de carbone dans la biomasse des herbiers sur les sites étudiés. Étant donné que la teneur en carbone est toujours en cours d'analyse, nous utilisons dans ce rapport la

teneur moyenne en carbone rapportée pour les herbiers marins à l'échelle mondiale (33,6 % ; Duarte, 1990).

Nous estimons la densité de  $C_{org}$  des sédiments ( $mg C_{org}$  par  $cm^3$ ) comme la densité apparente des sédiments (décompressée) multipliée par la teneur en  $C_{org}$  des sédiments (en %) divisée par 100. Le stock de  $C_{org}$  ( $Mg C_{org}$  par hectare) est estimé comme le somme de la densité de  $C_{org}$  ( $g C_{org}$  par  $cm^3$ ) multipliée par l'épaisseur (décompressée) de la tranche sédimentaire divisée par 10 le long du profil sédimentaire, pour les 50 cm et 100 cm supérieurs. Les stocks de  $C_{org}$  à l'échelle des herbiers sont estimés en multipliant les stocks surfaciques de  $C_{org}$  et l'étendue surfacique des herbiers marins sur chaque site indiqué dans la section « Cartographie des herbiers marins par télédétection » de ce rapport.

Les moyennes de  $C_{org}$  (CAR,  $Mg C_{org}$  par hectare et par an) à chaque station sont estimés en multipliant le taux d'accrétion de sédiments (SAR, cm par an) et le stock moyen de  $C_{org}$  par couche sédimentaire de 1 cm d'épaisseur dans l'horizon sédimentaire où l'abondance de  $^{210}Pb$  est excédentaire.

Dans ce rapport, nous fournissons les quelques estimations préliminaires de SAR et CAR disponibles au moment de la soumission.

**Toutes les estimations fournies dans ce rapport sont préliminaires et elles seront révisées (et mises à jour) lorsque tous les échantillons de toutes les carottes de sédiments et les herbiers seront analysés.**

### 3. Résultats et discussion

Tout le long de la côte sénégalaise coexistent des espèces d'herbiers à distribution spatiale tempérée (*Zostera nolteii* et *Cymodocea nodosa*) et tropicale (*Halodule wrightii*), formant ainsi des herbiers mixtes (*Delta Saloum 1, Joal*) et monospécifiques (*Delta Saloum 2 et 3*) dans les zones intertidale et subtidale (Tableau 14). Les populations sénégalaises de *Z. nolteii* se développent à la limite la plus méridionale de l'aire de répartition connue de cette espèce, et pour *C. nodosa*, des herbiers ont été récemment découverts en Gambie, à environ 60 km au sud du delta du Saloum. A l'inverse, au Cabo Verde les herbiers étaient submergés et monospécifiques à *H. wrightii* (Gamboa) et *Ruppia maritima* (Pedra Badejo) et en Guinée-Bissau des herbiers monospécifiques à *H. wrightii* (Tableau 14). Les populations de *H. wrightii* au Cabo Verde et au Sénégal sont situées à l'extrême nord de la distribution de cette espèce le long de l'océan Atlantique oriental.

La biomasse totale des herbiers marins le long des sites ouest-africains visités variait entre 3,88 g de poids sec  $m^{-2}$  et  $387,61 \pm 57,66$  g de poids sec  $m^{-2}$ , les populations sénégalaises supportant une biomasse plus importante que celles du Cabo Verde et de la Guinée-Bissau (Tableau 14, figure 39). La biomasse totale des herbiers marins dans les populations de la Guinée-Bissau était la plus faible, ne représentant en moyenne que 3,6 % de celle des populations du Sénégal (Tableau 14, Figure 39). La biomasse totale d'herbiers trouvée dans l'herbier monospécifique de *C. nodosa* de la zone « Delta Saloum 3 » était supérieure à la biomasse moyenne rapportée à l'échelle mondiale pour cette espèce (Duarte & Chiscano, 1999). A l'inverse, la biomasse totale des herbiers monospécifiques d'*H. wrightii* étudiés le long de la côte ouest africaine était inférieure à la moyenne mondiale de cette espèce (Duarte & Chiscano, 1999).

La biomasse des herbiers marins dans les herbiers étudiés contenait un stock de carbone, estimé à l'aide de la teneur en % C des herbiers marins tiré de Duarte (1990), allant de 0,01 MgC par hectare à  $1,30 \pm 0,19$  MgC par hectare (Tableau 14). Là où nous pouvions mesurer séparément la biomasse aérienne et souterraine des herbiers marins, le stock de carbone dans la biomasse aérienne (ou foliaire) représentait moins de 10 % jusqu'à 46 % du total de la biomasse totale des herbiers marins.

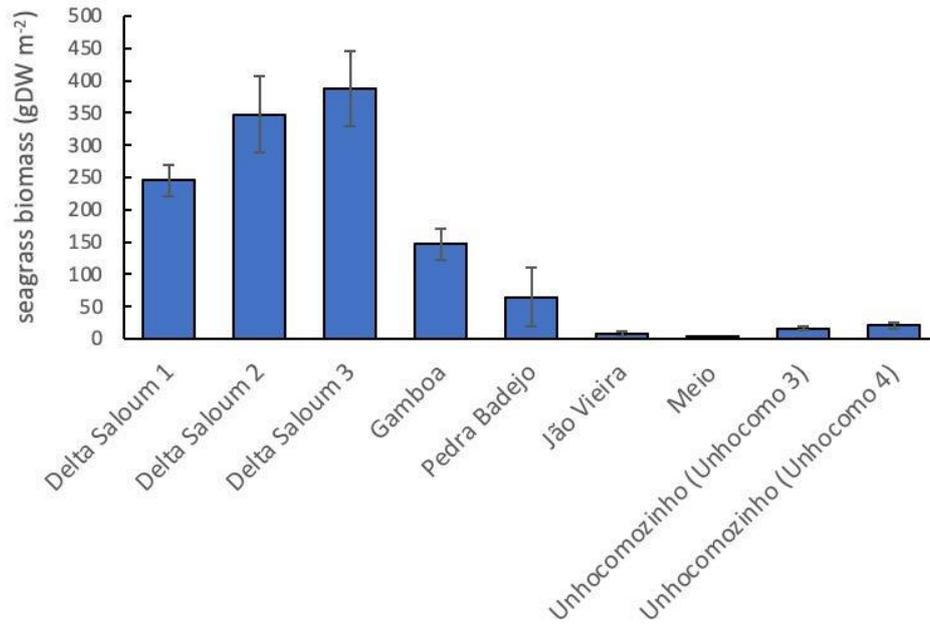


Figure 39 : Biomasse totale des herbiers du Sénégal (Delta Saloum 1, 2 et 3), du Cabo Verde (Gamboa, Pedra Badejo) et de la Guinée-Bissau (João Vieira, Meio, Unhocomo 3 et 4). Il n'y a pas de données de biomasse disponibles pour Joal (Sénégal).

Tableau 14 : Densité des pousses, biomasse et stocks de carbone dans les tissus vivants des espèces d'herbiers marins sur les sites d'étude du Sénégal, du Cabo Verde et de la Guinée-Bissau. La biomasse des macroalgues est également signalée lorsqu'elle est présente. Les erreurs standards des valeurs moyennes sont rapportées entre parenthèses. Les stocks de carbone sont estimés à l'aide de la teneur en carbone rapportée dans Duarte (1990).

Variable	Sénégal			Cabo Verde		Guinée-Bissau				
	Delta du Saloum 1	Delta du Saloum 2	Delta du Saloum 3	Gamboa	Pedra Badejo	Jão Vieira	Meio	Unhoco mozinho (Unhoco mo 3)	Unhocom ozinho (Unhoco mo 4)	
<b>Espèces</b>	Nombre d'échantillons	4	4	4	5	2	4	1	5	5
<i>H. wrightii</i>	Densité de pousses (pousses m <sup>-2</sup> )	2180.45 (1635.23)	17255.64 (2162.12)		7007.52 (1296.73)		1541.35 (390,08)	300,75	1353,38 (125,81)	872,18 (110,50)
<i>H. wrightii</i>	Biomasse aérienne (g DW m <sup>-2</sup> )	21.42 (21.17)	156,83 (40,48)		12,49 (1,92)					
<i>H. wrightii</i>	Biomasse souterraine (g DW m <sup>-2</sup> )	52.53 (40,68)	190,59 (41,51)		133,94 (23,96)					
<i>H. wrightii</i>	Biomasse totale (g DW m <sup>-2</sup> )						8,06 (3,79)	3,88	15,92 (3,03)	20,35 (4,27)
<i>Z. noltei</i>	Densité de pousses (pousses m <sup>-2</sup> )	1766.92 (1240.60)								
<i>Z. noltei</i>	Biomasse aérienne (g DW m <sup>-2</sup> )	34,97 (27,15)								
<i>Z. noltei</i>	Biomasse souterraine (g DW m <sup>-2</sup> )	22.03 (17.69)								
<i>C. nodosa</i>	Densité de pousses (pousses m <sup>-2</sup> )	1729.32 (869.28)		2105.26 (613.91)						
<i>C. nodosa</i>	Biomasse aérienne (g DW m <sup>-2</sup> )	25,66 (13,74)		177,50 (32,31)						
<i>C. nodosa</i>	Biomasse souterraine (g DW m <sup>-2</sup> )	88,52 (42,22)		210.11 (32.64)						
<i>R. maritima</i>	Densité de pousses (pousses m <sup>-2</sup> )					nd				
<i>R. maritima</i>	Biomasse totale (g DW m <sup>-2</sup> )					64,47 (45,60)				
<b>macroalgues</b>	Biomasse (g DW m <sup>-2</sup> )	1,97 (1,97)	23.09 (21.21)	2,37 (1,88)						
<b>tous les herbiers</b>	Biomasse aérienne totale (g DW m <sup>-2</sup> )	82.05 (14.04)	156,83 (40,48)	177,50 (32,31)	12,49 (1,92)	nd	nd	nd	nd	nd
<b>tous les herbiers</b>	Biomasse souterraine totale (g DW m <sup>-2</sup> )	163.08 (18.06)	190,59 (41,51)	210.11 (32.64)	133,94 (23,96)	nd	nd	nd	nd	nd
<b>tous les herbiers</b>	Biomasse totale (gDW m <sup>-2</sup> )	245,13 (23,84)	347,42 (59,07)	387,61 (57,66)	146,43 (24,99)	64,47 (45,60)	8,06 (3,79)	3,88	15,92 (3,03)	20,35 (4,27)
<b>tous les herbiers</b>	Masse de C dans la biomasse foliaire (MgC ha <sup>-1</sup> )	0,28 (0,05)	0,53 (0,14)	0,60 (0,11)	0,04 (0,01)	nd	nd	nd	nd	nd
<b>tous les herbiers</b>	Masse de C dans la biomasse souterraine (MgC ha <sup>-1</sup> )	0,55 (0,06)	0,64 (0,14)	0,71 (0,11)	0,45 (0,08)	nd	nd	nd	nd	nd
<b>tous les herbiers</b>	masse totale de C dans la biomasse (MgC ha <sup>-1</sup> )	0,82 (0,08)	1,167 (0,20)	1,30 (0,19)	0,49 (0,08)	0,22 (0,15)	0,03 (0,01)	0,01	0,05 (0,01)	0,07 (0,01)

Trois carottes de sédiments par site provenant de tous les herbiers marins visités au Sénégal et au Cabo Verde ont été ouvertes et ont été sous-échantillonnées. Toutes les tranches de sédiments pour la détermination de la matière organique et la teneur en carbone organique ont été considérées. Du côté de la Guinée-Bissau, il reste encore 5 carottes de sédiments en attente d'ouverture et de sous-échantillonnage. À l'heure actuelle, un total de 26 carottes de sédiments ont été ouvertes et sous-échantillonnées, et la densité apparente des sédiments des sous-échantillons a été mesurée, après un séchage à 60 °C pendant au moins 48 h. Les sous-échantillons sont stockés à sec et une analyse de la matière organique est en cours.

Jusqu'à présent, la teneur en matière organique le long des profils sédimentaires a été mesurée dans 5 carottes de sédiments, ce qui correspond à 1 carotte par site dans tous les herbiers marins du Sénégal et 1 carotte sur le site au Cabo Verde (Pedra Badejo). La teneur en matière organique dans les sédiments d'herbiers examinés varie entre 0,85 % et 13,6 %, la concentration la plus faible se trouvant dans les sédiments du Delta Saloum 1, tandis que les sédiments les plus riches en matière organique se trouvent à Pedra Badejo (Figure 40).

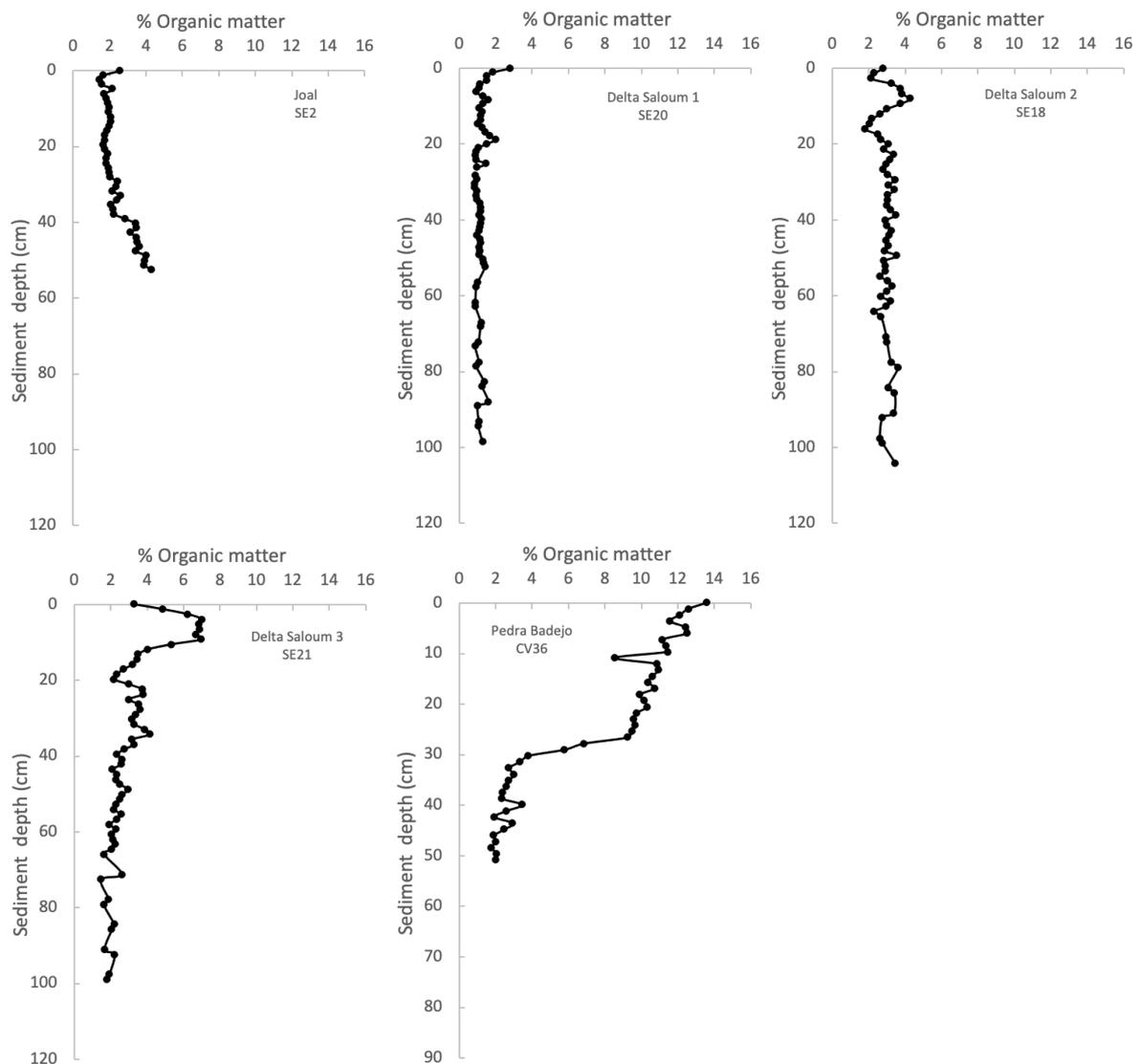


Figure 40 : Teneur en matière organique (%) le long des profils sédimentaires des herbiers marins du Sénégal (Joal, Delta Saloum 1, 2 et 3) et du Cabo Verde (Pedra Badejo). Le code de la carotte sédimentaire analysée est indiqué sous le nom du site d'étude.

En moyenne ( $\pm$  l'erreur standard), les teneurs en matière organique à Joal, Delta Saloum 1, Delta Saloum 2, Delta Saloum 3 et Pedra Badejo, respectivement étaient de  $2,43 \pm 0,12$  %,  $1,20 \pm 0,04$  %,  $3,01 \pm 0,06$  %,  $3,14 \pm 0,18$  % et  $7,16 \pm 0,64$  %. La teneur en matière organique était assez uniforme le long de la profondeur des sédiments dans l'herbier Delta Saloum 1, alors qu'elle augmentait dans la couche sédimentaire supérieure de 10 cm aux Delta Saloum 2 et 3 et dans la couche sédimentaire supérieure de 30 cm à Pedra Badejo (Figure 40). À l'inverse, la teneur en matière organique a augmenté au niveau des couches de sédiments inférieures à 40 cm à l'herbier de Joal (Figure 40). La teneur en matière organique indique que la concentration en  $C_{org}$  des sédiments, dérivée de l'équation entre la matière organique et les concentrations de  $C_{org}$  dans les sédiments analysés par Fourqurean et al. (2012), varie entre 0,08 %, dans le Delta Saloum 1 et 5,23 % à Pedra Badejo. La concentration estimée de  $C_{org}$  dans les sédiments des carottes analysées à Joal, Delta Saloum 1, Delta Saloum 2, Delta Saloum 3 et Pedra Badejo était respectivement de  $0,76 \pm 0,05$  %,  $0,27 \pm 0,02$  %,  $0,99 \pm 0,02$  %,  $1,05 \pm 0,07$  % et  $2,65 \pm 0,25$  %. Les concentrations sédimentaires de  $C_{org}$  dans les carottes analysées, à l'exception de celle de Pedra Badejo, sont inférieures à la valeur médiane (1,4 %) observée dans les sédiments d'herbiers marins du monde entier (Fourqurean et al., 2012).

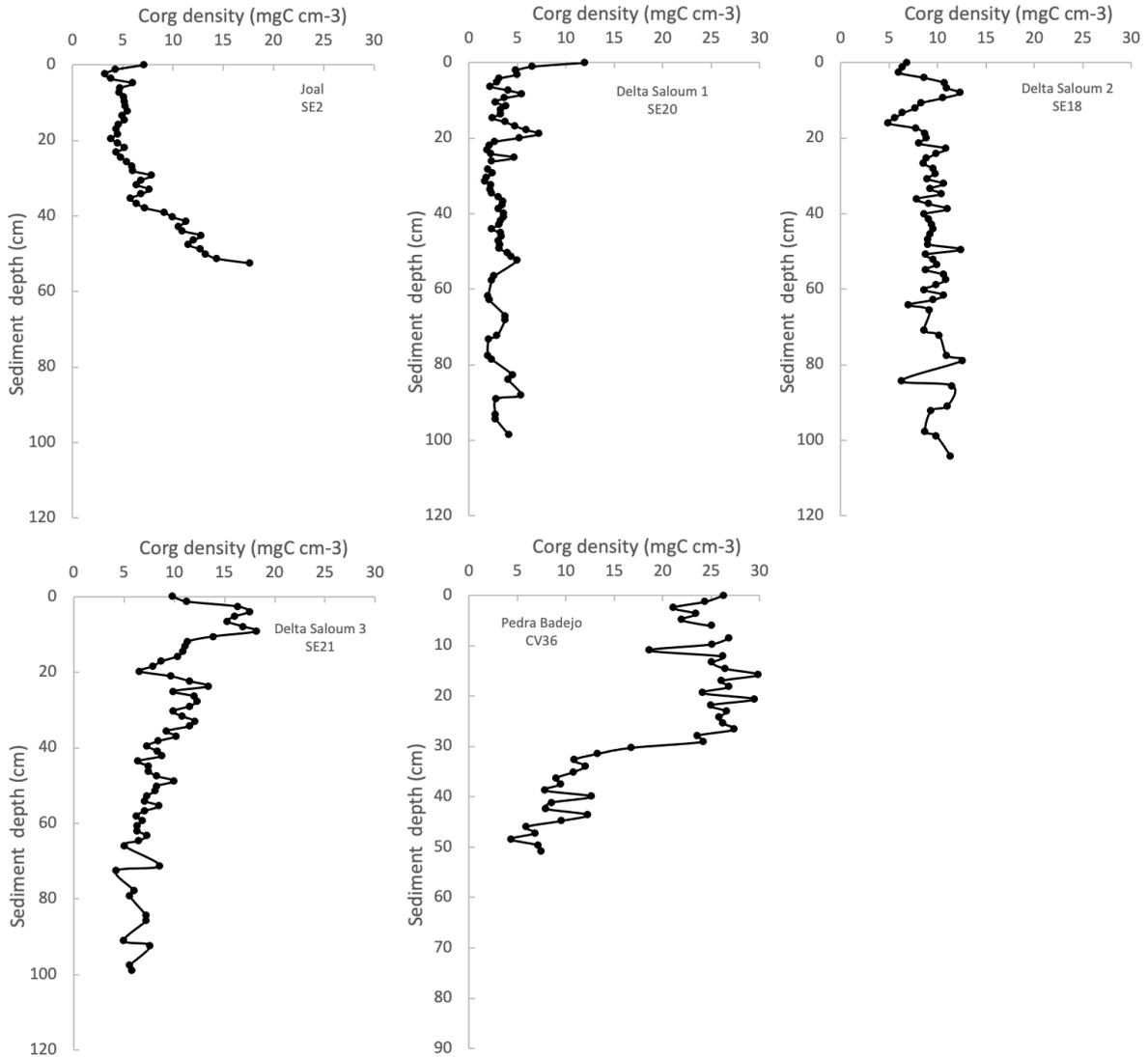


Figure 41 : Densité de carbone organique ( $\text{mg C par cm}^3$ ) le long des profils sédimentaires des herbiers marins du Sénégal (Joal, Delta Saloum 1, 2 et 3) et du Cabo Verde (Pedra Badejo). Le code de la carotte sédimentaire analysée est indiqué sous le nom du site d'étude.

La densité de carbone organique dans les sédiments des carottes analysées variait de  $1,17 \text{ mg C par cm}^3$  à  $29,88 \text{ mg C par cm}^3$  (figure 41). La densité de  $C_{\text{org}}$  moyenne le long du profil sédimentaire de Pedra Badejo ( $18,53 \pm 1,28 \text{ mg C par cm}^3$ ) était 6 fois plus élevée que celle de la carotte sédimentaire du Delta Saloum 1 ( $3,47 \pm 0,19 \text{ mg C par cm}^3$ ).

L'estimation préliminaire (dérivée des données d'une seule carotte par site) des stocks de  $C_{\text{org}}$  dans la couche sédimentaire supérieure de 50 cm du Sénégal et du Cabo Verde révèle des réserves de carbone dans les sédiments comprises entre  $17,67 \text{ Mg C par hectare}$  (Delta Saloum 1) et  $95,72 \text{ Mg C par hectare}$  (Pedra Badejo, Tableau 15). L'extrapolation de ces estimations à la couche de sédiments supérieure de 1 m, à des fins de comparaison avec les estimations mondiales des stocks de  $C_{\text{org}}$  des sédiments d'herbiers marins, donne des stocks de carbone dans les sédiments d'herbiers marins compris entre  $32,89 \text{ Mg C par hectare}$  et environ  $180 \text{ Mg C par hectare}$  (Tableau 15). Bien que nous n'ayons pas encore de données pour estimer les stocks de  $C_{\text{org}}$  dans les herbiers marins de Guinée-Bissau étudiés, des estimations non publiées, évaluées par Márcio Martins et d'autres du CCMAR (Portugal) dans les herbiers marins de Joao Vieira et d'Unhocomozinho, existent. De la sorte, l'estimation des stocks de

$C_{org}$  en Guinée-Bissau sur la base des travaux de Martins et al. Extrapolés aux sédiments d'herbiers marins de 1 m supérieur indique des concentrations allant de 10,4 Mg C par hectare à 29,96 Mg C par hectare (Tableau 15). Les résultats préliminaires obtenus de la sorte, et actuellement modifiés par des estimations non publiées de Martins et al. révèlent que, à l'exception de Pedra Badejo, les stocks sédimentaires de  $C_{org}$  dans les herbiers marins du Sénégal et de la Guinée-Bissau sont inférieurs à la valeur médiane signalée pour les herbiers marins à l'échelle mondiale (139,7 Mg C par hectare, Fourqurean et al., 2012), et peuvent être très faibles en Guinée-Bissau. Comme démontré dans Fourqurean et al. (2012), il convient également de noter que la biomasse vivante des herbiers marins contribue à moins de 2,5 % (et surtout à moins de 1,5 %) du stock total de  $C_{org}$  dans les herbiers marins, la majeure partie du stock se trouvant donc dans les sédiments sous forme de débris d'herbes marines et de particules allochtones.

Les sédiments d'herbiers riches en matières organiques à Pedra Badejo et ceux à faible teneur en matières organiques dans les autres prairies étudiées reflètent très probablement les différences de géomorphologie du site et d'apports de matière organique externe. La prairie de Pedra Badejo était située à l'embouchure d'une petite rivière/canal fermée par un banc de sable et traversant un village à quelques centaines de mètres en amont. La côte de Joal est exposée aux vents d'ouest et les prairies du delta du Saloum sont situées à la partie externe d'un grand delta recevant probablement des apports de sédiments mélangés à des matières organiques traînées de l'amont, par exemple des forêts de mangroves. Une analyse plus approfondie de l'empreinte  $^{13}C$  dans la matière organique des sédiments fournira un aperçu de l'origine possible du  $C_{org}$  présent dans ces sédiments d'herbiers marins.

Les taux d'accrétion sédimentaire (SAR) au cours du siècle dernier ont jusqu'à présent été analysés pour deux sites, tous deux du Sénégal (Joal et Delta Saloum 2, carottes SE1 et SE18, Tableau 15). Les concentrations en  $^{210}Pb$  total de la carotte de Joal, longue de 44 cm, sont constantes, en moyenne de  $11 \pm 2$  Bq par kg, sans tendance décroissante avec la profondeur. Bien qu'aucune mesure de  $^{226}Ra$  ne soit disponible, il est probable que les concentrations faibles et constantes de  $^{210}Pb$  correspondent au  $^{210}Pb$  supporté, suggérant qu'il n'y a pas d'accumulation nette de sédiments.

Dans le Delta Saloum 2, en considérant la moyenne des prélèvements entre 20 et 30 cm comme représentative de la concentration en  $^{210}Pb$  supporté le long de la carotte, une vitesse moyenne de sédimentation de  $0,19 \pm 0,03$  g/cm<sup>2</sup>/an ( $0,16 \pm 0,03$  cm/an compressé,  $0,21 \pm 0,04$  cm/an décomprimé) pourrait être calculé sur la base du profil de concentration de  $^{210}Pb$  en excès dans les 15 cm supérieurs comprimés (20,06 cm décomprimés). A noter cependant que cette estimation est sujette à une grande incertitude et doit être prise avec précaution : les concentrations de  $^{210}Pb$  sont très faibles (le plus souvent < 20 Bq/kg) et avec de fortes fluctuations par rapport à la tendance à la baisse, ce qui pourrait être signe de la présence d'un mélange. Très probablement, l'estimation de la vitesse de sédimentation devrait être considérée comme une limite supérieure. L'estimation préliminaire du SAR pour le delta du Saloum 2 est similaire au SAR moyen observé dans les herbiers marins à l'échelle mondiale (Duarte et al., 2013).

Tableau 15 : Stocks préliminaires de sédiments  $C_{org}$  mesurés pour les 50 cm et 100 cm supérieurs, taux d'accrétion sédimentaire (SAR) et taux d'accrétion de carbone organique (CAR). Pour les sites où la couche de sédiments était plus mince que 100 cm, le  $C_{org}$  total est fourni pour la longueur totale de carotte obtenue. La longueur des carottes de sédiments est précisée. Les données sont fournies pour les sites et carottes analysés jusqu'à présent. Les estimations des stocks de C pour la Guinée-Bissau telles qu'inclues dans le tableau sont non publiées et proviennent d'une étude précédente menée par Márcio Martins, Rui Santos, Carmen de los Santos, Ester Serrao et al. (indiqué par une \*). Nous aurons des estimations des stocks de carbone pour toutes les carottes de sédiments à partir du Tableau 15, et des estimations SAR et CAR pour chaque site d'étude visité avec le projet (au Sénégal, au Cabo Verde et en Guinée-Bissau). Toutes les estimations sont fournies après correction de la compression des sédiments lors de l'échantillonnage (decomp). L'erreur standard du SAR est indiquée entre parenthèses.

Pays	Emplacement	Indicatif de site #	Stock $C_{org}$ top 50 cm (décomp) Mg C ha <sup>-1</sup>	Stock $C_{org}$ top 100 cm (décomp) Mg C ha <sup>-1</sup>	Stock total $C_{org}$ si inférieur à 1 m (décomp) Mg C ha <sup>-1</sup>	longueur max de l'échantillon (cm) (décomp)	DAS (cm an <sup>-1</sup> ) (décomposition)	CAR (Mg C ha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup> ) (décomp)
<b>Sénégal</b>	Joal	SE1	33.31	-	38,98	53,77	0	0
<b>Senegal</b>	Delta Saloum 1	SE20	17.67	32.89		99.57		
<b>Senegal</b>	Delta Saloum 2	SE18	44.36	94.60		105.67	0.21(0.04)	0.17
<b>Senegal</b>	Delta Saloum 3	SE21	55.12	87.09		101.59		
<b>Cabo Verde</b>	Pedra Badejo	CV36	95.72	-	Mesures en cours	78.68		
<b>Guinea-Bissau</b>	Joao Vieira*			10.4				
<b>Guinée-Bissau</b>	Unhocomozinho*			29,96				

Compte tenu des stocks de carbone et des taux d'accrétion de sédiments sur les sites Joal et Delta du Saloum 2, les taux d'accrétion de  $C_{org}$  (CAR) au cours du siècle dernier ont varié entre 0 Mg  $C_{org}$  par hectare et par an, ou du moins n'ont pas pu être déterminés avec l'approche  $^{210}Pb$ , et 0,17 Mg  $C_{org}$  par hectare et par an (Tableau 15). Les quelques estimations préliminaires du CAR obtenues pour la région sont légèrement inférieures à la valeur médiane du CAR rapportée pour les herbiers marins dans la littérature (0,23 Mg  $C_{org}$  par hectare et par an), suggérant que les taux de séquestration du carbone par unité de surface à l'Afrique de l'Ouest dans les herbiers marins se situeraient dans la fourchette basse observée à l'échelle mondiale.

Compte tenu des estimations préliminaires des stocks de  $C_{org}$  dans les 20 premiers cm de sédiments d'herbiers marins aux deltas du Saloum 1 et 3 et en supposant que le SAR sur ces sites est égal à la valeur moyenne signalée pour les herbiers marins à l'échelle mondiale, la CAR aux deltas du Saloum 1 et 3 au cours du siècle dernier est estimée à 0,09 et 0,27 Mg  $C_{org}$  par hectare et par an, respectivement. Aucune estimation des stocks de carbone dans l'herbier Gamboa (Praia, Cabo Verde) n'est encore disponible, ce qui empêche de donner une estimation CAR préliminaire pour ce site.

Les 3 herbiers échantillonnés pour les stocks de carbone et les taux de séquestration au Delta du Saloum sont situés dans la zone du Saloum Sud (Bettenty), avec une étendue d'herbiers de 11,2 km<sup>2</sup> (voir chapitre « Cartographie des herbiers par télédétection »). En extrapolant ce taux de séquestration préliminaire par la surface totale des parterres d'herbiers à cette zone, cela indique une séquestration de 194,6 Mg C par an (ou 713,62 Mg CO<sub>2</sub> par an). Si la CAR estimée au delta du Saloum 2 est similaire dans les autres zones d'herbiers cartographiés au delta du Saloum (c'est-à-dire le centre du delta du Saloum (Sangomar) et le nord (Palmarin)), les herbiers du delta du Saloum (s'étendant sur 41,8 km<sup>2</sup>) séquestrent 726,37 Mg C par an (ou 2663,36 Mg CO<sub>2</sub> par an). Les résultats préliminaires indiquent qu'il n'y a pas d'accrétion nette de carbone à l'herbier de Joal, ou au moins la technique de datation au  $^{210}Pb$  n'est pas en mesure de détecter l'accrétion de sédiments à cet herbier. Considérant le CAR estimé par hectares sur les sites du Sénégal (0-0,17 Mg C par hectare et par an, Tableau 15) et la valeur médiane du CAR pour les herbiers marins à l'échelle mondiale (0,23 Mg C par hectare et par an), la zone d'herbiers marins à Praia (Cabo Verde), s'étendant sur 0,14 km<sup>2</sup>, pourrait séquestrer au maximum 3,22 Mg C par hectare et par an (soit 11,81 Mg CO<sub>2</sub> par an). Les résultats du projet indiquent également que les 50 premiers cm de sédiments d'herbiers marins du delta du Saloum et de Joal stockent respectivement 163,2 Gg C (ou 598,5 Gg CO<sub>2</sub>) et 84,9 Gg C (ou 331,4 Gg CO<sub>2</sub>), dont une partie pourrait être rejetée à l'atmosphère si les herbiers sont dégradés.

A noter que CAR relate le taux d'accrétion de carbone, c'est-à-dire la quantité de carbone organique qui est enfouie annuellement dans les sédiments des herbiers marins, et donc le carbone séquestré *in situ* pendant au moins quelques décennies. Dans le même temps, il faut noter que la photosynthèse n'est pas prise en compte ici, car une grande partie du carbone (net) capté par la photosynthèse des herbiers est exportée (sous forme de carbone organique dissous, de matière organique particulaire, de consommation) ou décomposée. Par conséquent, une estimation de la quantité de carbone capturée en tant que production nette n'est pas informative sur la quantité de carbone que les parterres d'herbiers séquestrent réellement. De plus, ces parterres ne se contentent pas de séquestrer le carbone fixé par les herbiers eux-mêmes, ils piègent également le carbone organique des particules en suspension dans la colonne d'eau d'origine terrestre ou d'autres écosystèmes côtiers. Les estimations de la CAR incluent la quantité cumulée de production de biomasse d'herbiers marins qui reste *in situ* plus la matière organique particulaire allochtone.

Pour traduire en termes monétaires la quantité de CO<sub>2</sub> séquestrée, il est possible de se référer aux documents nationaux relatifs à l'Accord de Paris sur le changement climatique. Dans le cadre de cet accord, les pays signataires devaient fournir leurs contributions déterminées au niveau national

(CDN)<sup>4</sup>. Ces documents précisent les objectifs nationaux et les mesures à mettre en œuvre en matière d'atténuation et d'adaptation du changement climatique, ainsi que les budgets y afférents. Les objectifs d'atténuation font référence à la quantité de gaz à effet de serre que les pays s'engagent à éviter, dans le cadre de leur contribution à l'Accord de Paris. Cet aspect « atténuation » s'accompagne d'un budget associé. Dans le cas du Sénégal, du Cabo Verde et de la Guinée-Bissau, ce budget devrait être financé par la coopération internationale, afin que les mesures nationales soient mises en œuvre.

Ainsi, les CDN permettent d'extraire un prix de la tonne « équivalent CO<sub>2</sub> »<sup>5</sup>, en divisant le budget national « atténuation » par la quantité attendue d'émissions de gaz à effet de serre évitées. De cette façon, le Sénégal demandant 8,7 milliards USD pour l'évitement cumulé de 78,707 Mégatonnes d'équivalent CO<sub>2</sub> entre 2020 et 2030, il est possible de calculer le prix à la tonne : 110,54 USD (ou 73 534,56 Fcfa) (République du Sénégal, 2020). Le Cabo Verde demande 1 milliard USD pour éviter le cumul de 1,425 mégatonnes de CO<sub>2</sub> eq. entre 2020 et 2030 (Governo de Cabo Verde, 2020), ce qui équivaut à 701,75 USD la tonne (Fcfa 466 825,36). Enfin, la Guinée-Bissau demande 1,185 milliards USD pour éviter le cumul de 22 Mégatonnes de CO<sub>2</sub> eq. entre 2020 et 2030 (république de Guinée Bissau, 2021), soit 53,86 USD la tonne (3 5829,3 Fcfa).

En multipliant la quantité de CO<sub>2</sub> séquestrée grâce aux herbiers par le prix à la tonne, il est possible de calculer la valeur économique de la séquestration du carbone par les herbiers. Au Sénégal, avec 2663,36 Mg CO<sub>2</sub> séquestrés chaque année au prix de 73 534,56 FCFA la tonne, la valeur économique est de 197,394 millions FCFA chaque année. Au Cabo Verde, avec un taux de séquestration de 11,81 Mg CO<sub>2</sub> par an et un prix de 46 6825,36 FCFA la tonne, cela correspond à 5,557 millions de FCFA chaque année. En Guinée-Bissau, étant donné que l'analyse du taux d'accrétion de carbone n'a pas pu être estimée, la valeur économique associée n'a pas pu être calculée (d'ailleurs, la valeur économique serait très faible en raison de la faible superficie et de la faible densité des herbiers marins).

**Toutes les estimations fournies dans ce rapport sont préliminaires et doivent donc être considérées avec prudence. Toutes les estimations seront mises à jour lorsque tous les échantillons de sédiments et d'herbes marines collectés dans le cadre du projet seront analysés.**

#### 4. Remerciements

Les auteurs souhaitent remercier Marina Miralles, Rizky Eko Muliawan, Marta Ximenis, Tamara Smith, Coral Aranda et Carlos Morell pour leur aide et leur soutien.

#### 5. Références

Appleby, P. G. (2001). Chronostratigraphic Techniques in Recent Sediments, in: Tracking Environmental Change Using Lake Sediments, 1, 171–203, Springer, the Netherlands.

Appleby, P. G. and Oldfield, F. (1978). The calculation of lead-210 dates assuming a constant rate of supply of unsupported 210Pb to the sediment, CATENA, 5, 1–8, [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(78\)80002-2](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(78)80002-2)

Duarte C.M., C.L. Chiscano. (1999). Seagrass biomass and production: a reassessment. Aquatic Botany, 65: 159–174

Duarte, C. M. (1991). Seagrass depth limits. Aquatic Botany, 40: 363-377

<sup>4</sup>Voir <https://unfccc.int/fr/a-propos-des-ndcs/contributions-determinees-au-niveau-national-ndcs>

<sup>5</sup>Les gaz à effet de serre sont comptabilisés en « équivalent CO<sub>2</sub> » dans les CDN

Duarte, C. M., Losada, I. J., Hendriks, I. E., Mazarrasa, I., and Marbà, N. (2013). The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation, *Nat. Clim. Change*, 3, 961–968, <https://doi.org/10.1038/nclimate1970>.

Duarte, C.M. (1990). Seagrass nutrient content. *Marine Ecology Progress Series*, 67:201-207

Duarte, C.M., Middelburg, J.J. & Caraco, N. (2005) Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences*, 2, 1–8

Fourqurean, J. W., Duarte, C. M., Kennedy, H., Marbà, N., Holmer, M., Mateo, M. A., Apostolaki, E. T., Kendrick, G. A., Krause-Jensen, D., McGlathery, K. J., and Serrano, O. (2012). Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock, *Nat. Geosci.*, 5, 505– 509, <https://doi.org/10.1038/ngeo1477>.

Gattuso J-P, Magnan AK, Bopp L, Cheung WWL, Duarte CM, Hinkel J, Mcleod E, Micheli F, Oschlies A, Williamson P, Billé R, Chalastani VI, Gates RD, Irisson J-O, Middelburg JJ, Pörtner H-O and Rau GH. (2018) Ocean Solutions to Address Climate Change and Its Effects on Marine Ecosystems. *Front. Mar. Sci.* 5:337. doi: 10.3389/fmars.2018.00337

Governo de Cabo Verde, Ministério da Agricultura e Ambiente. (2020). 2020 Update to the first Nationally Determined Contribution (NDC), 59 p.

REPUBLIC OF GUINEA-BISSAU. (2021). UPDATED NATIONALLY DETERMINED CONTRIBUTION IN THE FRAMEWORK OF THE PARIS CLIMATE AGREEMENT, 38 p.

République du Sénégal. (2020). CONTRIBUTION DÉTERMINÉE AU NIVEAU NATIONAL DU SENEGAL, 47 p.

Ruiz-Frau A., S. Gelcich, I.E. Hendriks, C.M. Duarte, N. Marbà. (2017). Current state of seagrass ecosystem services: Research and policy. *Ocean and Coastal Management Integration*, 149: 107-115. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.10.004>

Sanchez-Cabeza, J.A., Masqué, P. & Ani-Ragolta, I. (1998) <sup>210</sup>Pb and <sup>210</sup>Po analysis in sediments and soils by microwave acid digestion. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 227, 19–22

Unsworth, Richard K. F., Leanne C. Cullen-Unsworth, Benjamin L. H. Jones, Richard J. Lilley. The planetary role of seagrass conservation. (2022). *Science* 377: 609–613. DOI: 10.1126/science.abq6923



## SECTION 4 – EVALUATION DE LA VALEUR MONETAIRE DU SERVICE DE PROTECTION COTIERE PAR LES HERBIERS MARINS DU SENEGAL, DE GUINEE-BISSAU ET DU CABO VERDE

Kieran Deane<sup>1</sup>, Grégoire Tournon-Gardic<sup>1</sup> and Ewan Trégarot<sup>1</sup>

<sup>1</sup> *Centre for Blue Governance, University of Portsmouth, UK. Richmond Building, University of Portsmouth, Portsmouth PO1 3DE, United Kingdom*

### 1. Introduction

Les ressources marines sont de plus en plus surexploitées et endommagées par des actions anthropiques directes telles que l'extraction des ressources, la pollution, la modification de l'environnement et indirectement par le changement climatique (CBD, 2018). De plus, les stocks de nombreuses espèces animales marines sont actuellement dans un état de surexploitation (FAO, 2019). L'état de ces écosystèmes s'est donc détérioré et avec lui, leur fonctionnalité (Trégarot et al., 2020). Cette fonctionnalité est essentielle pour soutenir les populations environnantes et la biodiversité. La côte de l'Afrique de l'Ouest, longue de plusieurs milliers de kilomètres, est riche en ressources halieutiques et en habitats naturels dont les services sont essentiels au maintien d'un cadre de vie adéquat pour les populations qui y vivent (Greenpeace, 2019).

Les herbiers marins sont un aspect important de ces écosystèmes côtiers naturels. Les herbiers marins sont l'un des écosystèmes les plus importants et les plus productifs de la planète (Duarte & Chiscano, 1999 ; Grech et al., 2012) et sont connus pour leurs grands services écosystémiques marins. Ils dissipent l'énergie des vagues, réduisent les flux de courant et la turbulence et augmentent la contrainte de cisaillement du fond marin (Mendez & Losada, 2004 ; Bouma et al., 2005). Ils contribuent à la production de biomasse halieutique et participent au traitement des matières organiques et des bactéries présentes dans l'eau. Leur capacité de séquestration du carbone est comparable à celle des forêts tropicales (UNEP-WCMC, 2016). Ils fournissent également d'importantes aires de nurserie et d'alimentation pour de nombreux types d'espèces aquatiques (Terrados & Borum, 2004).

Malgré la compréhension croissante que les herbiers marins sont un écosystème important et biologiquement productif, les politiques environnementales publiques ne reflètent pas cette compréhension (Alaniz et al., 2019). Par exemple, les herbiers marins ne sont actuellement pas pris en compte dans les documents de l'Accord de Paris pour de nombreux pays d'Afrique de l'Ouest à l'exception du Cabo Verde et de la Sierra Leone. Alors que les forêts, en particulier les Mangroves, augmentent en surface et en densité grâce à des plans de gestion durable et de reboisement, aucun mouvement de ce type n'a été réalisé en direction d'autres écosystèmes côtiers dont les fonctionnalités sont encore importantes pour le bien-être des populations humaines et la biodiversité. Cela montre que la prise de conscience de l'existence et de l'importance des herbiers reste limitée, constituant ainsi un facteur de leur dégradation. Des menaces telles que le chalutage de fond, le ruissellement des eaux usées domestiques et industrielles, les ancres des bateaux de pêche, la pollution pétrolière et gazière, le développement des infrastructures et d'autres menaces liées aux activités humaines pourraient entraîner le déclin des herbiers marins (Halpern et al., 2007).

À la lumière de cela, l'intégration des herbiers marins dans la sphère économique, politique et sociale est une étape nécessaire vers sa protection et sa conservation. Une évaluation monétaire est un outil pertinent pour cette intégration (Trégarot et al., 2020). En évaluant la valeur monétaire des services écosystémiques, il devient possible de comparer les habitats aux activités génératrices de revenus

(Bonnin et al., 2015). Les écosystèmes sains affichent également une plus grande résilience face aux pressions, et il devient ainsi possible d'estimer les coûts de l'inaction politique (Trégarot et al., 2017). Ces estimations monétaires permettent de nouveaux choix d'investissement pour la protection/conservation et impliquent les écosystèmes dans l'évaluation de l'utilisation de l'espace et des activités économiques. Par exemple, la destruction des habitats naturels pour des projets de développement infrastructurels au détriment du maintien des habitats naturels en raison de leur grande valeur économique.

C'est dans ce contexte que le projet ResilienSEA, qui vise à renforcer la connaissance des herbiers marins en Afrique de l'Ouest, a réalisé une évaluation de la valeur économique des services écosystémiques rendus par les herbiers marins dans trois pays : Sénégal, Cabo Verde et Guinée-Bissau. En particulier, leur contribution au renouvellement des stocks halieutiques, à la séquestration du carbone, à la protection du littoral et au développement socio-économique. Ce travail sert d'outil de plaidoyer auprès des décideurs pour la conservation des herbiers. Il sert à la fois de base informative et d'outil d'aide à la décision. Ainsi, les herbiers peuvent être mis en lumière et bénéficier de la planification des politiques publiques.

En Afrique de l'Ouest, avec une élévation prévue du niveau de la mer de 3 mm par an (Thompson et al., 2017), l'érosion et l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des événements météorologiques extrêmes ont été problématiques pour le développement socio-économique du littoral (Ndour et al., 2018) et le taux de recul côtier et d'inondation permanente augmente d'année en année. Cela a causé la destruction des infrastructures, des écosystèmes et des pertes en vies humaines (JEMOA, 2010). La structure et l'entretien du littoral sont étroitement liés aux écosystèmes côtiers tels que les herbiers marins, les mangroves, les marais salés et les récifs coralliens, car ils réduisent l'impact physique de l'érosion, des conditions météorologiques extrêmes et des inondations (Pottier et al., 2021). Cela passe par la fourniture de trois processus importants, à savoir : l'atténuation des vagues, l'élévation du fond marin et la réduction des ondes (houle) de tempête (Tregarot et al., 2021).

L'atténuation des vagues/houles fait référence à la réduction de l'impact sur le littoral des vagues intertidales. Dans le contexte des herbiers, l'atténuation de la houle est fonction de la quantité de matériel végétal obstruant la colonne d'eau et de la bathymétrie de la zone (Koch et al., 2009). Les feuilles, les tiges et les racines sont toutes une source de friction pour l'eau en mouvement, ce qui entraîne une réduction de la vitesse du courant et une atténuation des vagues/houles (Koch et al., 2006). Sous le sol, les systèmes racinaires assurent la fixation du sable et permettent des taux élevés d'accrétion de sédiments et la stabilité du rivage (Koch et al., 2009). Cependant, la présence d'herbiers ne se traduit pas nécessairement par la fourniture complète de ce service. Par exemple, il a été démontré que les lits à faible densité de *Ruppia maritima* contribuent peu à l'atténuation de la houle. La densité doit atteindre un certain niveau pour que la fonction soit observée (Chen et al., 2007). Il est donc essentiel d'obtenir des chiffres précis sur l'emplacement, la taille et la densité des herbiers lors de la réalisation d'une évaluation.

Dans cette section, l'atténuation de la houle fournie par les herbiers le long de la côte au Cabo Verde, au Sénégal et en Guinée Bissau est décrite et sa fonction évaluée. Cette fonction est ensuite traduite en termes monétaires. Cette rubrique s'appuie sur un travail bibliographique rigoureux, des visites de terrain et des analyses d'images satellitaires. La valeur économique est ensuite comparée aux études antérieures sur les services écosystémiques et mise en perspective. La discussion évoque ensuite les avantages de la conservation et de l'extension de la surface des herbiers, par rapport à l'atténuation de l'érosion croissante dans la région. De cette manière, les implications économiques d'une intégration plus poussée des écosystèmes côtiers dans l'adaptation et l'atténuation de l'élévation du

niveau de la mer, en complément des mesures d'infrastructure de protection plus coûteuses, sont discutées.

## 2. Méthode et données

Le cadre d'évaluation économique de l'atténuation de la houle est issu de la note méthodologique réalisée par Trégarot et al. (2018) pour l'évaluation des services écosystémiques rendus par le Parc National du Banc d'Arguin (Mauritanie).

L'évaluation monétaire de l'atténuation de la houle est estimée sur la base des zones d'herbiers, telles qu'enregistrées par la vaste cartographie réalisée dans ce travail (voir section 2 « Cartographie des herbiers »), auxquelles sont appliquées des valeurs de transfert.

D'après Trégarot et al. (2018), les herbiers absorbent la houle de manière variable selon l'étendue de l'habitat (Figure 42 ci-dessous)

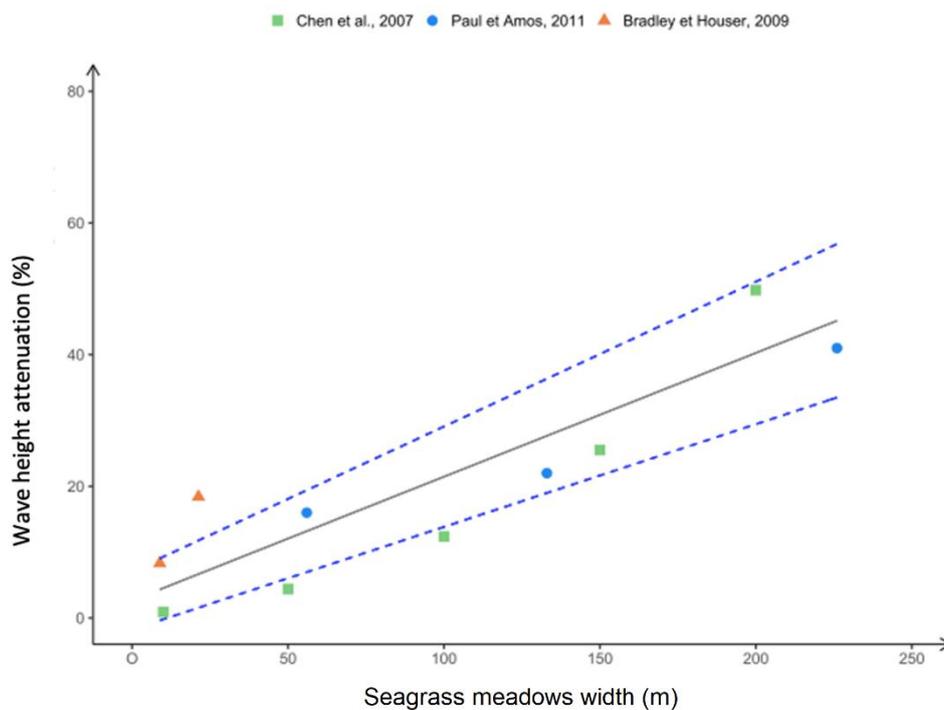


Figure 42 : Taux d'atténuation de la hauteur des vagues (% – axe vertical) en fonction de la largeur des parterres herbiers (en mètres – axe horizontal). Source : Trégarot et al. (2018)

La largeur moyenne et la longueur totale de la bande côtière vulnérable à chaque site des habitats observés déterminent le taux d'absorption de la houle par les herbiers (oscillant entre 10 et 45%). Il est supposé que l'atténuation des vagues ne peut dépasser le taux maximal indiqué à la Figure 42 (c'est-à-dire 45 %), même lorsque les herbiers marins cartographiés dépassent la distance maximale référencée indiquée à la Figure 42.

A noter que les herbiers rares situés en Guinée-Bissau ont été jugés trop clairsemés pour atténuer significativement la houle. En conséquence, seuls les herbiers marins situés au Sénégal et au Cabo Verde ont été analysés dans ces travaux.

Afin de traduire en termes monétaires le taux d'atténuation de la houle, une valeur de transfert correspondant au prix nécessaire pour remplacer les écosystèmes a ensuite été appliquée. En d'autres termes, ce sont les coûts correspondant à l'installation d'ouvrages de protection sur une longueur similaire. Les informations sur les coûts de construction de telles infrastructures proviennent d'un

article scientifique (Koulibaly & Ayoade, 2021) et d'articles de presse décrivant des projets de lutte contre l'érosion récemment mis en œuvre au Sénégal<sup>6</sup>. Considérant une durée de 15 à 20 ans et tenant compte de l'inflation<sup>7</sup>, le coût moyen de ces trois infrastructures récentes est de 345 265,4 francs CFA par mètre et par an au Sénégal. Au Cabo Verde, en tenant compte du Produit Intérieur Brut – PIB – par habitant<sup>8</sup>, le coût s'élève à 740 563,7 FCFA/mètre/an.

Ainsi, la valeur économique du service de protection est estimée en multipliant le littoral vulnérable par le coût de la protection, puis par le taux d'atténuation de la hauteur des vagues. Le résultat ne devrait représenter qu'une fraction du prix d'un ouvrage de protection, puisque les herbiers n'atténuent que 10 à 45% de la hauteur des vagues.

### 3. Résultats

La valeur monétaire du service écosystémique d'atténuation de la houle fourni par les herbiers est de 4,09 milliards de francs CFA par an dans la zone d'étude. Les herbiers marins situés au Sénégal contribuent à 97,3% de la valeur totale, tandis que ceux de Cabo Verde contribuent à 2,7%. Les herbiers de Guinée-Bissau n'ont pas été pris en compte en raison de leur faible densité (observations issues des travaux de terrain).

#### 3.1. Sénégal

Les grandes étendues d'herbiers du Sénégal, et principalement celles du long de la région de la Petite côte, ont généré un service écosystémique de protection côtière d'une valeur économique de 3,97 milliards de francs CFA chaque année (près de 6,06 millions d'euros). Les zones de Dakar et du delta du Saloum ne contribuent que marginalement à la valeur économique totale de ce service écosystémique (le détail des valeurs sur chaque site est présenté en annexe 3). A Dakar, les herbiers sont situés dans une baie déjà abritée par l'île de Ngor. Dans le cas de la région du Saloum, les lieux dotés d'infrastructures humaines sont très rares, ce qui ne justifie pas la construction d'infrastructures de protection telles que digues et épis. En revanche, la zone longeant la Petite Côte (environs de Palmarin et Joal) est relativement urbanisée, tout en étant fortement érodée. Par conséquent, les grandes étendues d'herbiers qui s'y trouvent sont d'une importance majeure.

Un exemple de calcul de l'atténuation de la houle dans la zone de Joal est présenté dans la Figure 43 ci-dessous :

<sup>6</sup>Voir [https://www.ndarinfo.com/%E2%80%8BProtection-cotiere-de-Saint-Louis-Vers-la-construction-d-ouvrage-en-enrochement-d-une-longueur-de-2-150-metres-video\\_a25620.html](https://www.ndarinfo.com/%E2%80%8BProtection-cotiere-de-Saint-Louis-Vers-la-construction-d-ouvrage-en-enrochement-d-une-longueur-de-2-150-metres-video_a25620.html) et [Au Sénégal, la "Venise Africaine" lutte contre l'avancée inexorable de l'Océan \(lemonde.fr\)](#)

<sup>7</sup>Les estimations ont été basées sur l'évolution de l'indice de la consommation depuis les dates des articles jusqu'au 1er janvier 2022. Source : [https://www.ansd.sn/ressources/publications/133-FLASH%20IHPC\\_MAI\\_2022.pdf](https://www.ansd.sn/ressources/publications/133-FLASH%20IHPC_MAI_2022.pdf)

<sup>8</sup>Voir <https://donnees.banquemondiale.org/indicateur/NY.GDP.PCAP.CD?locations=SN-CV>

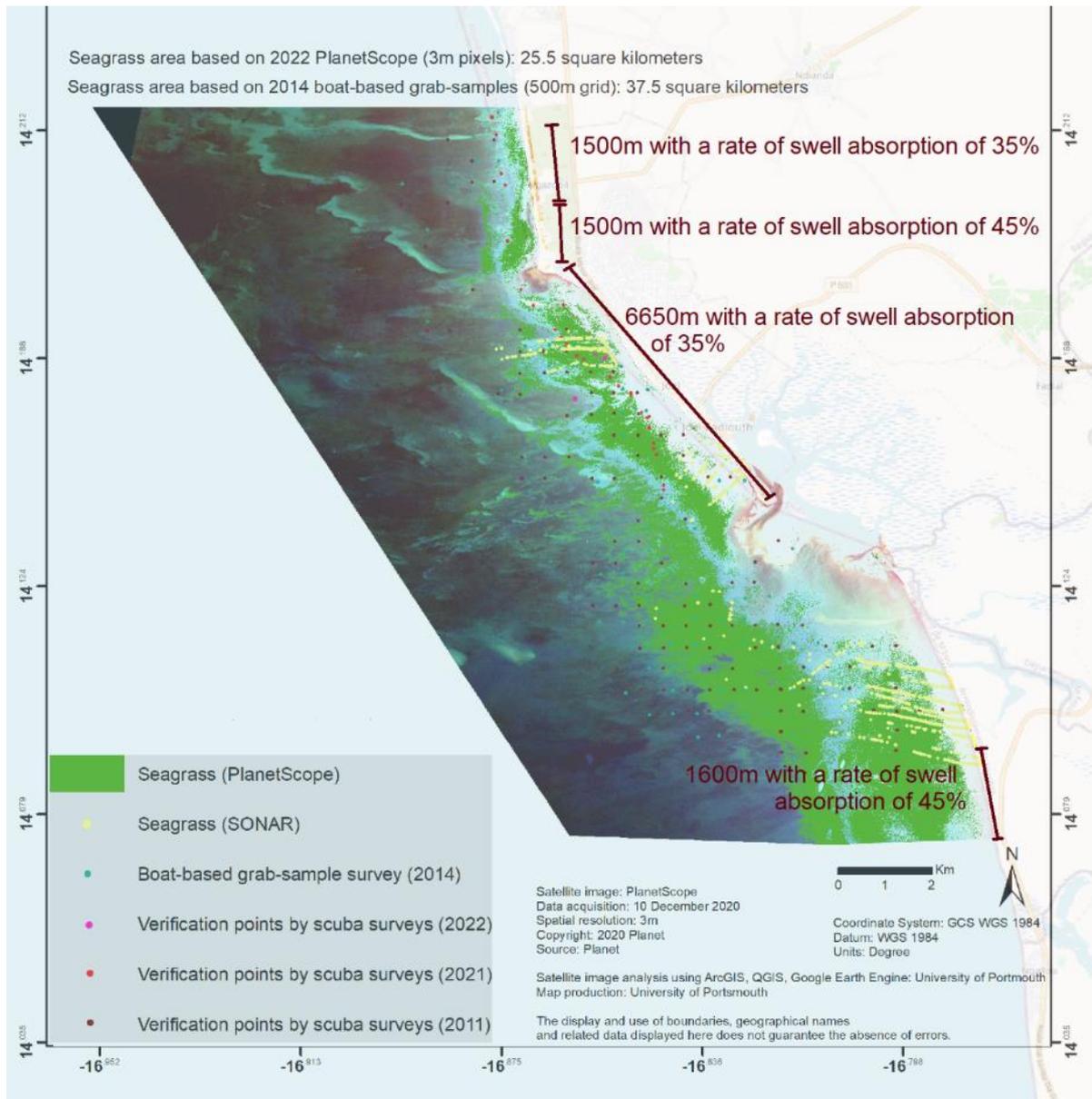


Figure 43 : Exemple de comptabilisation de l'atténuation de la houle par les herbiers sur une zone à forte densité humaine : Joal et petite côte. Remarque : certains endroits sont protégés par des herbiers mais n'ont pas été pris en compte dans le calcul du service écosystémique d'atténuation de la houle, en raison de l'absence d'infrastructures humaines vulnérables.

### 3.2. Cabo Verde

La valeur du service écosystémique d'atténuation de la houle, qui est de 111,73 millions de francs CFA (170 000 euros), est liée aux seuls environs de Praia Gamboa (île de Santiago). En effet, aucune infrastructure humaine n'est retrouvée aux alentours en d'autres endroits où la présence d'herbiers a été attestée jusqu'à présent.

## 4. Discussion

La mesure de la capacité des herbiers marins à participer à l'atténuation de la houle à différentes échelles spatiales sur de nombreux kilomètres est un défi ardu, cela d'autant plus qu'il existe une multiplicité de ces facteurs d'atténuation. Dans un premier temps, le niveau d'eau joue un rôle déterminant : plus la proportion de la colonne d'eau est occupée par la végétation, meilleure est l'atténuation des vagues (Trégarot et al., 2018). Ainsi, le constat fait montre que les herbiers ont une

influence plus importante à marée basse lorsque la colonne d'eau est la plus basse, car la proportion de végétation est plus élevée. Par ailleurs, les caractéristiques biologiques des herbiers tels que la densité, la longueur des feuilles et la morphologie ont également une influence. Outre cet aspect, il doit y avoir une prise en compte de nombreuses variables dont celles abiotiques (telles que la profondeur de l'eau, l'orientation des vagues et des vents, les courants d'eau, la bathymétrie.). Enfin, parallèlement à l'atténuation de la houle, il eût été pertinent de prendre en considération la capacité des racines à stabiliser le sol. Des études complémentaires devraient combler ces lacunes. Dès lors, les perspectives de recherche sont nombreuses : analyses *in-situ* de l'atténuation de la houle et de la stabilisation des sédiments, modélisation de la propagation de la houle dans les herbiers par rapport aux zones sans herbiers, etc. La caractérisation des facteurs abiotiques (courants, vent, houle, etc.) peut également être utilisée par la suite dans des sujets transversaux tels que le tourisme, les sports nautiques et l'aménagement du territoire.

Par ailleurs, il est à noter que seules les zones de présence humaine importante ont été prises en compte dans cette étude. Comme le risque est défini par la convergence de l'aléa et de la vulnérabilité humaine, il ne devrait y avoir aucun « risque » de protection côtière en l'absence d'infrastructures humaines importantes. Cependant, il est important de garder à l'esprit que cette approche n'inclut pas les zones où sont présents des lieux naturels, des habitats et des espèces vivantes emblématiques. Pourtant, ces éléments pourraient également représenter des coûts élevés compte tenu de leur grande valeur pour la culture humaine.

Dans tous les cas, la valeur économique estimée du service de protection du littoral par l'atténuation de la houle est impressionnante : 4,09 milliards de FCFA/an. C'est une valeur équivalente au coût engendré par la construction de plusieurs kilomètres de digues en béton chaque année. De plus, la protection offerte par les herbiers est compatible avec de telles infrastructures, car les deux peuvent être combinées avec succès. Compte tenu des avantages tirés de ces habitats, il n'est pas surprenant que les gouvernements s'intéressent de plus en plus au concept appelé "Solutions fondées sur la nature"<sup>9</sup>, qui inclut l'atténuation de la houle par les herbiers. Afin de lutter contre l'érosion, il est de plus en plus admis que les écosystèmes côtiers et marins doivent d'abord et avant tout être préservés ou, le cas échéant, restaurés. Ainsi, des projets d'ingénierie écologique développent des dispositifs d'atténuation de la houle inspirés de l'action des plantes aquatiques, comme la technologie PEGASE de Seaboost<sup>10</sup>.

La valeur économique au mètre carré du service de protection est de 151 412 FCFA/m/an. Cette valeur reste relativement modeste par rapport à celle des infrastructures de protection côtière dans d'autres endroits du monde, où les coûts implicites sont susceptibles d'être plus importants pour construire de telles infrastructures (à titre d'exemple, les coûts de construction de digues en Europe vont de plusieurs milliers d'euros par mètre à plusieurs dizaines de milliers d'euros, ce qui implique une valeur annuelle jusqu'à dix fois supérieure aux résultats de ces travaux) (Réseau Atlantique pour la Prévention et la Gestion des Risques Littoraux 2012). A l'inverse, l'étude réalisée par Trégarot et al., (2018) en Mauritanie mentionnait une valeur de 2628 MRU/m/an (soit 47 000 FCFA) il y a quelques années en utilisant la même méthodologie. Les résultats de Trégarot et al. (2018), bien que inférieurs, restent dans le même ordre de grandeur.

<sup>9</sup>Selon l'UICN, les "solutions basées sur la nature tirent parti de la nature et de la puissance d'écosystèmes sains pour protéger les personnes, optimiser les infrastructures et préserver un avenir stable et riche en biodiversité". Voir <https://www.iucn.org/our-work/nature-based-solutions>

<sup>10</sup> <https://www.neozone.org/innovation/agde-une-digue-innovante-inspiree-de-la-mangrove-pour-lutter-contre-lerosion-et-la-montee-des-eaux/>

L'érosion en Afrique de l'Ouest affecte lourdement les communautés côtières à un rythme croissant. Dans la région stratégique de la Petite Côte (Sénégal), où les zones urbaines concentrent une importante activité économique, le recul du littoral atteint désormais plus de 3m par an à certains endroits (Enriquez de Salamanca, 2020). En plus des impacts sociaux et environnementaux, cela implique à son tour des dommages économiques importants : le projet WACA (*Programme de gestion des zones côtières de l'Afrique de l'Ouest*) de la Banque mondiale a estimé que durant la seule année 2017, l'érosion avait coûté environ 1 milliard de dollars au Bénin, à la Côte d'Ivoire, au Sénégal et au Togo, soit 1,4 % du PIB des quatre pays (Croitoru et al., 2019). Si l'on considère le seul Sénégal, les dommages économiques annuels ont été estimés à environ 537 millions de dollars (357 milliards de Fcfa) au total, soit 1 million de dollars (665 millions de Fcfa) par kilomètre. Dans ce cas, la protection, la restauration et l'extension des zones d'herbières marins sont largement pertinentes, tandis que les coûts associés à la réalisation de telles actions semblent être des investissements judicieux.

## 5. Bibliographie

- Alaniz, A.J., Pérez-Quezada, J.F., Galleguillos, M., Vásquez, A.E. and Keith, D.A. (2019). Operationalizing the IUCN Red List of Ecosystems in public policy. *Conservation Letters*, 12(5), p.e12665.
- Bonnin, M., Failler, P. and Laë, R. (2015). The resilience of ecosystems within MPAs', in West African Marine Protected Areas. IRD. Paris, France, p. 197–209.
- Bouma, T. J., M. B. De Vries, E. Low, G. Peralta, I. C. T´anczos, J. van de Koppel, and P. M. J. Herman (2005). Tradeoffs related to ecosystem engineering: a case study on stiffness of emerging macrophytes. *Ecology*, 86, pp. 2187–2199.
- CBD (2018) Pan-African Action Agenda on Ecosystem Restoration for Increased Resilience, in UN Biodiversity Conference - COP 14, p. 38.
- Chen, S.-N., L. P. Sanford, E. W. Koch, F. Shi, and E. W. North. (2007). A nearshore model to investigate the effects of seagrass bed geometry on wave attenuation and suspended sediment transport. *Estuaries and Coasts*, 30, pp. 296–310.
- Croitoru et al. (2019). *THE COST OF COASTAL ZONE DEGRADATION IN WEST AFRICA: BENIN, CÔTE D'IVOIRE, SENEGAL AND TOGO*, Waca Project, World Bank, 52 p.
- Duarte, C. M. (2013). Assessing the CO2 capture potential of seagrass restoration projects. *Journal of Applied Ecology*, 50(6), pp. 1341–1349.
- Duarte C and Chiscano C. (1999). Seagrass biomass and production: a reassessment *Aqua. Bot.* 65 159–74
- Enriquez de Salamanca, A. (2020). Evolution of coastal erosion in Palmarin (Senegal). *Journal of Coastal Conservation*, 24.
- FAO (2019) ATLANTIC FISHERIES COMMITTEE SUMMARY OF REPORT. Rome.
- Grech, A., Chartrand-Miller, K., Erftemeijer, P., Fonseca, M., McKenzie, L., Rasheed, M., Taylor, H. and Coles, R. (2012). A comparison of threats, vulnerabilities and management approaches in global seagrass bioregions. *Environmental Research Letters*, 7(2), p. 024006.
- Greenpeace, 2019. *A Waste of Fish: Food security under threat from the fishmeal and fish oil industry in West Africa*.
- Halpern, B.S., Selkoe, K.A., Micheli, F. and Kappel, C.V. (2007). Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. *Conservation biology*, 21(5), pp. 1301-1315.

Koch EW, Ackerman J, van Keulen M, et al. (2006). Fluid dynamics in seagrass ecology: from molecules to ecosystems. In: Larkum A, Orth R, and Duarte C (Eds). *Seagrasses: biology, ecology and their conservation*. Berlin, Germany: Springer-Verlag.

Koch, E.W., Barbier, E.B., Silliman, B.R., Reed, D.J., Perillo, G.M., Hacker, S.D., Granek, E.F., Primavera, J.H., Muthiga, N., Polasky, S. and Halpern, B.S. (2009). Non-linearity in ecosystem services: temporal and spatial variability in coastal protection. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), pp. 29-37.

Koulibaly, C.T., Ayoade, J.O. (2021). The Application of GIS and Remote Sensing in a Spatiotemporal Analysis of Coastline Retreat in Rufisque, *Senegal*. *Geomatics and Environmental Engineering*, 15(3). Doi: 10.7494/geom.2021.15.3.55

Mendez, F. J., and I. J. Losada. (2004). Transformation of random and non-random breaking waves over vegetation fields. *Coastal Engineering*, 51, pp. 103–118.

Ndour, A., Laïbi, R.A., Sadio, M., Degbe, C.G., Diaw, A.T., Oyédé, L.M., Anthony, E.J., Dussouillez, P. and Sambou, H. (2018). Management strategies for coastal erosion problems in West Africa: analysis, issues, and constraints drawn from the examples of Senegal and Benin. *Ocean & Coastal Management*, 156, pp.92-106.

Pottier, A., Catry, T., Trégarot, E., Maréchal, J.P., Fayad, V., David, G., Cheikh, M.S. and Failler, P. (2021). Mapping coastal marine ecosystems of the National Park of Banc d'Arguin (PNBA) in Mauritania using Sentinel-2 imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 102, p. 102419.

Réseau Atlantique pour la Prévention et la Gestion des Risques Littoraux (2012). *Panorama des solutions douces de protection des côtes*, 56 p.

Terrados, J. & Borum, J. (2004). Why are seagrasses important? Goods and services provided by seagrass meadows. *European seagrasses: an introduction to monitoring and management*, pp. 1-10.

Thompson, P. R., M. A. Merrifield, E. Leuliette, W. Sweet, D. P. Chambers, B. D. Hamlington, S. Jevrejeva, J. J. Marra, G. T. Mitchum, and R. S. Nerem. (2017). Sea level variability and change. Pages S93–S98 in J. Blunden, D. S. Arndt, and G. Hartfield, editors. *State of the Climate in 2017*. Bulletin of the American Meteorological Society, Washington, D.C., USA

Trégarot, E., Failler, P. and Maréchal, J. P. (2017). Evaluation of coastal and marine ecosystem services of Mayotte: Indirect use values of coral reefs and associated ecosystems, *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, 13(3), pp. 19–34.

Trégarot, E. et al. (2020). Valuation of coastal ecosystem services in the Large Marine Ecosystems of Africa, *Environmental Development*, 26, p. 100584

Trégarot, E. et al. (2018). *Assessment of ecosystem services of Banc d'Arguin, Mauritania: Final Report*, 368 p.

UNEP-WCMC (2016). *Impacts of climate change on biodiversity and protected areas in West Africa, Summary of the results of the PARCC project, Climate-resilient protected areas in West Africa*. Cambridge, UK. Available at: [http://parcc.protectedplanet.net/system/comfy/cms/files/files/000/000/164/original/PARCC\\_FR\\_W](http://parcc.protectedplanet.net/system/comfy/cms/files/files/000/000/164/original/PARCC_FR_W)

WAMU (West African Economic and Monetary Union) (2010). *West African Coastline Survey and Coastal Master Plan*. 137.



## SECTION 5 – EVALUATION DU SERVICE DE BIOREMEDIATION PAR LES HERBIERS MARINS AU CABO VERDE, SENEGAL ET GUINEE-BISSAU

Ocgéna Rusten Charles<sup>1</sup>, Grégoire Tournon-Gardic<sup>1</sup>, Ewan Trégarot<sup>1</sup> and Pierre Failler<sup>1</sup>

<sup>1</sup> *Centre for Blue Governance, University of Portsmouth (UK). Richmond Building, University of Portsmouth, Portsmouth PO1 3DE, United Kingdom*

### 1. Introduction

L'introduction excessive de matières organiques et d'éléments nutritifs (azote, phosphore, etc.) dans le milieu marin constitue une source importante de pollution pour les écosystèmes. Ces polluants proviennent des rejets directs ou indirects d'effluents (domestiques, industriels et agricoles) et du ruissellement des eaux contaminées des zones agricoles et non agricoles vers la mer. En particulier, les polluants affectent de manière significative les fonctions écosystémiques et la stabilité des écosystèmes côtiers (Lewis et al., 2011) et causent des dommages considérables à la flore et la faune marine (Olguin et al., 2007). Par exemple, un excès d'azote dans le milieu marin engendre des phénomènes d'eutrophisation, qui conduisent à un développement important de micro-organismes et d'algues qui détournent les autres organismes de leur accès à la lumière et aux nutriments. Plus généralement, un apport trop important en nutriments organiques signifie que l'équilibre écologique naturel est perturbé, ce qui peut mener à une réorganisation complète du milieu marin.

Les systèmes végétaux dans les eaux marines, et notamment les herbiers marins, les roseaux/joncs et les mangroves, sont capables de filtrer ces matières organiques dans l'eau, fournissant de la sorte un service de bioremédiation. Ce service de bioremédiation est défini comme un processus selon lequel les organismes vivants sont utilisés pour éliminer ou neutraliser un polluant environnemental au moyen d'un processus métabolique (Sharma, 2020). L'activité des herbiers marins permet de réduire les concentrations en polluants organiques dans l'eau (Soumya et al., 2015), en métaux lourds (Lee et al. 2019), en microplastiques (Masia et al., 2020) ou encore en bactéries pathogènes (Lamb et al., 2017). De la sorte, les herbiers marins constituent un moyen naturel de filtration des eaux côtières (Duarte, 2000).

Ils contribuent notamment au cycle biogéochimique de l'azote dans les écosystèmes marins et côtiers (Figure 44), en immobilisant ou en éliminant les matières azotées (nitrates notamment) dans un environnement pollué (Olguin et al., 2007). Ugarelli et al. (2017) ont mis en avant le fait que les taux de nitrification, de dénitrification et d'ammonification dans les zones d'herbiers étaient significativement plus élevés que dans les habitats côtiers alentours. En conséquence, les concentrations d'éléments nutritifs dans l'eau sont stabilisées, ce qui réduit l'eutrophisation côtière et favorise le développement d'autres organismes vivants (Harborne et al., 2006).

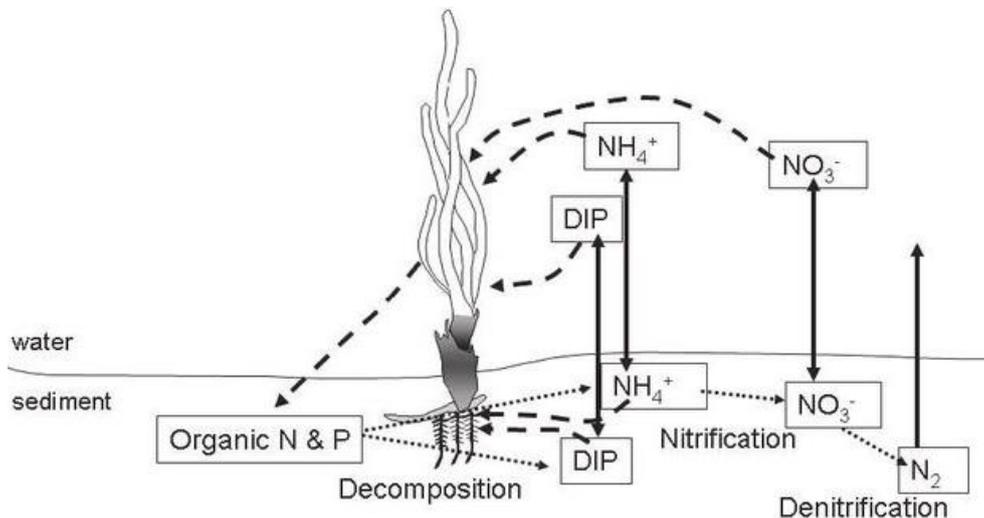


Figure 38 : Schéma conceptuel du cycle de l'azote pour les herbiers marins. Les lignes pleines représentent la diffusion entre les sédiments et la colonne d'eau. Les lignes en « traits » représentent l'absorption/libération de matière par les herbiers. Enfin, les lignes en pointillés représentent les flux dus aux processus microbiens. Source : Hester et al. (2016).

Dans la région d'étude (et notamment au Sénégal et au Cabo Verde), les zones d'herbiers sont fréquemment situées à proximité de zones urbaines desquelles s'écoulent des effluents pollués. De la sorte, grâce à sa fonction de « filtre », cet habitat naturel offre un précieux service écosystémique aux humains.

Pourtant, en dépit de leur importance, les herbiers marins souffrent d'un manque de connaissance dans la région d'étude. En conséquence, trop peu de mesures de protection ont été mises en place pour les protéger. C'est pourquoi il est essentiel de combler au maximum les lacunes en termes d'informations de base sur les herbiers, et notamment sur leurs fonctions de production de services écosystémiques. De la sorte, ces informations pourraient mettre en lumière le rôle important des herbiers dans les écosystèmes côtiers, afin qu'ils soient davantage ciblés dans les politiques publiques de conservation.

Comme évoqué précédemment (voir Section « Introduction »), le projet Resiliensea initie une étude pour quantifier en termes monétaires les services écosystémiques fournis par les herbiers marins sur la côte ouest-africaine, notamment au Sénégal, au Cap-Vert et en Guinée Bissau. Dans cette section, la fonction de production du service de remédiation est estimée, puis traduite en valeur monétaire. La première partie de cette section traite du protocole méthodologique pour estimer la fonction de production et la valeur monétaire. Les résultats sont ensuite exposés à la partie suivante. Enfin, ces résultats sont replacés dans le contexte plus vaste de la protection des milieux marins et côtiers en Afrique de l'Ouest dans la partie « Discussion ».

## 2. Méthode

Dans le cadre de cette étude, la méthode du coût de remplacement est utilisée. Celle-ci consiste à estimer le coût équivalent de ce service de bioremédiation, s'il avait été réalisé au moyen d'un système artificiel. Cette méthode a été utilisée par Trégarot et al. (2018) pour estimer le coût de traitement de l'azote lors de l'évaluation monétaire du service bioremédiation dans le parc national du banc d'Arguin (Mauritanie), puis reprise par Touron-Gardic et al. (2021) dans six aires marines protégées (AMP) d'Afrique de l'Ouest. D'après ces études, la valeur du traitement de l'eau dépend de la capacité de dénitrification de l'écosystème et du coût d'élimination d'une quantité équivalente d'azote par des artefacts technologiques (ici les stations d'épuration).

La formule suivante sert à estimer la valeur du traitement de l'eau :

$$\text{Valeur économique} = \sum_i \text{Surface}_i \times \text{Taux surfacique de dénitrification}_i \times \text{Etat écologique}_i \times \text{Coût de traitement}_i \text{équivalent}$$

Où « i » correspond à l'écosystème fournissant un service d'épuration d'eau

### 2.1. Présentation des sites

Des zones d'herbiers marins sont présentes dans les trois pays de la zone d'étude (Sénégal, Cabo Verde et Guinée-Bissau). Ces zones ont été cartographiées, et leurs surfaces estimées (voir Section 2 « Mapping of seagrass using remote sensing »). De la sorte, ces données surfaciques ont été exploitées pour estimer la fonction de bioremédiation des herbiers.

### 2.2. Taux surfacique de dénitrification

La dénitrification est le principal processus qui permet d'éliminer l'excès d'azote dans les milieux humides (Mitsch & Gosselink, 2015), et c'est aussi l'un des processus les plus importants pour l'élimination de l'azote dans les eaux côtières (Setzinger et al., 2006 in Trégarot et al., 2018)

Le taux de dénitrification mesuré varie beaucoup selon le lieu et la saison (Ugarelli et al., 2017). À la suite d'une large revue bibliographique, Trégarot et al. (2018) ont déterminé que la valeur médiane de dénitrification des herbiers marins est de 1,1 tonne/km<sup>2</sup>/an.

### 2.3. Indice de pondération

La fonction de traitement de l'eau dépend de l'état de santé des herbiers marins (Trégarot et al., 2020). En effet, une zone dense et en bonne santé écologique possédera un taux de dénitrification supérieur à une zone d'herbiers marins peu dense et en mauvaise santé. Par conséquent, il est nécessaire d'ajouter un coefficient de pondération à la valeur théorique de dénitrification, afin de prendre en compte la densité et l'état de santé des herbiers marins.

Cet indice de pondération est tiré de l'Atlas « *Meadows of Knowledge* » (GRID-Arendal, 2022), réalisé dans le cadre du projet Resiliensea dans les pays de la zone d'étude. La densité d'herbiers, décrite en pourcentage du recouvrement de la surface totale du sol, y est renseignée dans chacune des principales zones d'herbiers connues en Afrique de l'Ouest.

Dans cette section, le coefficient de pondération pour le Cabo Verde représente le pourcentage de recouvrement d'herbiers dans la zone nommée « Cabo Verde » dans l'Atlas « *Meadows of Knowledge* ». Le coefficient de pondération au Sénégal est une combinaison des taux de recouvrement dans les zones « Joal-Fadiouth », « Sangomar » et « Delta du Saloum ». Enfin le coefficient de pondération pour la Guinée-Bissau représente le pourcentage de recouvrement dans la zone « Unhocomo & Unhocomozinho ».

### 2.4. Transcription en termes monétaires

Le coût de traitement d'un kilogramme d'azote est calculé sur la base du coût de dénitrification dans les stations d'épuration classiques dans la région d'étude. Au Sénégal, le coût de traitement d'un kilogramme d'azote dans une station d'épuration est en moyenne de 548 300 Fcfa (Direction de l'exploitation et du contrôle de l'assainissement des eaux 2020). En intégrant l'inflation récente, ce coût est de 554 876 en 2022<sup>11</sup>. Le seul autre pays de la région où une estimation du coût de

<sup>11</sup> L'indice de consommation a été considéré. L'augmentation de cet indice est de 1% pour le Sénégal par rapport à 2020 ([https://www.ansd.sn/index.php?option=com\\_ansd&view=titrepublication&id=16](https://www.ansd.sn/index.php?option=com_ansd&view=titrepublication&id=16)), tandis qu'il est de

dénitrification est disponible est la Mauritanie (Trégarot et al., 2018). Le traitement d'un kilogramme d'azote y coûtait 63 300 Ouguyias en 2018, soit 1 208 509 Fcfa en 2022, en prenant compte de l'inflation<sup>11</sup>. Les coûts de traitement en Guinée-Bissau et au Cabo Verde ont été extrapolés au prorata du PIB par habitant<sup>12</sup>, sur la base des données pour le Sénégal et la Mauritanie. Le coût de traitement d'un kg d'azote est ainsi de 1 803 069 Fcfa au Cabo Verde et de 425 415 Fcfa en Guinée-Bissau.

### 3. Résultats

#### 3.1. Surface des herbiers marins

Comme énoncé à la Section 2 (« Mapping of seagrass using remote sensing »), la surface en herbiers est de 67,344 km<sup>2</sup> au Sénégal, de 0,141 km<sup>2</sup> au Cabo Verde et de 1,556 km<sup>2</sup> en Guinée-Bissau.

#### 3.2. Indice de pondération

Le coefficient de pondération est de 0,6 au Cabo Verde, puisque le taux de recouvrement dans la zone « Cabo Verde » de l'Atlas « *Meadows of Knowledge* » est de 60% (GRID-Arendal, 2022). En Guinée-Bissau, ce coefficient est de 0,25, en raison de la faible couverture (25%) d'herbiers dans la zone « Unhocomo & Unhocomozinho ». Enfin au Sénégal, ce coefficient est de 0,556, car il est la pondération de trois zones d'herbiers : « Joal-Fadiouth » (45% de recouvrement pour une surface de 25,5 km<sup>2</sup>), « Sangomar » (40% de recouvrement pour une surface de 25 km<sup>2</sup>) et « Delta du Saloum » (95% de recouvrement pour une surface de 16,8 km<sup>2</sup>).

#### 3.3. Quantité d'azote éliminée

Au Cabo Verde, les herbiers permettent de traiter 0,09 tonne d'azote par an. Les herbiers marins du Sénégal, bien plus nombreux, traitent 41,19 tonnes d'azote dans l'eau. Enfin les herbiers épars de Guinée-Bissau permettent d'éliminer 0,43 tonne d'azote chaque année.

#### 3.4. Valeur Monétaire

La valeur économique du service de bioremédiation fourni par les herbiers marins est de 167 575 Fcfa/an au Cabo verde, de 22,87 millions de Fcfa/an au Sénégal et de 182 136 Fcfa/an en Guinée-Bissau.

Les herbiers présents au Sénégal représentent 98,5% de la valeur économique totale du service de bioremédiation. Les herbiers du Cabo Verde représentent un peu plus de 0,7% et ceux de Guinée-Bissau 0,8%.

### 4. Discussion

Les sources de pollution sont nombreuses dans la région ouest-africaine, et elles impactent directement les parterres d'herbiers dans de nombreuses zones. Au Cabo verde, la principale zone d'herbiers est située le long de la plage de Gamboa. Or cette plage est située au cœur même de la capitale, avec les pressions que cela induit. Au Sénégal, les grandes zones d'herbiers de la petite côte sont aussi situées à proximité directe d'agglomérations (Joal notamment, mais aussi Palmarin et Djiffer). Bien que la ville de Joal possède une station d'épuration (Direction de l'exploitation et du contrôle de l'assainissement des eaux 2020), celle-ci ne parvient pas à enrayer complètement le rejet d'effluents pollués. En outre, des usines de transformation de poisson sont actives dans la localité, ce qui entraîne le rejet de grandes quantités d'eaux usées ayant une forte demande biologique en oxygène (Trégarot et al., 2018). Les grandes étendues d'herbiers présents dans le delta du Saloum

---

plus de 7% pour la Mauritanie par rapport à 2018 (<https://fr.tradingeconomics.com/mauritania/consumer-price-index-cpi>)

<sup>12</sup> Données de la banque mondiale. Voir <https://data.worldbank.org/indicator/NY.GDP.PCAP.CD>

bénéficient de conditions plus clémentes vis-à-vis des pollutions d'origine humaine, de même que les zones d'herbiers composées d'halodules dans les îles Bijagos (Guinée-Bissau).

En outre, le rejet de polluants concentrés en métaux lourds, en produits pharmacologiques ou en colorants industriels sont autant d'éléments perturbateurs qui s'ajoutent aux nitrates. À ce titre, les herbiers représentent une solution de traitement efficace, bon marché et facile à mettre en place (Deniz, 2019). Or le développement rapide de la région (et notamment de l'agglomération de Dakar) pose de sérieux problèmes en termes de qualité des eaux. Les autorités peinent à mettre en place des contrôles stricts, tandis que les normes d'antipollution ne sont que peu respectées (Faye, 2017). A titre d'exemple, l'AFD (l'agence française de développement) finance un projet d'épuration de la baie de Hann (région de Dakar) à hauteur de 83 millions d'EUR pour enrayer la dégradation rapide de cette baie, qui fut autrefois considérée comme l'« une des plus belles du monde » (AFD, 2020).

Malgré les fortes pressions pesant sur les écosystèmes côtiers, les herbiers ont un rythme de filtration des eaux intéressant, puisqu'ils permettent de traiter annuellement plus de 41 tonnes de nitrates, dont plus de 40 pour le Sénégal. Par comparaison, la station d'épuration de Joal traite annuellement 1,784 milliard de litres d'eau, ce qui équivaldrait à des ordres de grandeurs plus ou moins similaires<sup>13</sup>. De la sorte, les herbiers au Sénégal traiteraient des quantités de nitrates à un rythme qui n'a rien à envier aux stations d'épuration de taille importante.

Il faut néanmoins remarquer que le taux de dénitrification dans ce travail employé – celui défini par Trégarot et al. (2018) – reste arbitraire. En réalité, le taux de dénitrification des herbiers marins varie grandement en fonction des espèces, des conditions environnementales (substrat, faune benthique, luminosité/clarté de l'eau), de la température, ou encore de la saison (Ugarelli et al., 2017). Dès lors, le fait d'extrapoler des résultats localisés à des échelles géographiques plus vastes introduit *de facto* un biais dans les résultats (Eyre et al., 2016).

En sus de la variabilité inhérente aux caractéristiques biologiques des herbiers et aux paramètres environnementaux, il subsiste aussi une variabilité dans les résultats induite par les multiples protocoles qui ont été développés pour estimer le taux de dénitrification (Trégarot et al., 2018). En fonction de ces protocoles, le taux de dénitrification peut varier d'un facteur 1 à 17.

En conséquence, la valeur économique du service de traitement pourrait en réalité être bien supérieure aux résultats exposés ici (23 millions de Fcfa/an, quasi exclusivement concentré au Sénégal). De la sorte, la valeur par hectare de ce service (3333 Fcfa/hectare) est bien en deçà de ce que certaines études avaient estimées : cette valeur est moins grande que celle de Trégarot et al. (2018) en Mauritanie (19 USD par hectare, soit plus de 12 000 Fcfa), que Piehler et Smyth (2011) in Trégarot et al. 2018 (1 200 USD/ha/an – plus de 800 000 Fcfa) ou surtout que les 19 002 USD/ha/an avancée par Costanza et al. (1997) (soit plus de 12 millions de Fcfa !). Si la valeur économique déterminée par Costanza et al. (1997) avait été utilisée dans ce travail, la valeur économique totale du service de bioremédiation par les herbiers du Sénégal, du Cabo Verde et de la Guinée-Bissau aurait été de plus de 80 milliards de Fcfa.

Enfin, le modèle employé dans ce travail est volontairement simple, dans un souci de lisibilité, tandis que le cycle de l'azote dans les écosystèmes côtiers est en réalité bien plus complexe. Par exemple, certains processus comme l'enfouissement de l'azote dans le sédiment, la libération de protoxyde

<sup>13</sup> En considérant un abaissement de la moitié des quantités de nitrates (passant de 100mg/l à une valeur autorisée de 50 mg/l), la station d'épuration de Joal traiterait environ 80 tonnes de nitrates par an. Dans le même temps, l'unité de traitement de la localité de Saly est dimensionnée façon moindre (Direction de l'exploitation et du contrôle de l'assainissement des eaux 2020).

d'azote dans l'atmosphère suite au processus de nitrification/dénitrification, le broutage des plantes par les herbivores et l'exportation de la litière en décomposition (sur les plages par exemple) devraient aussi être intégrés (Trégarot et al., 2018).

Toutes les nuances apportées aux résultats de cette étude démontrent qu'il existe encore un manque criant d'informations de bases sur les services écosystémiques fournis par les herbiers en Afrique de l'Ouest, et notamment sur leur capacité de traitement de l'eau. Dans la région, la population – essentiellement concentrée le long des côtes – croît à un rythme très élevé (croissance moyenne annuelle de presque 3%, soit un doublement de la population en moins de 30 ans) (Tabutin & Schoumaker, 2020). Cette croissance, couplée à une industrialisation et à un développement économique importants, risquent d'amener toujours plus de pressions sur les eaux côtières. D'où l'importance de poursuivre la recherche, en multipliant les études *in-situ* et en perfectionnant les méthodes d'extrapolations spatiales. De cette façon, la contribution des herbiers dans le maintien des bonnes conditions écologiques des eaux côtières pourra être mieux connue, et les mesures de gestion et de planification qui en découleront seront optimisées.

## 5. Bibliographie

AFD (2020) *Dépolluer la baie de Hann*, 2p. Disponible à : <https://www.afd.fr/fr/depolluer-baie-hann-senegal>

Costanza, R. et al. (1997) "The value of the world's ecosystem services and natural capital." *Nature*, 387, 253.

Deniz, F. (2019) "Bioremediation potential of waste biomaterials originating from coastal *Zostera marina* L. meadows for polluted aqueous media with industrial effluents", *Progress in Biophysics and Molecular Biology*, 145, pp. 78-84.

Direction de l'Exploitation et du Contrôle de l'Assainissement des Eaux (2020) Rapport mensuel de Mai 2020 de la division de Mbour, 5p.

Duarte, C. (2000). "Marine biodiversity and ecosystem services : an elusive link, Journal of Experimental", *Marine Biology and Ecology*, 250, 117-131.

Eyre, B. D. et al. (2016) "The contribution of denitrification and burial to the nitrogen budgets of three geomorphically distinct Australian estuaries: Importance of seagrass habitats", *Limnology and Oceanography*, 61, pp. 1144-1156.

Faye, C. (2017) "LES DEFIS DE LA POLLUTION DE L'EAU, UNE MENACE POUR LA SANTE PUBLIQUE : ATOUTS ET DEFAUTS DES LOIS ET POLITIQUES DE L'EAU AU SENEGAL", *Larhyss Journal*, 32, pp. 107-126.

GRID-Arendal (2022) *Meadows of Knowledge: Putting West Africa on the global seagrass map. ResilienSEA*, (GRID-Arendal/ RAMPAO/WIACO) : Arendal, Norway. 80p.

Harborne, A.R. et al. (2006) "The Functional Value of Caribbean Coral Reef, Seagrass and Mangrove Habitats to Ecosystem Processes". *Advances in Marine Biology*, 50, 57-189.

Hester, C. M. et al. (2016) "Comparing Productivity and Biogeochemistry of Native and Transplanted *Thalassia testudinum* and *Halodule beaudettei* in Big Lagoon, Florida, USA", *Gulf of Mexico Science*, 33(1), pp. 14-25.

Lamb, J. B. et al. (2017) "Seagrass ecosystems reduce exposure to bacterial pathogens of humans, fishes, and invertebrates", *Science*, 355(6326), pp. 731-733.

- Lee, G. et al. (2019) "Heavy metal accumulation and phytoremediation potential by transplants of the seagrass *Zostera marina* in the polluted bay systems", *Marine Pollution Bulletin*, 149, 110509.
- Lewis, M. et al. 2011. Fate and effects of anthropogenic chemicals in mangrove ecosystems: A review. *Environ. Pollut.* 159, 2328–2346.
- Masiá, P. et al. (2020) "Bioremediation as a promising strategy for microplastics removal in wastewater treatment plants", *Marine Pollution Bulletin*, 156, 111252.
- Mitsch, W. & Gosselink, J. (2015). *Wetlands*, 5th ed. Hoboken, New Jersey. USA, John Wiley and Sons.
- Olguin, E.J. et al. 2007. Hydrocarbon mangroves pollution and bioremediation, phytoremediation and restoration strategies. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 23, 139–154.
- Sharma, I. (2020). Bioremediation Techniques for Polluted Environment: Concept, Advantages, Limitations, and Prospects. In M. A. Murillo-Tovar, H. Saldarriaga-Noreña, & A. Saeid (Eds.), *Trace Metals in the Environment - New Approaches and Recent Advances*.
- Soumya, G. N. (2015) "Removal of phosphate and nitrate from aqueous solution using seagrass *Cymodocea rotundata* beads", *African Journal of Biotechnology*, 14(16), pp. 1393-1400.
- Tabutin, D. & Schoumaker, B. (2020) "La démographie de l'Afrique subsaharienne au XXI<sup>e</sup> siècle : Bilan des changements de 2000 à 2020, perspectives et défis d'ici 2050", *Population*, 75, pp. 169-295.
- Trégarot, E et al. (2020) 'Valuation of coastal ecosystem services in the Large Marine Ecosystems of Africa', *Environmental Development*, 36, 100584.
- Trégarot, E. et al. (2018) Évaluation des services écosystémiques du Banc d'Arguin, Mauritanie : Rapport Final, 368p.
- Ugarelli, K. et al. (2017) "The Seagrass Holobiont and Its Microbiome", *Microorganisms*, 5(81).



## SECTION 6 – LA VALEUR DES SERVICES « CULTURELS » FOURNIS PAR LES HERBIERS MARINS AU SENEGAL, EN GUINEE-BISSAU ET AU CABO VERDE

Grégoire Tournon-Gardic<sup>1</sup>, Ocgéna Rusten Charles<sup>1</sup> & El Hadj Bara Dème<sup>1</sup>

<sup>1</sup> *Centre for Blue Governance, University of Portsmouth (UK). Richmond Building, University of Portsmouth, Portsmouth PO1 3DE, United Kingdom*

### 1. Introduction

Les herbiers marins constituent un élément vital des écosystèmes côtiers (PNUE & GRID-Arendal, 2020). Ils fournissent des services écosystémiques précieux : séquestration de carbone, production de biomasse halieutique, traitement de l'eau, etc. (Nordlund et al., 2017 ; Wallner-Hahn et al., 2022). De plus, ils permettent d'accroître la résilience des populations côtières face changements climatiques, dont ils en atténuent aussi les effets (De Los Santos et al., 2022).

Des parterres d'herbiers marins sont présents dans les trois pays de la zone de cette étude (Sénégal, Cabo Verde, Guinée-Bissau). Cependant, ils sont sujets à de nombreuses pressions qui entravent leur fonctionnement : rejets d'effluents organiques, urbanisation côtière, arrachage mécanique à cause de pratiques de pêche destructives, etc... (Vegh et al., 2022). Or le fonctionnement de ces herbiers est mal connu dans la région (De Los Santos et al., 2022). Par ailleurs, la présence de cet habitat naturel était ignorée jusqu'à très récemment dans la région : ce n'est qu'en 2009 que Cunha & Araújo publient pour la première fois des travaux sur les herbiers dans la région d'étude (Cunha & Araújo, 2009), puis il faudra attendre cinq ans de plus pour que le premier projet de recherche sur les herbiers soit mis en place au Sénégal (Mériaux & Sémelin, 2014). Ces premières activités n'ont entraîné de prise de conscience au niveau institutionnel qu'en 2018 avec le lancement du projet Resiliensea. Encore aujourd'hui, la connaissance des herbiers marins reste l'apanage de quelques décideurs, scientifiques et usagers locaux (pêcheurs), bien qu'une prise de conscience globalisée commence à émerger.

Les raisons de cette méconnaissance sont multiples : tout d'abord, la plupart des herbiers marins au Sénégal, en Guinée-Bissau et au Cabo verde sont situés dans des zones immergées. Ils sont donc peu visibles et souvent situés dans des zones difficiles d'accès. Les quelques parterres d'herbiers marins situés dans des zones intertidales (donc émergés et visibles lors des marées basses) sont en outre essentiellement constitués de l'espèce *Halodula wrightii*, dont les tiges et feuilles, petites et fines, sont éparpillées de façon très peu denses. Enfin, le grand public confond souvent les herbiers marins avec les macro-algues. En réalité, la plupart des gens ne font pas la distinction entre les herbiers et les algues. Or les algues ne sont pas non plus un sujet d'intérêt pour le grand public et les décideurs en Afrique de l'Ouest.

Si les services écosystémiques d'approvisionnement (correspondant à tout ce qui peut être exploité de façon matérielle au sein de cet habitat) et les services de régulation & support (permettant d'agir sur des variables environnementales telles que la qualité de l'eau ou la concentration en gaz à effet de serre) font l'objet de nombreuses estimations quantitatives, les services dits « culturels » sont en revanche plus difficiles à cerner, tant par les spécialistes (Van Keymeulen, 2022) que par les communautés locales (Dieng et al., 2016). En effet, les définitions diffèrent entre organes internationaux de référence (TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity, MEA – Millenium Ecosystem Assessment, FAO – Food and Agriculture organization, CICES - The Common International Classification of Ecosystem Services, IPBES – The Intergovernmental Panel on Biodiversity and

Ecosystem Services...), tandis que les déclinaisons de ces services culturels en sous-groupes « tangibles » ne font pas consensus (Van Keymeulen, 2022).

Dans ce chapitre, nous garderons la définition du MEA, à savoir que les services écosystémiques culturels sont « *les avantages non matériels que les gens tirent des écosystèmes à travers l'enrichissement spirituel, le développement cognitif, la réflexion, les loisirs et les expériences esthétiques* » (MEA, 2005 in Van Keymeulen, 2022).

D'une part, les services culturels sont difficilement appréhendables. D'autre part, les herbiers marins sont très peu connus en Afrique de l'Ouest. Dès lors, la convergence de ces deux aspects – à savoir la valeur des services culturels des herbiers marins en Afrique de l'Ouest – semble difficile à conceptualiser. Une condition rédhitoire permet toutefois de simplifier cette réflexion : une entité doit être connue et appréhendée par ses usagers, afin qu'elle puisse posséder une valeur culturelle. Par conséquent, un habitat naturel qui n'est pas connu (ici les herbiers marins) ne peut pas avoir de valeur culturelle, étant donné qu'il n'est pas valorisé *in fine*.

L'objet de ce chapitre est donc de poser les premières bases pour l'évaluation des services culturels fournis par les herbiers marins en Afrique de l'Ouest. Bien qu'essentiellement symbolique, une valeur monétaire sera attribuée à ce type de service ici. Surtout, ce chapitre souhaite attirer l'attention sur les aspects « culturels » des herbiers marins, encore occultés dans les travaux de recherche dans la région, afin de accélérer le processus de réflexion et de catalyser les recherches ultérieures. Cette démarche s'inscrit de façon pertinente dans le projet Resiliensea, car le but de ce projet est autant d'accroître les connaissances sur les herbiers marins dans la région que de questionner les interactions entre ce milieu et les humains. Entre autres, le projet Resiliensea a pour but de déterminer comment les populations côtières appréhendent cet habitat dans leurs pratiques culturelles et dans leur imaginaire.

## 2. La place des herbiers dans la culture au Sénégal, au Cabo Verde et en Guinée-Bissau

Les premiers habitants du littoral ouest-africain à avoir saisi l'importance des herbiers marins ont été les pêcheurs. Par ailleurs, les pêcheurs ont été interrogés dès le début du projet Resiliensea, car ils possèdent une bonne connaissance des milieux dans lesquels ils pratiquent leur métier. Les pêcheurs savent où se trouvent de nombreux parterres d'herbiers, et ils ont conscience de leur rôle de générateur de biomasse halieutique. Pourtant, ils ne sont pas sensibilisés outre mesure à la grande valeur de ces herbiers, et ils n'y vouent généralement pas d'attentions particulières.

Les pêcheurs sont un maillon essentiel pour la poursuite des recherches sur les herbiers marins dans la zone d'étude. Leurs témoignages, intégrés dans un exemple parfait de « science citoyenne », ont permis d'identifier des zones d'herbiers et permettront assurément d'en découvrir de nouvelles<sup>14</sup>. Cette « science citoyenne » devra se poursuivre à l'avenir, en sollicitant les pêcheurs. A ce titre, il est recommandé d'utiliser des supports didactiques tels que des images ou des échantillons d'herbiers, afin de faciliter les entretiens.

Par ailleurs, certains exemples de bonnes pratiques vis-à-vis de la protection des herbiers sont éloquentes. Les pêcheurs de l'AMP de Joal-Fadiouth, par exemple, possèdent un excellent fil narratif au sujet de la conservation des tortues : jusqu'au milieu des années 2010, les pêcheurs de la région chassaient les tortues marines. À la suite de visites de sensibilisation par la fondation Mava auprès des

<sup>14</sup> A ce titre, des zones d'herbiers sont pressenties au niveau de la côte Nord du Sénégal, suite aux témoignages de pêcheurs originaires de cette région (*Communications personnelles*).

pêcheurs, ces derniers ont compris que les tortues trouvaient à Joal des herbiers marins indispensables à leur régime alimentaire. Par ailleurs, les pêcheurs ont compris que ces herbiers marins étaient une cause principale de l'abondance en poisson le long de la côte de Joal. Ils ont réalisé que, à l'image des tortues, ils possédaient une relation de dépendance vis-à-vis des herbiers marins. Dès lors, les pêcheurs se sont organisés – notamment au sein de l'association AGIRE (voir Figure 45 ci-dessous) – pour protéger les tortues et les herbiers. Ces derniers organisent aussi des activités touristiques en lien avec les tortues, ce qui permet de générer un revenu qui compense largement l'arrêt de la pêche sur cet animal. D'après Abdou Karim Sall, le président de l'association AGIRE mais aussi pêcheur professionnel et président du comité de gestion de l'AMP de Joal-Fadiouth, « de mangeurs de tortues, les pêcheurs de Joal-Fadiouth sont devenus leurs plus grands protecteurs ! »<sup>15</sup>. Des activités touristiques en lien avec les tortues marines sont aussi effectuées dans l'AMP de Sangomar (Sénégal) (*Communication personnelle*). Ces deux AMP seraient les seuls endroits où de telles activités se pratiqueraient le long de la petite côte du Sénégal. De cette façon, de telles activités restent encore embryonnaires.



Figure 39 : La fresque à l'entrée des locaux de l'association AGIRE, active dans la protection de l'environnement côtier à Joal-Fadiouth (Sénégal). A noter la présence des herbiers marins dans ce tableau. Photo : Abdou Karim Sall

En outre, les pêcheurs de Joal-Fadiouth avaient déjà appréhendé le rôle des herbiers dans l'abondance de poissons, lorsqu'ils remplissaient leurs casiers et nasses avec les brins d'herbes échoués. Ils espéraient recréer de cette façon les conditions d'abondance en poissons qu'ils avaient décelées dans les herbiers (*communication personnelle*).

Plus généralement, les herbiers marins participent à la bonne santé des écosystèmes dans lesquels vivent les poissons et coquillages qui sont pêchés par les pêcheurs sénégalais. De la sorte, les herbiers sont un support essentiel à des pratiques et à un mode de vie ancestral, vecteur d'identité et d'attachement culturel fort.

Le lien entre les activités écotouristiques liées aux tortues marines et la présence d'herbiers marins est fort plausible, puisque les sites où se déroulent ces activités abritent aussi de larges étendues

<sup>15</sup> <https://www.20min.ch/fr/story/ils-sauvent-les-tortues-au-lieu-de-les-manger-582057709328>

d'herbiers. Plus généralement, les zones de nourriture des tortues vertes femelles en Afrique de l'Ouest telle que présentée par Patricio et al. (2022) semble correspondre avec la distribution des étendues d'herbiers dans la région : Banc d'Arguin (Mauritanie), petite côte du Sénégal, delta du Saloum (Sénégal), îles Bijol (La Gambie). Les seules zones de nourritures de ces tortues qui ne correspondent pas avec de grandes étendues d'herbiers sont les îles Bijagos (néanmoins, les îles Bijagos se trouvent être le lieu de ponte de ces tortues, ce qui expliquerait en partie leur propension à s'y nourrir).

En revanche, il n'est pas possible d'établir un lien ferme entre les autres activités écotouristiques telles que l'observation d'oiseaux (« bird-watching ») et les herbiers marins. En effet, si l'observation d'oiseaux est en partie pratiquée dans des zones où se trouvent des herbiers (delta du Saloum notamment), la contribution de cet habitat s'y dilue avec la contribution de l'ensemble des autres habitats naturels constituant l'environnement préservé du delta du Saloum (au passage, le bon état écologique général du delta du Saloum est en partie dû aux diverses aires protégées situées en son sein, et notamment le Parc National du delta du Saloum).

Au Cap-Vert, les herbiers marins, bien que peu répandus selon les estimations (perfectibles) les plus récentes, sont d'ores et déjà intégrés aux politiques publiques nationales, comme en témoigne leur mention dans le document national relatif à l'Accord de Paris sur le climat<sup>16</sup>. Les responsables gouvernementaux considèrent désormais les herbiers de la zone de Praia Gamboa comme un vecteur de promotion du tourisme. Ces herbiers contribueraient ainsi à l'émergence d'un sentiment d'appartenance local (GRID-Arendal, 2022).

Néanmoins, en dehors de ces quelques exemples – parfois diffus – de l'importance des herbiers dans les aspects socio-culturels, le niveau collectif de conscience vis-à-vis de cet habitat est relativement faible dans les trois pays étudiés. Ce niveau de conscience est bien loin, en tout cas, de celui qui est présent en Mauritanie, par exemple, où les herbiers sont intégrés à la culture locale des Imraguens (les habitants du Parc national du Banc d'Arguin) depuis fort longtemps.

### 3. Evaluation du service culturel

Les herbiers marins sont donc une ressource culturelle précieuse pour les populations côtières et sont intrinsèquement liés aux habitudes socio-économiques. En fournissant des habitats essentiels pour les poissons et crustacés en Afrique de l'Ouest, par exemple, les herbiers soutiennent indirectement de nombreuses personnes dans leurs moyens de subsistance, ce qui induit *de facto* des influences sur le plan culturel dans la région. Cependant, les services reliés aux pratiques traditionnelles comme la pêche (services de production de biomasse et de traitement de l'eau, par exemple) ont déjà été évalués dans ce rapport. Par conséquent et afin d'éviter un double-comptage, ils ne seront pas pris en compte ici dans le calcul de la valeur économique des aspects culturels.

En outre, les aspects esthétiques et patrimoniaux liés aux herbiers marins sont peu présents dans les consciences des habitants du Sénégal, du Cabo Verde et de la Guinée-Bissau. Par conséquent, le seul service culturel qui soit quantifiable d'un point de vue économique à l'heure actuelle est le tourisme. Bien qu'il n'existe pas de tourisme dédié aux herbiers, il existe des activités touristiques dédiées à la faune marine (et particulièrement les tortues marines), elle-même inféodée aux herbiers marins. De la sorte, le seul lien prégnant entre les herbiers marins et les activités économiques « culturelles » est le tourisme lié aux tortues marines. Dans ce travail, la valeur économique des services « culturels »

<sup>16</sup> Voir : <https://unfccc.int/documents/497420>

fournis par les herbiers consiste donc en la somme des chiffres d'affaires des activités touristiques liées aux tortues marines.

### 3.1. Sénégal

Au Sénégal, des activités touristiques dédiées aux tortues marines sont pratiquées dans les AMP de Joal-Fadiouth et de Sangomar. Des étendues importantes d'herbiers marins sont aussi présentes dans ces AMP.

L'AMP de Joal abrite plusieurs nids de tortue et le comité de gestion en assure la surveillance afin de les préserver du braconnage et en faire une activité touristique. Le chiffre d'affaires des activités touristiques liées aux tortues marines à Joal-Fadiouth a été estimé récemment par Touron-Gardic et al. (2021) : la visite se fait moyennant la somme de 45 000 Fcfa. Moins de 50 personnes effectuent la visite chaque année, ce qui revient à un chiffre d'affaires annuel de 2,250 millions de Fcfa (3435 euros).

L'étude réalisée par Touron-Gardic et al. (2021) recensait aussi les activités touristiques réalisées dans l'AMP de Sangomar. En particulier, des balades piroguières y sont organisées. Ces balades consistent à faire le tour de l'AMP et observer la diversité écologique de la zone (avifaune, faune marine, mangrove, embouchure du delta du fleuve Saloum, bolongs et îles). Selon la saison, la balade par pirogue varie sur une fourchette comprise entre 20'000 et 60'000 Fcfa par personne, avec plus de 700 balades répertoriées par année. Le calcul s'est fait sur la moyenne de 35 000 Fcfa par balade. De la sorte, le chiffre d'affaires généré par les balades piroguières s'élève à 24,5 millions de Fcfa par an. Or l'attractivité de cette activité est induite pour partie à la présence des tortues, elles-mêmes concentrées dans la zone en raison de l'abondance en herbiers. Il a été retenu ici que, de façon indirecte, les herbiers contribuaient à un quart du chiffre d'affaires généré par ces visites piroguières, soit 6,125 millions de Fcfa (9350 euros).

Le cumul de ces deux activités touristiques représente une valeur de 8,375 millions de Fcfa par an (12 786 euros).

### 3.2. Cabo verde

Bien qu'il y ait un potentiel indiscutable pour générer un chiffre d'affaires touristique en lien avec les herbiers marins, celui-ci n'est pas exploité pour le moment. Les tortues marines ne sont pas présentes dans le site de Praia Gamboa. Ce site est par ailleurs situé dans un environnement extrêmement urbain (la crique est située dans la capitale du pays). Il n'y a pas non plus de tortues dans la lagune de Pedra Badejo, qui est difficile d'accès pour la faune marine.

Par conséquent, il n'a pas été possible d'identifier une valeur économique aux activités de tourisme reposant sur les herbiers marins au Cabo Verde.

### 3.3. Guinée-Bissau

Il existe un tourisme dédié aux espèces marines en Guinée-Bissau, et notamment aux tortues marines. Les tortues marines sont d'ailleurs présentes en abondance dans les îles Bijagos. Néanmoins, les herbiers marins présents en Guinée-Bissau (*Halodula wrightii*) sont si peu denses et si épars qu'il n'est pas possible de déterminer le rôle dans la présence de tortues marines dans le pays. D'autant plus que la forte concentration en tortues vertes dans l'archipel semble plutôt due au fait que les îles de Joao Vieira, Meio et surtout Poilao sont des sites de ponte de première importance.

Par conséquent, il n'a pas non plus été possible d'identifier une valeur économique aux activités de tourisme reposant sur les herbiers marins en Guinée-Bissau.

#### 4. Une valeur qui n'est que faiblement restituée

L'approche employée dans ce chapitre ne restitue certainement pas la totalité de la valeur socio-culturelle des herbiers dans la région. En effet, les aspects de « santé mentale et physique », de « conscience et inspiration esthétique pour la culture, l'art et le design » ou encore d'« expérience spirituelle et sentiment d'appartenance » tels que définis par Van Keymeulen (2022) ne sont pas restitués dans ce chapitre. Cependant, étant donné que les herbiers sont très peu connus dans la région, ces derniers n'ont pour le moment pas de grande valeur socio-culturelle. Enfin, si la contribution des herbiers pour la pérennité des pratiques traditionnelles avait été prise en compte, le risque de double-comptage avec les autres services écosystémiques (d'approvisionnement, de régulation et de support) auraient été trop grands.

Il faut enfin rappeler que la prise de conscience de la valeur des herbiers est relativement récente dans la région. Les herbiers marins devraient probablement gagner en notoriété au fil des années, s'accompagnant d'une croissance de leur valeur culturelle.

#### 5. Bibliographie

Cunha, A.H. & Araújo, A. (2009). New distribution limits of seagrass beds in West Africa. *Journal of Biogeography*, 36(8), 1621-1622

de los Santos C.B., Queiroga H., Sidi Cheikh M.A., Araújo, A., Serrão, E.A. (éditeurs) (2022). *Manuel de formation pour le suivi et la gestion des herbiers marins dans les pays membres du RAMP AO*. Centre des Sciences Marines de l'Algarve, Faro.

Dieng, S. D., Diop, M., Goudiaby, A., Niang-Diop, F., Faye, L. C., Guiro, I., Sambou, S., Lykke, A. M. & Sambou, B. (2016). Caractérisation des services écosystémiques fournis par *Cordyla pinnata* dans la périphérie de la Forêt classée de Patako au Sénégal. *Vertigo*, 16(2)

GRID-Arendal (2022). *Meadows of Knowledge: Putting West Africa on the global seagrass map*. ResilienSEA (GRID-Arendal/ RAMP AO/WIACO): Arendal, Norway. 80 pp

Mériaux, S., & Sémelin, J. (2014). *Accompagnement de la FIBA dans la gestion de ressources marines d'AMP de Joal-Fadiouth*. FIBA, 26pp.

Nordlund L. M., Koch E. W., Barbier E. B., Creed J. C. (2017). Correction: Seagrass Ecosystem Services and Their Variability across Genera and Geographical Regions. *PLOS ONE*, 12(1): e0169942. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0169942>

Patricio A. R., Beal M., Barbosa C., Diouck D., Godley B. J., Madeira F. M., Regalla A., Traoré M.-S., Senhoury C., Sidina E. and Catry P. (2022). Green Turtles Highlight Connectivity Across a Regional Marine Protected Area Network in West Africa. *Frontiers in Marine Science*, 9:812144. Doi: <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.812144>

Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) & GRID-Arendal, (2020). *Herbiers marins : un poumon vert inestimable pour la planète et l'humanité*. PNUE, Nairobi, 102 p.

Touron-Gardic, G. et al. (2021). *Etude sur la valeur écosystémique de 6 AMP du RAMP AO présentant des sites critiques pour les petits pélagiques*. Projet PPAMP, RAMP AO, 134 p.

Van Keymeulen, V. (2022). *Les services écosystémiques socio-culturels rendus par les forêts : quel lien à la gestion et aux caractéristiques des peuplements ? Un état de la littérature*. Projet INTERREG ASKAFOR, 77 p.

Vegh, T., Potouroglou, M., Sidi Cheikh, M. A., Diagana, M., Vinaccia, M., Bryan, T., Karim, A., Abdou, S., Kane, S., Guisse, A., Regalla, A., Sarr, A., Doumbouya, A., Kide, A., Pinto, A., Ndiaye, B., Almeida, C., Seck, D., Ly, D., ... Melo, T. (2022). *Evaluation générale des services écosystémiques des herbiers marins en Afrique de l'Ouest – Perception des acteurs*, 39 p.

Wallner-Hahn, S., Dahlgren, M., de la Torre-Castro, M. (2022). Linking seagrass ecosystem services to food security: The example of southwestern Madagascar's small-scale fisheries, *Ecosystem Services*, Vol 53, 101381.



## SECTION 7 – SYNTHÈSE DES RESULTATS : EVALUATION DE LA VALEUR ECONOMIQUE TOTALE DES SERVICES ECOSYSTEMIQUES FOURNIS PAR LES HERBIERS MARINS

Grégoire Tournon-Gardic<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Centre for Blue Governance, University of Portsmouth (UK). Richmond Building, University of Portsmouth, Portsmouth PO1 3DE

L'ensemble des services écosystémiques investigués totalisent une valeur de 7,82 milliards de Fcfa (11,93 millions d'euros) par an (voir Figure 46 ci-dessous). En termes de valeur par unité de surface, cela représente plus de 113 millions de Fcfa (172 000 euros) par km<sup>2</sup> et par an. Cette valeur représente une manne financière importante dans les pays étudiés, d'autant plus qu'elle ne représente que la « partie visible de l'iceberg », c'est-à-dire les aspects quantifiables des services fournis par les herbiers marins. La bonne condition écologique des habitats naturels marins et côtiers représente aussi et surtout une condition *sine qua non* pour le développement de toute activité économique.

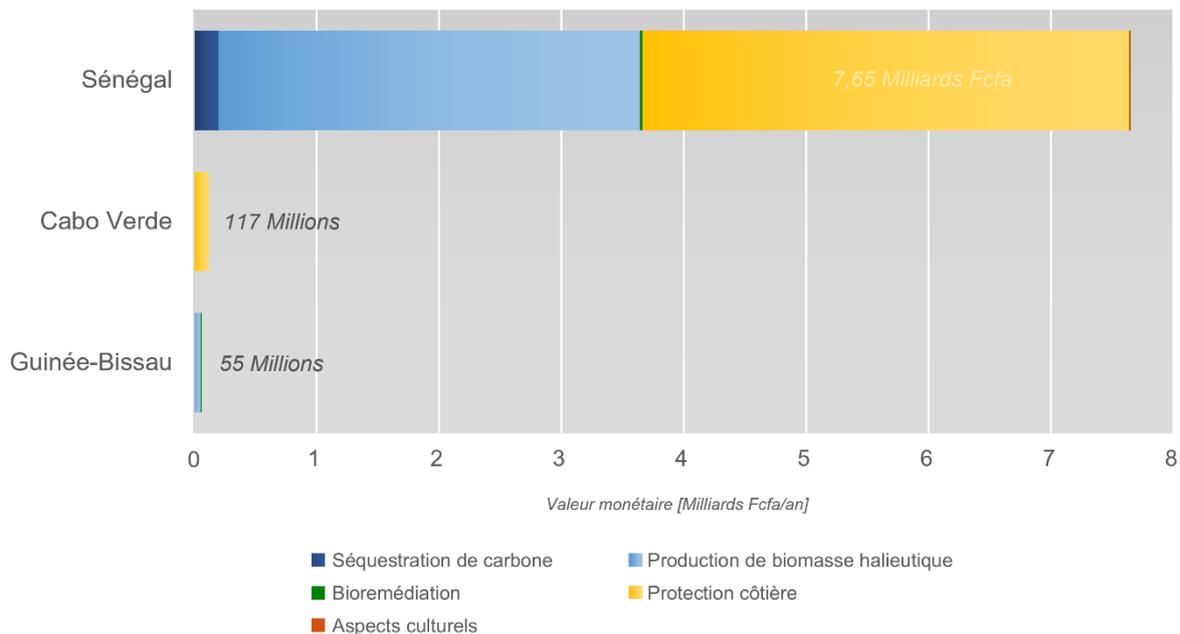


Figure 40 : Estimation de la valeur économique des services fournis par les herbiers marins au Sénégal, au Cabo Verde et en Guinée-Bissau

Par ailleurs, certains aspects n'ont pas pu être renseignés, faute de données suffisantes (la séquestration de carbone par les herbiers marins en Guinée-Bissau – bien que relativement modeste, de même que la production de biomasse halieutique au Cabo Verde). Enfin, certains services écosystémiques sont voués à prendre de l'ampleur dans le futur. Les aspects culturels liés aux herbiers, par exemple, sont en train de gagner en importance, à mesure que cet habitat gagne en considération auprès des populations ouest-africaines. A ce titre, il faut rappeler que cet habitat était encore inconnu de la population il y a quelques années. De même, le service de protection côtière devrait devenir de plus en plus important à mesure que les infrastructures humaines s'étendent et entraînent de concert une augmentation de la vulnérabilité humaines face aux aléas. A l'heure

actuelle, de nombreuses étendues d'herbiers marins protégeant les côtes ouest-africaines n'ont pas été intégrées dans le calcul de la valeur monétaire, car ces herbiers ne protégeaient pas d'infrastructures humaines.

La valeur monétaire des services fournis par les herbiers est quasi-entièrement captée par le Sénégal (Figure 47). Cette répartition de la valeur monétaire est proportionnelle à l'abondance des herbiers dans les trois pays (le Sénégal abritant des zones d'herbiers largement plus étendues qu'au Cabo Verde et qu'en Guinée-Bissau).

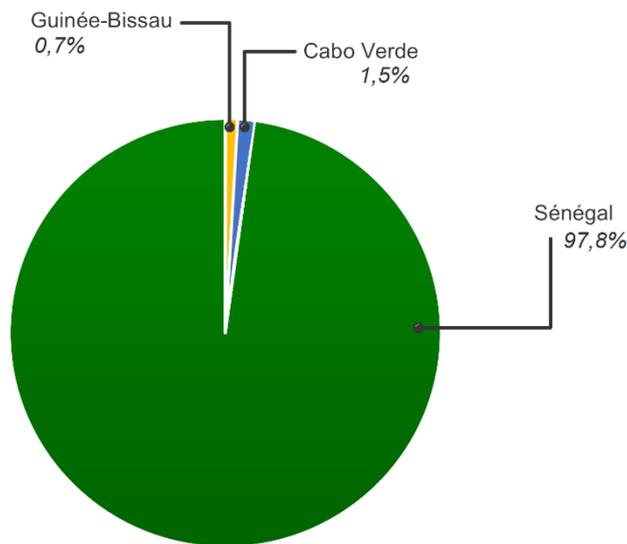


Figure 41 : Répartition de la valeur monétaire des services fournis par les herbiers marins au Sénégal, au Cabo Verde et en Guinée-Bissau.

Le service écosystémique qui génère le plus de valeur monétaire est la protection côtière, avec 4,09 milliards de Fcfa par an (6,24 millions EUR), ce qui correspond à plus de la moitié de la valeur totale (52,3%). La valeur monétaire de ce service démontre l'efficacité des habitats marins pour atténuer la houle. Le montant annuel de ce service est équivalent à la construction de plusieurs kilomètres d'ouvrages lourds de protection côtière (digues, murs, jetées) chaque année. Le service de production de biomasse halieutique vient juste après, avec 3,5 milliards de Fcfa (5,33 millions d'euros) par an, ce qui correspond à 42,7% de la valeur monétaire totale (voir Figure 48 ci-dessous). Au regard de la surface d'herbiers, ce rendement est impressionnant. Ces deux services sont les plus gros contributeurs en termes de valeur monétaire. Le troisième service par ordre de valeur monétaire est la séquestration de carbone, qui avec 203 millions de Fcfa (310 000 euros) par an, représente 2,6% de la valeur totale. Cette valeur relativement basse est expliquée par les taux d'accrétion de carbone (CAR) plus faibles que ceux habituellement trouvés dans d'autres pays du monde. Néanmoins, cette manne reste importante si elle était déclinée en projets de conservation. Par ailleurs, il s'agit ici uniquement de la séquestration de carbone par les herbiers marins, tandis que la notion de carbone bleu est bien plus vaste (mangroves, marais, végétation aquatique, algues, etc.). Enfin, la valeur monétaire du service de bioremédiation est en partie freinée par la faible densité relative des herbiers dans la région, tandis que la valeur des aspects culturels est compromise par le manque de connaissance vis-à-vis de cet habitat. En effet, le grand public ne prend connaissance de l'existence des herbiers que depuis ces quelques dernières années.

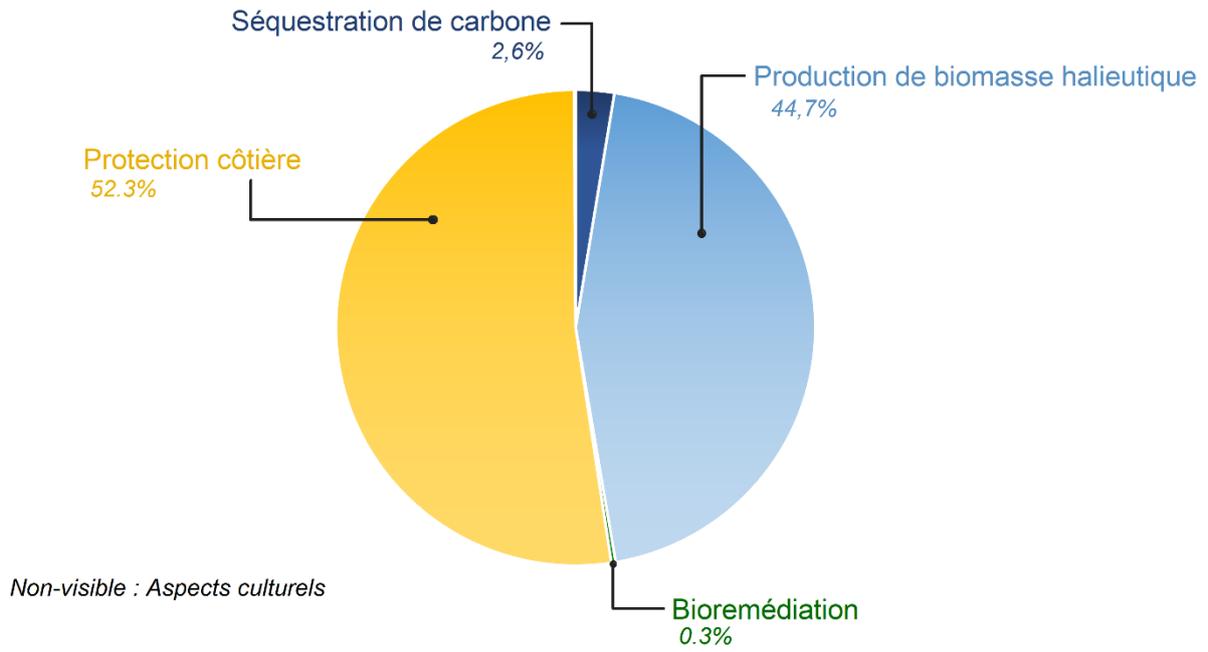


Figure 42 : Répartition de la valeur monétaire des services écosystémiques fournis par les herbiers marins au Sénégal, au Cabo Verde et en Guinée-Bissau, en fonction du type de service





## SECTION 8 – LES MENACES PESANT SUR LES HERBIERS

Antonio Araujo<sup>1</sup>, Grégoire Touron-Gardic<sup>2</sup> et Pierre Failler<sup>2</sup>

<sup>1</sup> *ONG Azul et Verde, Maio, Cabo Verde*

<sup>2</sup> *Centre for Blue Governance, University of Portsmouth (UK). Richmond Building, University of Portsmouth, Portsmouth PO1 3DE*

### 1. Menaces au niveau global

Les herbiers marins constituent un habitat côtier-marin, résilient mais fragile et d'importance capitale pour la biodiversité, l'économie des pêches et du tourisme, la mitigation des impacts des changements climatiques et le stockage du carbone (McDevitt-Irwin et al., 2016; Mtwana Nordlund et al., 2016 ; Whitfield, 2017; Lamb et al., 2017; Orth et al., 2020). Néanmoins, c'est sans doute l'un des écosystèmes côtiers les plus menacés au monde (Lotze, 2006) par le développement anarchique, mal planifié et insoutenable, et par la croissance démographique concentrée surtout le long des côtes (Halpern et al., 2019) résultant d'un exode rural galopant catalysé par des politiques inappropriées et avec des impacts environnementaux et socio-économique très négatifs.

Le déclin rapide des herbiers marins à l'échelle mondiale est le résultat d'activités humaines plus au moins néfastes pour ces habitats. L'implantation d'industries diverses sur la côte, de ports et d'autres infrastructures d'appui au développement économique, le développement du tourisme de masses et de loisirs, la pollution, le ruissellement des bassins versants consécutif à des pratiques agricoles intensives qui accélèrent l'eutrophisation, des opérations de dragage et de remplissage, et des pratiques de pêche non durables incluant le mouillage d'embarcations sur des prairies d'herbiers marins, sont autant d'exemples de menaces qui mettent en péril les herbiers marins au niveau global (Orth et al., 2006; Griffiths et al., 2020).

Même en sachant que la perte de cet habitat a des conséquences pour les populations humaines (e.g., productivité des pêches, qualité de l'eau, stabilité des sédiments), il est constaté depuis un siècle que la destruction des herbiers est devenue catastrophique partout dans le monde (Dunic et al., 2021). Cela a été vérifié en premier lieu dans les pays les plus développés comme les Etats Unis, mais plus récemment aussi le long de la Méditerranée, en Asie et même dans plusieurs pays en développement (Waycott et al., 2009).

Plus récemment dans certaines zones (Etats-Unis et Europe du Nord notamment), grâce à des efforts notables de gestion, la restauration de certaines zones dégradées a permis l'augmentation de la densité des peuplements et de la surface couverte par les herbiers (Lefcheck et al., 2018 ; de los Santos et al., 2018 ; Orth et al., 2020). Malheureusement ce n'est pas le cas pour la plupart des herbiers au monde où, au contraire, le déclin persiste (Waycott et al., 2009). De la sorte, les exemples de restaurations réussies sont exceptionnels au niveau global (Cunha et al., 2013 ; Griffiths et al., 2020).

La réduction de la surface des herbiers se poursuit dans toutes les biorégions du monde par rapport aux zones d'herbiers les plus anciennement enregistrées, même si le déclin attesté n'a pas été linéaire dans le temps (le moment d'initiation de ces déclins ainsi que les taux de perte n'ont pas été uniformes entre les biorégions) (Dunic et al., 2021). Enfin, au niveau global, malgré les possibilités de restauration, les déclins se poursuivent et la tendance de perte progressive, due aux activités humaines est préoccupante (Dunic et al., 2021).

## 2. Situation en Afrique de l'Ouest

Cette sous-section est directement inspirée du document de référence pour le projet Resiliensea : le *Manuel de formation pour le suivi et la gestion des herbiers marins dans les pays membres du RAMP AO* de los Santos C.B., Queiroga H., Sidi Cheikh M.A., Araújo, A., Serrão, E.A. (éditeurs) (2022)

La connaissance sur les herbiers marins dans les pays membres du réseau « RAMP AO »<sup>17</sup>, est encore très limitée, surtout en raison d'une identification tardive de cet habitat au Sud de la Mauritanie. La première publication qui confirme l'existence d'herbiers de *Cymodocea nodosa* au Sénégal, date de 2009 (Cunha & Araújo, 2009). Jusque-là, la limite Sud connue, pour cette espèce dans l'Atlantique Orientale était le Parc National du Banc d'Arguin (Filipe et al., 2008).

Malgré leur importance mondiale, les herbiers marins ont été négligés, maltraités et inexorablement dégradés par les activités humaines en Afrique de l'Ouest comme dans le reste du monde. Leur surface diminue progressivement et ils risquent de disparaître dans la région, si les politiques du développement côtier et de la gestion de la zone côtière ne changent pas. Quelques exceptions émergent malgré tout çà et là : le Parc National du Banc d'Arguin en Mauritanie fournit de gros efforts pour conserver les herbiers, le Parc National du Delta du Saloum et quelques autres AMP au Sénégal ont inscrit la conservation des herbiers dans leurs plans de gestion. Néanmoins, les moyens de ces aires protégées peuvent sembler dérisoires face aux pressions exercées sur l'environnement dans la sous-région. Il en va de même pour l'intégration récente des herbiers dans les documents-cadres nationaux relatifs à l'Accord de Paris sur le climat : si le Cabo Verde et la Sierra Leone y mentionnent la protection des herbiers, cela n'est pour le moment pas suivi par des actes forts au niveau des politiques publiques.

Selon une enquête récente menée auprès des gestionnaires des Aires Protégées et autres acteurs côtiers dans les pays membres du RAMP AO visant à comprendre les principales menaces régionales et locales qui pèsent sur les herbiers (Vegh et al., 2022), celles qui ont été identifiées de façon récurrente ont été la destruction de l'habitat par le développement côtier, la pollution par le ruissellement industriel et du sol causé par la déforestation, l'enlèvement ou la destruction physique par la pêche ou la navigation ainsi que l'élévation du niveau de la mer et l'acidification des océans (Figure 49). La senne de plage a par ailleurs été désignée comme l'engin de pêche le plus destructeur, suivie par le chalutage.

---

<sup>17</sup> Le RAMP AO est le réseau régional d'aires marines protégées en Afrique de l'Ouest, à savoir la Mauritanie, le Sénégal, le Cabo Verde, la Gambie, la Guinée-Bissau, la Guinée et la Sierra Leone. Voir : <https://www.rampao.org/?lang=fr>

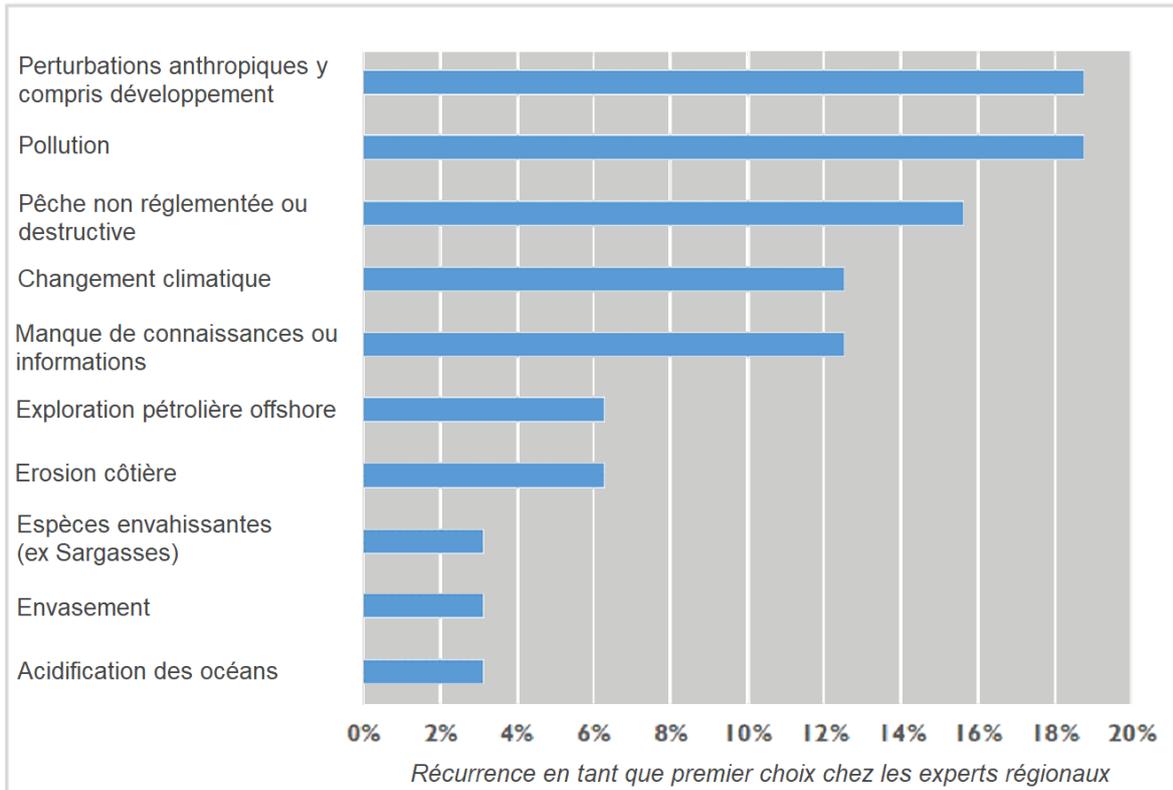


Figure 43 : Perception des principales menaces pesant sur les herbiers d'après les acteurs de la conservation marine dans la région. Source : Projet Resiliensea (Vegh et al., 2022).

En réalité, les herbiers dans les pays couverts par le projet Resiliensea (Mauritanie, Sénégal, Cabo Verde, La Gambie, Guinée-Bissau, Guinée, Sierra Leone) sont menacés par le dragage qui peut avoir lieu dans les zones estuariennes, la poldérisation due au développement côtier et à la construction de nouvelles infrastructures (ports, marinas, jetées, urbanisation), ainsi que par la navigation de plaisance et l'ancrage. Dans les baies autour de Dakar (Sénégal) et à Joal Fadiouth, il a été observé que les herbiers de *Cymodocea nodosa* étaient sérieusement endommagés par l'ancrage des bateaux (Cunha & Araújo, 2009). Les herbiers sont également affectés physiquement par les activités de pêche et la récolte de coquillages (e.g., Delta du Saloum au Sénégal et Bijagos en Guinée Bissau). Le long de la côte sud de Dakar, de grandes accumulations de feuilles et de rhizomes d'herbiers marins sont fréquemment observées sur les plages, principalement en raison des activités de pêche côtière avec, par exemple, des sennes de plage, largement utilisées dans certaines régions (Cunha & Araújo, 2009). Les dommages causés par les activités de pêche semblent être considérables, notamment au Sénégal, où une grande flotte de bateaux de pêche artisanale est ancrée près du rivage. Ceux-ci sont poussés par la brise de mer, les longs cordages et chaînes attachés aux ancres raclent en permanence les fonds marins, détruisant les herbiers, les coraux et les algues. Leur impact est si important qu'il peut parfois être observé sur des photographies aériennes.

L'appauvrissement de la qualité de l'eau en résultat de la pollution (e.g., effluents industriels et domestiques, aquaculture) n'est pas étudié dans la région, mais il est sûr que son impact sur les herbiers est important. En outre, l'augmentation de la matière organique dissoute provenant des eaux usées non traitées à proximité des grandes villes comme Dakar (Sénégal) (e.g., baie de Ngor, Hann et Bargny), où l'on trouve des herbiers, est une autre source d'impact significative. Les activités liées à l'aquaculture, comme les usines de farine de poisson à Nouadhibou (Mauritanie), par exemple, pourraient également constituer une menace potentielle pour les herbiers, en raison des fortes

charges en matières organiques associées à la production. Celles-ci peuvent provoquer l'anoxie et finalement la disparition des herbiers. La qualité de l'eau peut également se détériorer en raison de fortes pluies augmentant la turbidité de l'eau, ainsi que l'agitation maritime croissante en Afrique de l'Ouest et la poussière à proximité du Sahara et dans la région du Sahel, réduisant la lumière disponible pour les herbiers et nuisant ainsi à leur activité photosynthétique et à leur croissance

En Afrique de l'Ouest, y compris dans les pays membres du RAMPAO, les herbiers marins constituent une part importante du régime alimentaire des tortues vertes *Chelonia mydas* (Diaz-Abad, 2022), et des lamantins africains *Trichechus senegalensis* (Powell, 1990 ; Diagne, 2014). Il a été démontré dans différentes parties du monde que la surpêche des prédateurs supérieurs, tels que les requins, a un impact négatif sur les herbiers marins en augmentant les populations de tortues dans des proportions très importantes (Burpee, 1972). Malgré le fait qu'aucune étude ne rapporte cette menace en Afrique de l'Ouest, il est connu que les populations de requins ne sont aujourd'hui qu'un petit pourcentage de ce qu'elles étaient il y a peu d'années, tandis que les populations de tortues vertes semblent être en augmentation (Catry P. communication personnelle, August 2022).

Par ailleurs, les macroalgues vertes du genre *Caulerpa*, apparemment en expansion en Afrique de l'Ouest, peuvent occuper l'espace des herbiers et provoquer des altérations de l'habitat qui réduisent ou empêchent leur recrutement (Molenaar et al., 2009). Aussi, les épiphytes – des petites algues qui poussent attachées aux feuilles des herbiers ou des petits animaux (e.g., colonies de ascidies et de bryozoaires) – peuvent être une menace importante pour les herbiers dans la région. Les herbiers sont en outre affectés par des endophytes, qui vivent à l'intérieur des cellules des feuilles (e.g., Oomycetes et Labyrinthulomycetes) et peuvent être des causes majeures de mortalité.

La déposition de poussières en provenance du Sahara, augmente aussi la turbidité de l'eau, avec des conséquences néfastes au niveau de la photosynthèse. Les tempêtes océaniques, assez fréquentes en Afrique de l'Ouest, génèrent par ailleurs des grosses vagues qui frappent le littoral et ont un impact très négatif sur les herbiers, arrachant les rhizomes et provoquant leur disparition.

L'augmentation du niveau de la mer consécutive aux changements climatiques, et l'érosion du littoral qui l'accompagne sont aussi des facteurs de stress pour les prairies sous-marines. Selon des projections réalisées en 2021, les herbiers marins de la région seront sévèrement affectés par l'érosion côtière et la compression de l'habitat causée par l'élévation du niveau de la mer. Les projections pour la Gambie (Chefaoui et al., 2021), indiquent que toutes les espèces d'herbiers pourraient disparaître d'ici 2050.

Enfin, le maintien de la connectivité entre différents herbiers de la région (par dispersion ou migration) est essentiel pour empêcher les populations de devenir trop petites et isolées, et afin de leur permettre d'être viables et de persister dans le temps. Les herbiers ne peuvent migrer que s'ils sont transportés, par exemple, par des herbivores comme les tortues vertes ou par les courants océaniques, pouvant se recoller au substrat ou libérer des graines après avoir atteint un habitat approprié. Si la dispersion entre populations est bloquée, alors leur résilience aux perturbations ou aux événements stochastiques défavorables occasionnels est réduite. Ces menaces peuvent être la destruction de populations d'appoint le long des corridors de dispersion, ou la perte de vecteurs de transport tels que les animaux brouteurs d'herbiers. Pourtant, ces animaux brouteurs tels que les tortues jouent un rôle important dans la dispersion des herbiers dans la région. Il est par conséquent d'autant plus pertinent d'assurer la conservation de ces animaux.

### 3. Perspectives à long terme

Malgré tous les efforts et les engagements et l'existence d'un plan d'action global adopté par la Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement en 1992, préconisant que les États doivent identifier les écosystèmes marins présentant des niveaux élevés de biodiversité et de productivité et d'autres zones d'habitat critiques et prévoir les limitations nécessaires à l'utilisation de ces zones et reconnaissant que la priorité devrait être accordée aux herbiers marins, sa dégradation se poursuit.

Il paraît évident que le développement côtier et marin doit être durable. Celui-ci doit garantir l'équilibre écologique, sans quoi l'avenir de l'humanité est en péril et le spectre de la pauvreté et de l'iniquité sociale et éthique planera sur la planète. Ainsi, toutes les activités pouvant porter préjudice aux herbiers marins devraient être interdites et les décideurs devraient orienter les politiques de développement, d'appui au développement et de coopération, pour mitiger leurs impacts négatifs, surtout au niveau socio-économique et environnemental. Cela ne sera pas possible sans l'adoption de codes de conduite stricts et la mise en œuvre de plans d'action pour le développement durable, prenant en compte l'existence de prairies d'herbiers marins dans leurs pays respectifs.

Dans l'ensemble, les déclin ont ralenti surtout dans les biorégions les plus impactées par le passé et celles qui ont fait l'objet d'efforts de restauration substantiels. Néanmoins, les taux de déclin persistants actuels de 1%-2% par an sont très préoccupants, car ils représentent au niveau global des pertes substantielles qui peuvent augmenter au fur et à mesure que la taille des prairies diminue. Ces surfaces pourraient devenir si petites qu'elles passeraient en dessous du seuil de restauration par les facteurs naturels ou par le biais de mesures de gestion de terrain (Moksnes et al., 2018 ; Olesen et Sand-Jensen, 1994 ; Orth et al., 2012). Même si les pourcentages de perte ne sont pas connus en Afrique de l'Ouest, il n'y a aucune raison de penser que la situation soit différente, surtout en raison de l'augmentation de la pression démographique en zone côtière, la prolifération d'infrastructures d'appui au développement économique (e.g., ports au Sud de la Mauritanie et de Dakar) et des changements climatiques (e.g, érosion côtière très accentuée et augmentation des cyclones) (Murakami et al., 2020).

Comme au niveau mondial, les déclin se poursuivront sûrement en Afrique de l'Ouest si les actuelles politiques de gestion de la zone côtière ne changent pas. Cependant, les possibilités de restauration existent, en fonction de l'engagement des autorités et des communautés riveraines. Il faudra assurer la connectivité entre les différents herbiers, car la connectivité joue un rôle fondamental dans leur écologie et leur évolution, en garantissant la dynamique des populations et le flux de gènes et en augmentant par conséquent la résilience des populations aux changements environnementaux (Cowen et al., 2006 ; Cowen et al., 2007 ; Olds et al., 2016). Une faible connectivité entraîne une réduction de la taille des populations, ce qui augmente ensuite la probabilité d'extinctions locales et la différenciation génétique/spéciation (Tavares et al., 2022). Surtout, dans le contexte actuel, la protection de tous les herbiers, même ceux de surface réduite, est cruciale pour garantir la diversité génétique actuelle, et afin que les herbiers de l'Afrique de l'Ouest soient résilients et en capacité de s'adapter aux changements climatiques.

### 4. Un levier d'action pour faire face aux menaces : la stratégie régionale ouest-africaine de conservation des herbiers marins

Face à ces menaces aux origines multiples et parfois diffuses, il est essentiel d'agir en ayant une vision intégrée. En effet, la préservation de l'environnement côtier et marin au sens large est un thème qui doit faire intervenir tous les acteurs, et ceci à tous les niveaux spatiaux (local, régional, national,

international) et de gouvernance. La notion de transversalité est essentielle pour organiser et structurer les actions de conservation.

Dans ce but, le RAMPAO (réseau régional pour les AMP en Afrique de l'Ouest) a réalisé au sein du projet Resiliensea un document stratégique visant à organiser la conservation des herbiers marins en Afrique de l'Ouest. Ce document vise à identifier un certain nombre de parties prenantes ayant une influence sur les herbiers marins, à définir certains axes de travail prioritaires et à organiser les mesures en vue de la conservation des herbiers (Touron-Gardic et al., 2022). Les principaux axes de travail sont définis comme suit :

#### 4.1. Structuration

L'objet de ce premier axe de travail est de constituer la base de la pyramide en termes de soutien institutionnel. Le but est d'intégrer la notion de protection des écosystèmes côtiers et marins à l'ensemble des politiques publiques transversales (tourisme, pêche, traitement des eaux, industrie, aménagement du territoire, changements climatiques, etc.). Pour ce faire, le document stratégique propose qu'une cellule de coordination soit créée en capitalisant sur l'expertise du projet Resiliensea. De la sorte, cette cellule de coordination pourrait être formée par les points focaux « Resiliensea » dans chacun des pays du projet (de la Mauritanie au Nord jusqu'à la Sierra Leone au Sud). Le cahier des charges de cette cellule de coordination est vaste. En premier lieu, la cellule de coordination devra militer auprès des services publics pour l'intégration des herbiers dans les cadres légaux : lois, plans stratégiques nationaux (plans de développement, stratégie des pêche, stratégie sur les aires marines protégées, etc.) et conventions internationales (convention d'Abidjan pour la protection de l'environnement côtier en Afrique de l'ouest, documents nationaux relatifs à la convention sur la biodiversité, documents nationaux relatifs à l'accord de Paris sur le climat, etc.). La seconde tâche serait de faire du lobby auprès de tous les secteurs d'activité concernés, afin de les sensibiliser sur la grande valeur des herbiers ainsi que sur leur vulnérabilité. Ce travail de plaidoyer devrait aussi s'adresser au grand public. Enfin, le travail de l'unité de coordination sera aussi d'organiser des projets de conservation et de structurer les actions des uns et des autres

#### 4.2. Protection et restauration

Les actions de protection et de restauration ont pour but de mutualiser les efforts des parties prenantes autour de cinq points centraux. Ces actions s'inscrivent dans la continuité des mesures entreprises par les acteurs à tous les niveaux (terrain, parties prenantes locales, nationales, internationales) dans les domaines transversaux que sont : la conservation de l'environnement côtier et marin, le maintien des stocks halieutiques, la préservation de la biodiversité et de la lutte face aux changements climatiques. En effet, ces thèmes ont tous comme dénominateur commun les herbiers marins (entre autres dénominateurs). Les cinq points centraux précédemment évoqués sont :

- Sensibilisation adaptée à tous les niveaux
- Agir sur les menaces
- Qualité de l'eau
- Aires marines protégées
- Restauration des herbiers

#### 4.3. Suivi, recherche et renforcement de capacités

Certains aspects prioritaires pour la recherche ont émergé, dont les niveaux de connaissances diffèrent en fonction du niveau d'avancement de la recherche. Ainsi, la caractérisation des apports continentaux (eaux de ruissellement, turbidité, nutriments...) et son impact sur les herbiers marins n'est que peu étudiée. La distribution des parterres d'herbiers marins, ensuite, est encore mal connue.

La cartographie de ces herbiers en est encore à ses balbutiements, et la connaissance de leur aire de répartition est encore et toujours perfectible. A ce titre, ce présent rapport a essayé d'apporter sa pierre à l'édifice. La biologie des espèces *in situ* nécessite des travaux plus approfondis : effets de saisonnalité, dynamique spatio-temporelle, etc. Enfin, l'identification et l'estimation des services écosystémiques fournis par les herbiers doit aussi être étudiée *in situ* de façon régulière. Pour l'accomplissement de ces recherches, ce troisième axe stratégique est constitué de cinq piliers complémentaires et interdépendants. Il s'agit de :

- Mise en place de suivis scientifiques pour chaque mesure de gestion
- Favoriser la gestion participative
- Recherche & formation conjointe
- Développement des échanges intra-régionaux
- Continuité des projets à grande échelle

## 5. Références

- Alberto F., Massa S., Manent P., Diaz-Almela E., Arnaud-Haond S., Duarte C.M. Serrão E. (2008). Genetic differentiation and secondary contact zone in the seagrass *Cymodocea nodosa* across the Mediterranean–Atlantic transition region. *Journal of Biogeography* 35, 1279–1294
- Burpee, R.W. (1972). The origin and structure of easterly waves in the lower troposphere of North Africa. *Journal of Atmospheric Science*, 29(1), 77-90
- Chefaoui, R.M., Duarte, C.M., Tavares, A.I., Frade, D.G., Sidi Cheikh, M.A., Ba, M.A., & Serrão, E.A. (2021). Predicted regime shift in the seagrass ecosystem of the Gulf of Arguin driven by climate change. *Global Ecology and Conservation*, 32, e01890
- Cowen, R. K., Gawarkiewicz, G., Pineda, J., Thorrold, S. R., and Werner, F. E. (2007). Population Connectivity in Marine Systems an Overview. *Oceanography* 20, 14–21. doi: 10.5670/oceanog.2007.26
- Cowen, R. K., Paris, C. B., and Srinivasan, A. (2006). Scaling of Connectivity in Marine Populations. *Science* 311, 522–527. doi: 10.1126/science.1122039
- Cunha, A.H. & Araújo, A. (2009). New distribution limits of seagrass beds in West Africa. *Journal of Biogeography*, 36(8), 1621-1622
- Cunha, A. H., Assis, J. F., & Serrão, E. A. (2013). Seagrasses in Portugal: A most endangered marine habitat. *Aquatic Botany*, 104, 193–203. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2011.08.007>
- de los Santos C.B., Queiroga H., Sidi Cheikh M.A., Araújo, A., Serrão, E.A. (éditeurs) (2022). Manuel de formation pour le suivi et la gestion des herbiers marins dans les pays membres du RAMPAAO. Centre des Sciences Marines de l'Algarve, Faro.
- de los Santos, C.B., Krause-Jensen, D., Alcoverro, T., et al. (2019). Recent trend reversal for declining European seagrass meadows. *Nature Communications*, 10(1), 1-8.
- Diagne, L.W.K. (2014). Phylogenetics and feeding ecology of the African manatee, *Trichechus senegalensis*. PhD thesis. University of Florida.
- Díaz-Abad, L., Bacco-Mannina, N., Madeira, F.M., et al. (2022). eDNA metabarcoding for diet analyses of green sea turtles (*Chelonia mydas*). *Marine Biology*, 169(1), 1-12.

- Dunic, J.C., Brown, C.J., Connolly, R.M., Turschwell, M.P., & Côté, I.M. (2021). Long-term declines and recovery of meadow area across the world's seagrass bioregions. *Global Change Biology*, 27(17), 4096–4109.
- Griffiths, L. L., Connolly, R. M., & Brown, C. J. (2020). Critical gaps in seagrass protection reveal the need to address multiple pressures and cumulative impacts. *Ocean & Coastal Management*, 183, 104946. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.104946>
- Halpern, B. S., Frazier, M., Afflerbach, J., Lowndes, J. S., Micheli, F., O'Hara, C., Scarborough, C., & Selkoe, K. A. (2019). Recent pace of change in human impact on the world's ocean. *Scientific Reports*, 9(1), 11609. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-47201-9>
- Lamb, J. B., van de Water, J. A. J. M., Bourne, D. G., Altier, C., Hein, M. Y., Fiorenza, E. A., Abu, N., Jompa, J., & Harvell, C. D. (2017). Seagrass ecosystems reduce exposure to bacterial pathogens of humans, fishes, and invertebrates. *Science*, 355(6326), 731–733. <https://doi.org/10.1126/science.aal1956>
- Lefcheck, J. S., Orth, R. J., Dennison, W. C., Wilcox, D. J., Murphy, R. R., Keisman, J., Gurbisz, C., Hannam, M., Landry, J. B., Moore, K. A., Patrick, C. J., Testa, J., Weller, D. E., & Batiuk, R. A. (2018). Longterm nutrient reductions lead to the unprecedented recovery of a temperate coastal region. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 115(14), 3658–3662. <https://doi.org/10.1073/pnas.1715798115>
- Lotze, H. K. (2006). Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*, 312(5781), 1806–1809. <https://doi.org/10.1126/science.1128035>
- McDevitt-Irwin, J., Iacarella, J., & Baum, J. (2016). Reassessing the nursery role of seagrass habitats from temperate to tropical regions: A meta-analysis. *Marine Ecology Progress Series*, 557, 133–143. <https://doi.org/10.3354/meps11848>
- Moksnes, P.-O., Eriander, L., Infantes, E., & Holmer, M. (2018). Local regime shifts prevent natural recovery and restoration of lost eelgrass beds along the Swedish west coast. *Estuaries and Coasts*, 41(6), 1712–1731. <https://doi.org/10.1007/s12237-018-0382-y>
- Molenaar, H., Meinesz, A., & Thibaut, T. (2009). Alterations of the structure of *Posidonia oceanica* beds due to the introduced alga *Caulerpa taxifolia*. *Scientia Marina*, 73(2), 329–335.
- Mtwana Nordlund, L., Koch, E. W., Barbier, E. B., & Creed, J. C. (2016). Seagrass ecosystem services and their variability across genera and geographical regions. *PLoS One*, 11(10), e0163091. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0163091>
- Murakami, H., Delworth, T. L., Cooke, W. F., Hsu, P. C. (2020). Detected climatic change in global distribution of tropical cyclones PNAS. (2020). [www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1922500117](http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1922500117)
- Olds, A. D., Connolly, R. M., Pitt, K. A., Pittman, S. J., Maxwell, P. S., Huijbers, C. M., et al. (2016). Quantifying the Conservation Value of Seascape Connectivity: A Global Synthesis. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 25, 3–15. doi: 10.1111/geb.12388
- Olesen, B., & Sand-Jensen, K. (1994). Patch dynamics of eelgrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series*, 106, 147–156. <https://doi.org/10.3354/meps106147>
- Orth, R. J., Carruthers, T. J. B., Dennison, W. C., Duarte, C. M., Fourqurean, J. W., Heck, K. L., Hughes, A. R., Kendrick, G. A., Kenworthy, W. J., Olyarnik, S., Short, F. T., Waycott, M., & Williams, S. L. (2006). A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience*, 56(12), 987.

- Orth, R. J., Moore, K., Marion, S., Wilcox, D., & Parrish, D. (2012). Seed addition facilitates eelgrass recovery in a coastal bay system. *Marine Ecology Progress Series*, 448, 177–195. <https://doi.org/10.3354/meps09522>
- Orth, R. J., Lefcheck, J. S., McGlathery, K. S., Aoki, L., Luckenbach, M. W., Moore, K. A., Oreska, M. P. J., Snyder, R., Wilcox, D. J., & Lusk, B. (2020). Restoration of seagrass habitat leads to rapid recovery of coastal ecosystem services. *Science Advances*, 6(41), eabc6434. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abc6434>
- Powel, J.A. (1990). Manatees in the Bijagós Archipelago: recommendations for their observation. Technical report for IUCN, Wetland Program. 30 pp.
- Tavares A.I, Assis J, Patrício A.R, Ferreira R, Cheikh M.A.S., Bandeira S., Regalla A., Santos I., Potouroglou M., Nicolau S., Teodósio M.A., Almada C., Santos R., Pearson G.A. and Serrao E.A. (2022) Seagrass Connectivity on the West Coast of Africa Supports the Hypothesis of Grazer-Mediated Seed Dispersal. *Front. Mar. Sci.* 9:809721. doi: 10.3389/fmars.2022.809721
- Touron-Gardic G., Dème E.H.B, Failler P. (2022) Stratégie régionale ouest-africaine de conservation des herbiers marins. RAMPAO, 43 p.
- Vegh, T., Potouroglou, M., Sidi Cheikh, M. A., Diagana, M., Vinaccia, M., Bryan, T., Karim, A., Abdou, S., Kane, S., Guisse, A., Regalla, A., Sarr, A., Doumbouya, A., Kide, A., Pinto, A., Ndiaye, B., Almeida, C., Seck, D., Ly, D., ... Melo, T. (2022). *Evaluation générale des services écosystémiques des herbiers marins en Afrique de l'Ouest – Perception des acteurs*, 39 p.
- Waycott, M., Duarte, C.M., Carruthers, T.J., et al. (2009). Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(30), 12377- 12381.
- Whitfield, A. K. (2017). The role of seagrass meadows, mangrove forests, salt marshes and reed beds as nursery areas and food sources for fishes in estuaries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 27(1), 75– 110. <https://doi.org/10.1007/s11160-016-9454-x>



## SECTION 9 – LA BIODIVERSITE RENCONTREE DANS LES HERBIERS D'AFRIQUE DE L'OUEST

Ester A. Serrão<sup>1</sup>, Henrique Queiroga<sup>2</sup>, Elisabeth Mayé Diouf<sup>3</sup>, Amadeu Mendes Almeida<sup>4</sup>, Emanuel Dias<sup>5</sup>, Rui Freitas<sup>6</sup>, António Araújo<sup>1</sup>, Filipe Tobana Nhanquê<sup>4</sup>, Abdou Aziz Ndiaye<sup>7</sup>, Salomão Bandeira<sup>7</sup>, Iça Barri<sup>4</sup>, Aissa Regalla de Barros<sup>5</sup>, Grégoire Tournon-Gardic<sup>8</sup>, Pierre Failler<sup>8</sup>, Karim Erzini<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*Centro de Ciências do Mar (CCMAR), Universidade do Algarve, Faro, Portugal*

<sup>2</sup>*CESAM, University of Aveiro, Aveiro, Portugal*

<sup>3</sup>*Université Cheikh Anta Diop de Dakar, Senegal*

<sup>4</sup>*Centro de Investigação Pesqueira Aplicada (CIPA), Direção de Serviço de Recursos Haliêuticos e Oceanografia (DSRH), Ministério das Pescas, Guiné-Bissau*

<sup>5</sup>*Instituto da Biodiversidade e das Áreas Protegidas (IBAP), Guiné-Bissau*

<sup>6</sup>*ISECMAR-UTA, CP 163 Mindelo, São Vicente, Cabo Verde*

<sup>7</sup>*Direction des aires marines communautaires protégées/ Ministère de l'environnement du développement durable et de la transition écologique, Senegal*

<sup>8</sup>*University of Portsmouth, Portsmouth, United Kingdom*

### 1. Introduction

L'un des principaux services écosystémiques fournis par les herbiers marins est leur rôle contribution au cycle de vie de nombreuses espèces vivantes. Les herbiers fonctionnent comme un réservoir de la biodiversité. Il s'agit notamment de fournir un abri contre la prédation par les espèces de plus haut niveau trophique et contre les mouvements de l'eau, de fonctionner comme un substrat pour les où viennent se fixer un grand nombre d'épiphytes, d'augmenter et de protéger le larves/juveniles et de fournir de la nourriture à une grande diversité d'animaux, principalement en hébergeant un plus grand nombre de leurs proies.

Bien que les avantages généraux des herbiers marins pour la biodiversité soient consensuels, il existe une grande variabilité dans la biodiversité générée par la présence d'herbiers marins entre les régions, les sites et les espèces (Orth et al., 1984). En Afrique de l'Ouest en particulier, la transition biogéographique, alternant entre les influences tempérées et tropicales, a un impact sur la distribution des espèces d'herbiers et sur leur fonctionnement (état de santé, densité, etc.). Ceci implique que les parterres d'herbiers auront des caractéristiques très distinctes, selon qu'elles se situent à tel ou tel endroit. Or ces implications ne sont pas suffisamment comprises, ni leur lien avec la capacité de soutien des herbiers auprès des autres espèces vivantes. Cette section vise donc à passer en revue les informations disponibles sur la biodiversité présente dans les herbiers marins en général, mais avec un accent particulier sur la zone de transition biogéographique de l'Afrique de l'Ouest, comprenant la Mauritanie, le Sénégal, la Guinée-Bissau et le Cabo Verde.

## 2. Méthode

Une revue de la littérature a été conduite dans cette section, afin de résumer le rôle des herbiers marins à tous les niveaux de la biodiversité en général.

Des inventaires locaux de la biodiversité dans les pays cibles d'Afrique de l'Ouest ont été réalisés à l'aide de sennes coulissantes (Sénégal) et de sennes de plage (Mauritanie et Guinée-Bissau), toutes avec un fond de filet d'un maillage de 14 mm. En plus de la pêche, des relevés et recensement visuels sous-marins ont été effectués par plongée en apnée et plongée sous-marine. Au Cabo Verde, les communautés de poissons de récif ont été évalués à l'aide de recensements visuels sous-marins le long de transects consécutifs parallèles au rivage à marée basse avec une visibilité de 4 m. La senne coulissante de plage n'a pas pu y être utilisée en raison de la présence de nombreux rochers.

## 3. Effet de nurserie des herbiers marins

De nombreuses études évaluant la biodiversité des écosystèmes d'herbiers marins ont démontré que les herbiers marins favorisent une plus grande richesse et une plus grande biomasse en espèces non marines par rapport à d'autres types d'écosystèmes côtiers (par exemple, Boström & Bonsdorff, 1997 ; Edgar & Barrett, 2002 ; Berkenbusch et al., 2007 ; Homziak et al., 1982 ; Edgar, 1990 ; Lee et al., 2001 ; Siebert & Branch, 2005 ; Eklöf et al., 2005). Dans le même temps, il a été prouvé les fortes densités de larves et de juvéniles de nombreuses espèces marines y sont courantes (Bell & Pollard, 1989 ; Orth et al., 1984 ; Orth & van Montfrans, 1990 ; Rooker & Holt, 1997 ; Hannan & Williams, 1998). Dans l'ensemble, ces observations sont à la base de la notion de nurserie dans les herbiers marins en tant qu'habitats (Heck et al., 1997 ; Heck & Thomas, 1984 ; Bell & Pollard, 1989 ; Heck et al., 2003 ; McDevitt-Irwin et al., 2016). De nombreux organismes coloniseraient ces milieux en tant que larves ou juvéniles pour y bénéficier d'une nourriture abondante (principalement de petits crustacés, des épiphytes poussant sur des feuilles et tiges des herbiers et différents types de détritus) et s'abritant des prédateurs (grâce à la densité du couvert végétal fourni par les herbiers).

En plus de contribuer à des niveaux élevés de diversité locale, bon nombre de ces espèces hébergées dans les parterres d'herbiers sont importantes sur le plan commercial. Par exemple, dans le Banc d'Arguin, en Mauritanie (Trégarot et al., 2020), la pêche artisanale ciblant les maigres, les mulets, les soles et autres a contribué à une valeur ajoutée de 1 million d'euros par an (656 Fcfa) sur la période 2006-2017. Les mêmes auteurs ont utilisé un modèle bio-économique, basé sur Ecopath, pour estimer la valeur ajoutée brute générée par les flottes de pêche proportionnellement à la contribution des herbiers marins à la biomasse de chaque espèce. Les estimations pour la zone économique exclusive mauritanienne avancent une part de 15% des herbiers dans la production totale de biomasse nationale dans ce pays, ce qui représente une création de valeur ajoutée de 71 millions d'euros par an (46,5 milliards de Fcfa par an). L'amélioration de la biomasse des espèces de poissons commerciaux grâce aux herbiers marins a également été estimée en Australie-Méridionale (région tempérée), modélisant la croissance et la mortalité en fonction des estimations de la densité à la classe d'âge 0 (c'est-à-dire les juvéniles) dans des parterres herbiers marins ainsi que dans des habitats témoins dépourvus d'herbiers (Blanton & zu Ermgassen, 2014). L'étude a pu calculer l'amélioration économique de la pêche fournie par les herbiers marins, estimée à ~150.000 € par hectare et par an (soit 98 millions de Fcfa par hectare et par an).

Selon Beck et al. (2001), « un habitat est une nurserie pour les juvéniles d'une espèce particulière si sa contribution par unité de surface à la production d'individus qui recrutent pour les populations adultes est supérieure, en moyenne, à la production d'autres habitats dans lesquels les juvéniles sont présents ». Par conséquent, la démonstration objective de l'effet de nurserie des herbiers marins pour les espèces ayant un cycle de vie indirect dans cet habitat implique de démontrer que, par rapport à

d'autres habitats, les herbiers marins soutiennent « une plus grande contribution au recrutement des adultes à partir de toute combinaison de 4 facteurs : (1) densité, (2) croissance, (3) survie des juvéniles et (4) déplacement vers les habitats adultes ».

Ces processus ont été examinés dans le cadre de plusieurs études (Heck et al., 1997 ; Heck et al., 2003 ; Gillanders et al., 2003 ; McDevitt-Irwin et al., 2016), qui ont montrées des effets d'amélioration mixtes et, dans certains cas, diffus des herbiers marins en tant qu'habitat de nurserie par rapport à d'autres types d'habitats côtiers. L'ampleur et la direction de l'effet de nurserie dépendaient de la région géographique, du type d'habitat auquel les herbiers marins sont comparés, d'autres paramètres écologiques ainsi que des conceptions de ces études. Un point commun entre ces études, cependant, est un biais géographique clair des observations, avec une prépondérance d'études nord-américaines, européennes et australiennes et une absence d'observations africaines. Les conclusions de ces études de synthèse sont résumées dans les sections suivantes, en ajoutant des informations sur les herbiers marins africains lorsqu'elles seront disponibles ultérieurement.

### 3.1. Effet sur la densité

Dans l'étude de synthèse de Heck et al. (2003), sur 193 comparaisons incluant des espèces de poissons et d'invertébrés, 46 % des cas ont conclu que les herbiers marins hébergent une abondance significativement plus élevée de larves et de juvéniles que les autres habitats, mais 26 % ont montré des abondances plus élevées dans d'autres habitats complexes (mangroves, marais salés, rochers et macroalgues) et 28 % n'ont montré aucune différence entre les herbiers marins et les autres habitats. Il faut toutefois tenir compte du fait que les larves et les juvéniles précoces sont très petits et peuvent facilement être mal comptabilisés par la plupart des techniques d'échantillonnage, en particulier à mesure que la densité du couvert végétal augmente. L'examen de McDevitt-Irwin et al. (2016) a conclu que la densité de juvéniles d'invertébrés (37 cas) et de poissons (279 cas) est plus élevée dans les herbiers marins que dans les habitats non « structurés » (c'est-à-dire sans enchevêtrements de matériaux, qu'ils soient végétaux ou non végétaux), en particulier dans les habitats subtropicaux et tempérés par rapport aux habitats tropicaux. Les densités de juvéniles dans les herbiers marins sont plus élevées que dans les habitats nus, les algues et les marais, mais similaires à celles des mangroves, des récifs coralliens et des habitats rocheux/gravats/coquillages

Une comparaison de la méiofaune de plusieurs types d'habitats le long de l'Afrique de l'Est, y compris les plages de sable, les mangroves et les herbiers marins de l'Afrique du Sud à la Tanzanie (Barnes et al., 2011), a conclu que les herbiers marins avaient une richesse en espèces plus élevée que les mangroves. Mais, par rapport aux plages de sable, les herbiers marins avaient des valeurs similaires de richesse en espèces et une diversité plus faible lorsque celle-ci était mesurée à l'aide de l'indice de Shannon-Wiener. Les plus grandes abondances de méiofaune ont été enregistrées sur une plage de sable. Environ 65% de l'abondance dans les herbiers marins était attribuable aux nématodes, suivis des copépodes et des foraminifères.

Des études dans les estuaires et les baies d'Afrique du Sud ont révélé une différence de richesse et d'abondance macrofauniques entre les herbiers marins et les bancs de sable non végétalisés qui questionnent sur la robustesse du paradigme selon lequel la richesse et l'abondance d'espèces vivantes seraient plus élevées dans les herbiers marins (Siebert & Branch, 2011; Barnes & Barnes, 2014). La tendance observée dans ces études était liée à la présence de crustacés axiides fouisseurs (crevettes de vase), qui ont un fort effet de bioturbation. Les placettes d'herbiers marins étaient tout aussi diversifiées ou légèrement plus diversifiées que les placettes non végétalisées, mais l'abondance de la macrofaune dans les placettes non végétalisées était systématiquement plus élevée. Ces tendances inattendues peuvent être fonction des interactions biotiques et abiotiques locales. Les

crevettes de vase sont courantes dans les zones non végétalisées sableuses et vaseuses, car ces sédiments sont exempts de tiges et de racines. En effet, les herbiers marins auraient un effet important sur l'atténuation du relâchement des particules de sédiments, et par extension sur l'aération des sédiments, sur l'augmentation des échanges d'eau et sur la stimulation de la croissance bactérienne (Siebert & Branch, 2011 ; Barnes & Barnes, 2014). Bien que l'instabilité sédimentaire causée par les crevettes de vase puisse inhiber certaines espèces, d'autres peuvent être favorisées par l'effet de bioturbation, en particulier les polychètes, qui bénéficient de l'espace sédimentaire libre, et les microgastéropodes, qui utilisent la biomasse plus élevée de films bactériens (Barnes & Barnes, 2014)

Une comparaison entre de nombreuses études a montré que la biodiversité de l'épifaune et de l'infaune est positivement corrélée à deux traits qui diffèrent entre les espèces d'herbiers marins, le tapis racine-rhizome et le couvert végétal (Orth et al., 1984). Ceci est particulièrement pertinent pour l'Afrique de l'Ouest, où les caractéristiques des herbiers marins ont des propriétés contrastées entre les espèces (Chefaoui et al., 2021). Les herbiers marins tempérés *Zostera noltei* (densités les plus élevées) et *Cymodocea nodosa* (canopées les plus hautes) ont des traits beaucoup plus bénéfiques pour la biodiversité en tant qu'abri contre la prédation et le mouvement de l'eau que l'espèce *Halodule wrightii*, plus courte, plus mince et moins dense (Chefaoui et al., 2021).

### 3.2. Effet sur la croissance des espèces vivantes

L'on suppose que les taux de croissance accrus des juvéniles dans les habitats d'herbiers marins résultent d'une biomasse élevée de produits alimentaires, principalement sous forme de détritiques, d'organismes épiphytiques poussant sur les feuilles et tiges des herbiers marins, de petits crustacés et d'animaux méio-benthiques (Heck et al., 1997). Les premières preuves des taux de croissance élevés chez les juvéniles présents dans les herbiers provenaient d'études sur les espèces de crabes des régions tempérées. Une étude de cohorte du crabe *Portunus pelagicus*, originaire d'Australie et se nourrissant d'herbiers marins, de gastéropodes, de bivalves, de crustacés et de polychètes, a indiqué que ces crabes passaient de ~60 mm à ~116 mm de largeur de carapace en 1 an (Edgar, 1990). De même, une étude expérimentale sur *Callinectes sapidus*, aux États-Unis, a conclu que les crabes grandissaient plus rapidement dans les enclos végétalisés que dans les enclos non végétalisés, le volume corporel augmentant à environ 550 mm<sup>3</sup> dans les enclos végétalisés en 6 semaines, contre seulement 300 mm<sup>3</sup> dans les traitements non végétalisés (Orth & van Montfrans, 1987).

Des études sur les taux de croissance des « mangeurs » en suspension *Mercenaria mercenaria* et *Aequipecten irrorationis* ont montré des résultats variables, indiquant tantôt une croissance améliorée dans les herbiers marins par rapport aux substrats non végétalisés, tantôt une croissance égale ou réduite. Le gastéropode herbivore *Strombus gigas* a grandi plus rapidement dans les herbiers marins que sur le sable, mais les individus plus petits ont grandi plus lentement. La crevette *Penaeus aztecus* n'a montré aucune différence significative dans son taux de croissance entre les zones d'herbiers vivants ou artificiels ou les substrats non végétalisés. Les résultats pour les poissons sont également variables : *Gobiosoma boscii* et *Sciaenops ocellatus* ont donné des résultats mitigés, mais *Tautoga onitis* s'est développée plus rapidement dans les herbiers marins (Heck et al., 1997).

Un examen comprenant des observations plus récentes sur 91 cas d'invertébrés et de poissons (Heck et al., 2003) a conclu que l'effet des herbiers marins sur les taux de croissance était très important par rapport aux habitats non structurés et structurés-non végétalisés. Une autre étude portant sur 87 cas de poissons et 9 cas d'invertébrés (McDevitt-Irwin et al., 2016) a conclu que les taux de croissance sont plus élevés dans les herbiers marins subtropicaux que dans les herbiers marins tempérés et tropicaux, tandis qu'ils étaient plus élevés chez les invertébrés que chez les poissons.

### 3.3. Effet de survie

Les taux de survie plus élevés dans les herbiers marins sont dûs à la présence élevée de refuges contre la prédation, grâce à la grande densité de tiges et feuilles d'herbiers marins. Cet effet direct a été évalué par des études expérimentales sur les relations cannibales du crabe protunidé *Carcinus maenas* du Portugal (Almeida et al. 2008, 2011). Ici, un effet significatif de la taille des prédateurs, de la taille des proies et de la densité des herbiers marins sur le taux de mortalité a été observé, la mortalité augmentant avec la diminution de la taille relative des proies et avec la réduction de la densité des herbiers marins. Un effet frappant de l'effet de l'activité locomotrice et de la phase du jour a été détecté, ce qui peut expliquer certains des mécanismes des interactions prédation-proie dans les herbiers marins. L'intensité des déplacements des grands juvéniles était d'un ordre de grandeur plus élevé que celle des petits juvéniles et beaucoup plus élevée en milieu clairsemé que dans la végétation dense, tant la journée que la nuit. À l'inverse, l'activité des petits juvéniles était principalement crépusculaire, indépendamment de la couverture végétale. Ces résultats suggèrent que les juvéniles de petits crabes sont relativement protégés sous un couvert végétal dense en raison de la mobilité plus faible des crabes plus gros et fournissent des preuves de la ségrégation temporelle des fenêtres d'activité entre les crabes de différentes tailles, ce qui peut être un mécanisme clé pour réduire la prédation cannibale et, par conséquent, augmenter la capacité de charge des habitats de nurserie.

Une autre étude utilisant des manipulations expérimentales avec des cages de prédation-exclusion (Freestone et al., 2019) a montré une mortalité plus élevée des invertébrés dans les herbiers marins tropicaux causée par des poissons prédateurs, par rapport aux herbiers marins tempérés. La prédation a fortement réduit la diversité dans les herbiers tropicaux, mais pas dans les herbiers tempérés. Une plus grande diversité dans les écosystèmes d'herbiers marins tropicaux a été interprétée comme résultant de l'hétérogénéité de l'habitat fournie par le paysage marin structurellement complexe, ainsi que de l'assemblage non aléatoire de communautés résultant de fortes interactions prédateur-proie.

Un examen des études utilisant des petits crustacés (amphipodes, isopodes, bernard-l'ermite, crabes) et des oursins montre systématiquement que la protection des herbiers marins diminue la mortalité due aux poissons prédateurs. Des études utilisant des poissons comme proies indiquent une diminution de la mortalité dans les herbiers marins (Heck et al., 1997). L'agrégation des estimations de survie de 71 cas d'invertébrés et de poissons (Heck et al., 2003) a montré un effet significativement plus élevé des herbiers marins sur la survie par rapport à d'autres habitats. En analysant la survie en fonction du type d'habitat, il apparaît qu'elle était plus élevée dans les herbiers marins que dans les habitats nus, mais plus faible que dans des structures non végétalisées (rochers), ou encore similaire à d'autres habitats végétalisés (lits de macroalgues, mangroves, marais salés). En ce qui concerne les différences latitudinales, une étude de synthèse portant sur 43 cas de poissons et 15 cas d'invertébrés (McDevitt-Irwin et al., 2016) a montré que la survie dans les herbiers marins tempérés était plus élevée que dans les habitats non structurés, mais significativement inférieure à celle d'autres habitats structurés. Sous les tropiques, il n'y avait pas de différences significatives de survie entre les herbiers marins et les habitats non structurés ou structurés. Les poissons et les invertébrés avaient une survie plus élevée dans les herbiers marins que dans les habitats non structurés, mais avaient tendance à avoir une survie plus faible dans les herbiers marins par rapport aux autres habitats structurés.

### 3.4. Recrutement et migration

Les herbiers marins modifient le débit de l'eau. Or l'hydrodynamisme influe sur la migration et le recrutement des stades larvaires (Grizzle et al., 1996). L'ingénierie des conditions hydrodynamiques dues aux canopées d'herbiers marins est un facteur clé dans le recrutement larvaire, augmentant la concentration larvaire en fonction de l'atténuation. Cet effet est crucial pour la déterminer la connectivité entre les habitats juvéniles et adultes, en influençant fortement les échelles spatiales et

temporelles et le nombre d'animaux capables de passer de juvéniles à adultes (Gillanders et al., 2003). Ces déplacements n'ont pas été suffisamment étudiés pour comprendre le nombre et les voies de transport et de survie des organismes dans les habitats d'herbiers marins.

#### 4. Echantillons en Afrique de l'Ouest

Les assemblages d'herbiers marins tempérés chauds en Afrique de l'Ouest se trouvent en Mauritanie et au Sénégal, et contiennent un mélange des espèces tempérées *Cymodocea nodosa* et *Zostera noltei*, avec l'espèce tropicale *Halodule wrightii*. La présence d'espèces tempérées, qui atteignent des densités plus élevées et des canopées plus hautes (Chefaoui et al., 2021) dans ces deux pays crée des conditions idéales pour accueillir une riche biodiversité marine. C'est le cas en Mauritanie et au Sénégal mais l'abondance de ces deux espèces tempérées à leur limite inférieure au Sénégal est elle-même fortement menacée (Chefaoui et al., 2021).

##### 4.1. Description des échantillonnages

En Mauritanie, notre échantillonnage a révélé que la végétation sous-marine créait des conditions propices à davantage d'espèces et d'individus que dans les zones non végétalisées (Figure 50 ci-dessous).

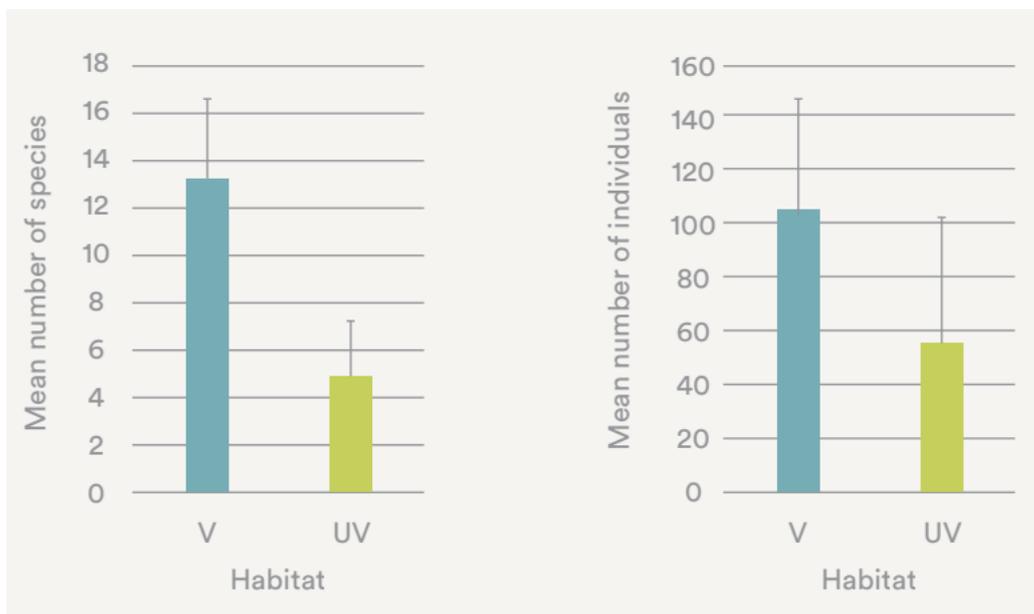


Figure 44 : Nombre d'espèces échantillonnées par coup de senne de plage dans les herbiers marins du PNBA (Parc National du Banc d'Arguin). Gauche : nombre moyen d'espèces de poissons et ; Droite : nombre moyen d'individus de poissons dans les espèces végétalisées (V, herbiers marins) et non végétalisées (UV, sédiments nus). Tiré de Compain (2021).

Au Sénégal, dans des habitats dominés par de grands et denses herbiers tempérés, nos échantillonnages ont trouvé des juvéniles de 28 espèces de poissons commerciaux à l'intérieur des herbiers marins, pour un nombre total de 106 espèces capturées (y compris des invertébrés et des tortues) (Figure 51 ci-dessous).

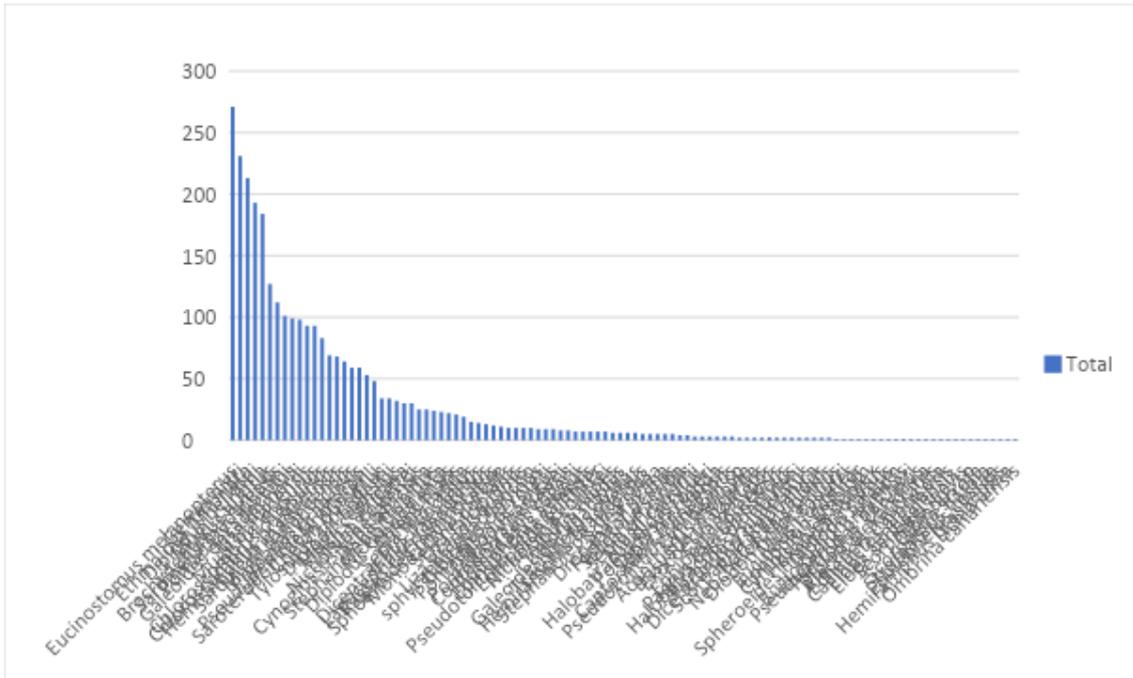


Figure 45 : Nombre total d'individus par espèce capturés par les sennes coulissantes à l'intérieur des herbiers marins au Sénégal. La plupart d'entre eux sont des poissons juvéniles, mais des invertébrés et même des tortues sont aussi présents.

Les assemblages d'herbiers tropicaux en Afrique de l'Ouest comprennent principalement *H. wrightii*, une espèce qui possède comme caractéristique d'être de petite taille et d'avoir des feuilles très minces. Cette morphologie est moins appropriée pour favoriser la biodiversité marine, par rapport aux espèces tempérées précédentes. Au sein même de cette espèce, la biodiversité varie considérablement d'un site à un autre, et d'un stade de vie à l'autre. Néanmoins, la biodiversité y est toujours élevée par rapport à ce qui est observé dans le sable nu.

Dans les îles Bijagós (Guinée-Bissau), dans les parterres *H. wrightii*, l'échantillonnage à la senne de plage à Unhocomo, Unhocomozinho et Meio a permis de capturer 20 espèces de poissons juvéniles (Figure 52 ci-dessous). Parmi elles, 18 étaient des espèces commerciales.

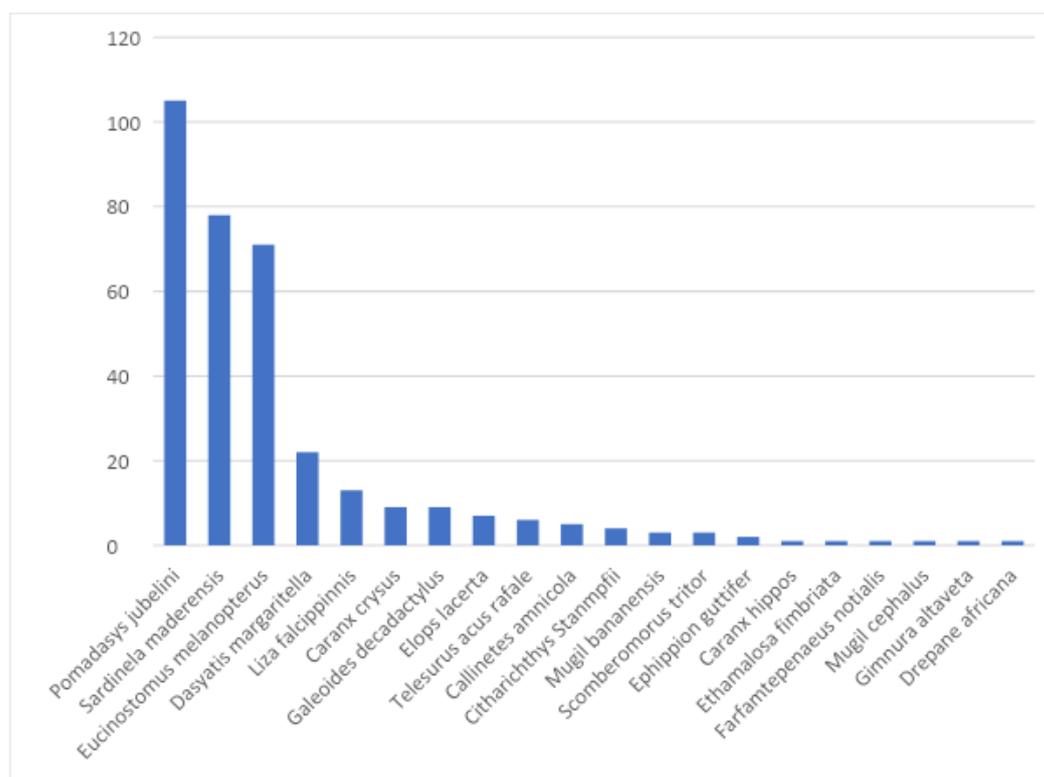


Figure 46 : Nombre total d'individus par espèce capturés par les coups de sennes de plage dans les parterres d'herbiers marins situés dans les îles Bijagos (Unhocomo, Unhocomozinho et Meio), Guinée-Bissau.

Au Cabo Verde, sur l'île de Santiago, 28 espèces adultes ont été observées lors de relevés visuels sous-marins à l'intérieur des parterres d'herbiers marins constitués de *H. wrightii* (Tableau 16 ci-dessous). L'assemblage global de poissons était composé de 11 espèces (39%) originaires d'Afrique de l'Ouest tropicale (du Cap Blanc en Mauritanie à l'Angola), de 8 espèces amphi-atlantiques (29%) et de 6 espèces de l'Atlantique Est (par exemple, les espèces guinéennes étaient bien représentées). Trois espèces (11%) sont endémiques de l'archipel du Cabo Verde. En termes de richesse en espèces, les invertébrés mobiles filtreurs représentaient 29% du tout (8 espèces), suivis des omnivores à 25% (7 espèces), des carnivores et des herbivores itinérants avec 3 espèces chacun (11%). Les autres groupes trophiques comprennent 2 ou 1 espèces chacun. La moitié de la richesse totale de la communauté de poissons y est constituée d'espèces non commerciales (contre seulement 40% environ d'espèces commerciales).

Cinq poissons plus une anguille ophichthide non identifiée étaient clairement associés aux parterres d'herbier marin *H. wrightii* à Santiago, Cabo Verde. En effet, ces poissons vivent la plupart du temps sur les herbiers marins en se nourrissant, en chassant, en se cachant ou simplement en étant associés au tapis d'herbes. *Eucinostomus melanopterus*, Flagfin mojarra, est une espèce côtière répandue entrant dans les estuaires, les cours inférieurs des rivières côtières et les lagunes. Des juvéniles de cette espèce ont été rencontrés le long des parterres d'herbiers marins de Gamboa. Le *Diplodus prayensis*, Dorade à deux bandes, est une espèce endémique de dorade dont les juvéniles et les adultes se trouvent dans les eaux plus profondes et aussi dans les fonds boueux. Cette espèce aussi était présente dans la zone d'étude de Gamboa. Le *Lethrinus atlanticus*, empereur de l'Atlantique, était représenté par un banc de juvéniles se nourrissant directement dans les herbiers marins. Certains individus semi-adultes de *Mugil cephalus*, mullet à grosse tête, ont été observés en train de traverser plusieurs fois dans les herbiers marins de Gamboa. Enfin, les trous de l'anguille serpent étaient clairement évidents le long des parterres d'herbiers.

Table 16 : Espèces de poissons adultes observées dans les comptages vidéo sous-marins à Praia Gamboa, Santiago, Cabo Verde.

Family	Species	Authority	Trophic category	Biogeography	Commercial value
Acanthuridae	<i>Acanthurus monroviae</i>	Steindachner, 1876	Roving herbivores	Eastern Atlantic	Commercial
Aulostomidae	<i>Aulostomus strigosus</i>	Wheeler, 1955	Piscivores	Amphi-Atlantic	Non-Commercial
Blenniidae	<i>Ophioblennius atlanticus</i>	(Cuvier & Valenciennes, 1836)	Territorial herbivores	Eastern Atlantic	Non-Commercial
Blenniidae	<i>Parablennius salensis</i>	Bath, 1990	Omnivores	Cabo Verde Endemic	Non-Commercial
Centracanthidae	<i>Spicara melanurus</i>	(Valenciennes, 1830)	Mobile invertebrate feeders	Tropical West Africa	Commercial
Chaetodontidae	<i>Chaetodon robustus</i>	Günther, 1860	Sessile invertebrate feeders	Tropical West Africa	Non-Commercial
Clupeidae	<i>Sardinella maderensis</i>	(Lowe, 1838)	Planktivores	Eastern Atlantic	Commercial
Diodontidae	<i>Diodon hystrix</i>	Linnaeus, 1758	Sessile invertebrate feeders	Amphi-Atlantic	Non-Commercial
Gerreidae	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	(Bleeker, 1863)	Mobile invertebrate feeders	Amphi-Atlantic	Non-Commercial
Gobiidae	<i>Gnatholepis thompsoni</i>	(Bleeker, 1853)	Omnivores	Amphi-Atlantic	Non-Commercial
Labridae	<i>Coris atlantica</i>	Günther, 1862	Mobile invertebrate feeders	Tropical West Africa	Non-Commercial
Labridae	<i>Scarus hoefleri</i>	(Steindachner, 1881)	Roving herbivores	Tropical West Africa	Commercial
Labridae	<i>Sparisoma choati</i>	Rocha, 2012	Roving herbivores	Tropical West Africa	Commercial
Labridae	<i>Thalassoma pavo</i>	(Linnaeus, 1758)	Mobile invertebrate feeders	Eastern Atlantic	Non-Commercial
Labrisomidae	<i>Labrisomus nuchipinnis</i>	(Quoy & Gaimard, 1824)	Mobile invertebrate feeders	Amphi-Atlantic	Non-Commercial
Lethrinidae	<i>Lethrinus atlanticus</i>	Cuvier & Valenciennes, 1830	Carnivores	Tropical West Africa	Commercial
Lutjanidae	<i>Lutjanus agennes</i>	(Bleeker, 1863)	Carnivores	Tropical West Africa	Commercial
Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i>	Linnaeus, 1758	Omnivores	Tropical West Africa	Commercial
Mullidae	<i>Mulloidichthys martinicus</i>	(Cuvier, 1829)	Mobile invertebrate feeders	Amphi-Atlantic	Commercial
Mullidae	<i>Pseudupeneus prayensis</i>	(Cuvier, 1829)	Mobile invertebrate feeders	Eastern Atlantic	Commercial
Muraenidae	<i>Muraena melanotis</i>	(Kaup, 1860)	Carnivores	Tropical West Africa	Commercial
Pomacentridae	<i>Abudefduf hoefleri</i>	(Steindachner, 1881)	Omnivores	Tropical West Africa	Non-Commercial
Pomacentridae	<i>Abudefduf saxatilis</i>	(Linnaeus, 1758)	Omnivores	Amphi-Atlantic	Non-Commercial
Pomacentridae	<i>Chromis multilineata</i>	(Guichenot, 1853)	Planktivores	Amphi-Atlantic	Low Commercial
Pomacentridae	<i>Stegastes imbricatus</i>	Jenyns, 1840	Territorial herbivores	Tropical West Africa	Non-Commercial
Sparidae	<i>Diplodus lineatus</i>	(Valenciennes, 1830)	Omnivores	Cabo Verde Endemic	Low Commercial
Sparidae	<i>Diplodus prayensis</i>	(Smith, 1844)	Omnivores	Cabo Verde Endemic	Low Commercial
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides marmoratus</i>	(Lowe, 1838)	Mobile invertebrate feeders	Eastern Atlantic	Non-Commercial

Au Cabo Verde toujours, l'espèce tropicale *Ruppia maritima* est présente dans plusieurs îles, dans les lagunes côtières et les étangs salés. La biodiversité des poissons associée à cet habitat dans cette région n'a pas été étudiée. Cependant, il a été démontré que les herbiers marins du genre *Ruppia* sont fortement liés à la présence d'échassiers (oiseaux) qui peuvent manger leurs graines, favorisant ainsi leur dispersion dans les habitats. En effet, on les trouve principalement dans les lagunes côtières très abritées et les marais salés qui sont des habitats essentiels pour les oiseaux.

#### 4.2. Espèces charismatiques

Les herbiers marins de la région ouest-africaine abritent des espèces de grande importance écologique, ou à fort enjeu de conservation. Ces animaux dépendent des herbiers marins au moins pour leurs stades de reproduction et certains aussi pour leur alimentation. Cela inclut les espèces menacées et/ou charismatiques, telles que certains échassiers et oiseaux de mer, hippocampes, tortues de mer, lamenteins et élaémobranches.

Les herbiers marins en Afrique de l'Ouest sont particulièrement importants pour les tortues marines, à savoir les tortues caouannes (*Caretta caretta*) au Cabo Verde et les tortues vertes (*Chelonia mydas*) dans l'archipel des Bijagos en Guinée-Bissau, à Joal et dans d'autres sites au Sénégal et dans le Banc d'Arguin en Mauritanie. Les herbiers marins sont eux-mêmes une source de nourriture importante pour les tortues vertes de cette région, associées aux macroalgues (Díaz-Abad et al., 2021) et à leurs microbiomes, qui influencent eux-mêmes les microbiomes du tube digestif des tortues vertes (Díaz-Abad, 2022). Parallèlement, les tortues vertes semblent également jouer un rôle dans la dispersion des graines d'herbiers marins le long des pays d'Afrique de l'Ouest, contrecarrant les barrières océanographiques (Tavares et al., 2022).

Parmi les espèces à fort enjeu de conservation et entretenant des liens étroits avec les herbiers, il est important de mentionner ici les oiseaux migrateurs. Cette région abrite des aires de nidification des oiseaux migrateurs de la voie migratoire de l'Atlantique Est. Les herbiers marins intertidaux de la région abritent les proies des oiseaux de rivage venant ici en hivernage. Parmi ces proies se trouvent

notamment les bivalves, les crustacés, les insectes, les gastéropodes et les polychètes (Lourenço et al., 2016). De nombreux animaux qui peuvent être consommés par les oiseaux de rivage bénéficient en outre des herbiers marins (Honkoop et al., 2008), comme le bivalve *Dosinia* sp. Qui est le festin préféré du Bécasseau maubèche Arguin (Honkoop et al., 2008 ; Onrust et al., 2013 ; El-Hacen et al., 2020).

D'autres espèces de la faune marine subtidale, en sus des tortues marines, dépendent également des herbiers marins pour leur alimentation, y compris des dizaines d'espèces d'élasmobranches ayant le statut d'espèce « vulnérable » d'après la classification de l'UICN, « en danger » ou « en danger critique d'extinction » (Chefaoui et al., 2021).



Figure 47 : Espèces d'oiseaux utilisant les zones d'herbiers marins dans le Banc d'Arguin (Mauritanie). Espèces d'oiseaux qui utilisent des feuilles d'herbiers marins pour construire leurs nids : A) *Thalasseus maximus* (Zira), B) *Platalea leucorodia balsacii* (Arel), C) *Croicocephalus cirrocephalus* (Nair), D) *Onychoprion anaethetus* (Arel). Espèces d'oiseaux qui utilisent les herbiers marins comme aires d'alimentation : E) *Calidris alpina* (Nair), F) *Larus genei* (Zira), G) *Arenaria interpres* (Kiaone), H) *Phoenicopterus roseus* (en haut) et *Pelicanus onocrotalus* (en bas) (Bellaat), I) *Calidris alba* (Cap Tagarit). Photos : E.A. Serrão (A-F); A. Araújo (L); M. Broquere, BACOMAB (H); C. de la Hoz Schilling (I). Tiré de De los Santos et al. (2022).

### 4.3. Espèces en compétition

La biodiversité associée aux macroalgues comprend également des espèces qui se disputent la lumière ou d'autres ressources, à l'image des espèces du genre *Caulerpa* (Figure 54 ci-dessous). Celles-ci occupent le même habitat que les herbiers marins, mais créent des conditions distinctes dans les sédiments qui modifient la biodiversité microbienne associée à cet habitat.



Figure 48 : Quatre espèces distinctes de macroalgues du genre *Caulerpa* trouvées dans des prairies mixtes avec des herbiers marins en Afrique de l'Ouest. Gauche : Île d'Arguin (Banc d'Arguin, Mauritanie ; Milieu : Unhocomo (Bijagos, Guinée-Bissau) ; droite : M'Bour, Sénégal. Photos par : E.A. Serrão.

La compétition pour l'accès aux ressources peut être particulièrement importante lorsque des algues filamenteuses se développent au-dessus des herbiers marins (Figure 55). C'est le cas des petites algues filamenteuses qui peuvent être abondantes sur les feuilles des herbiers marins, limitant leur accès à la lumière et aux nutriments.

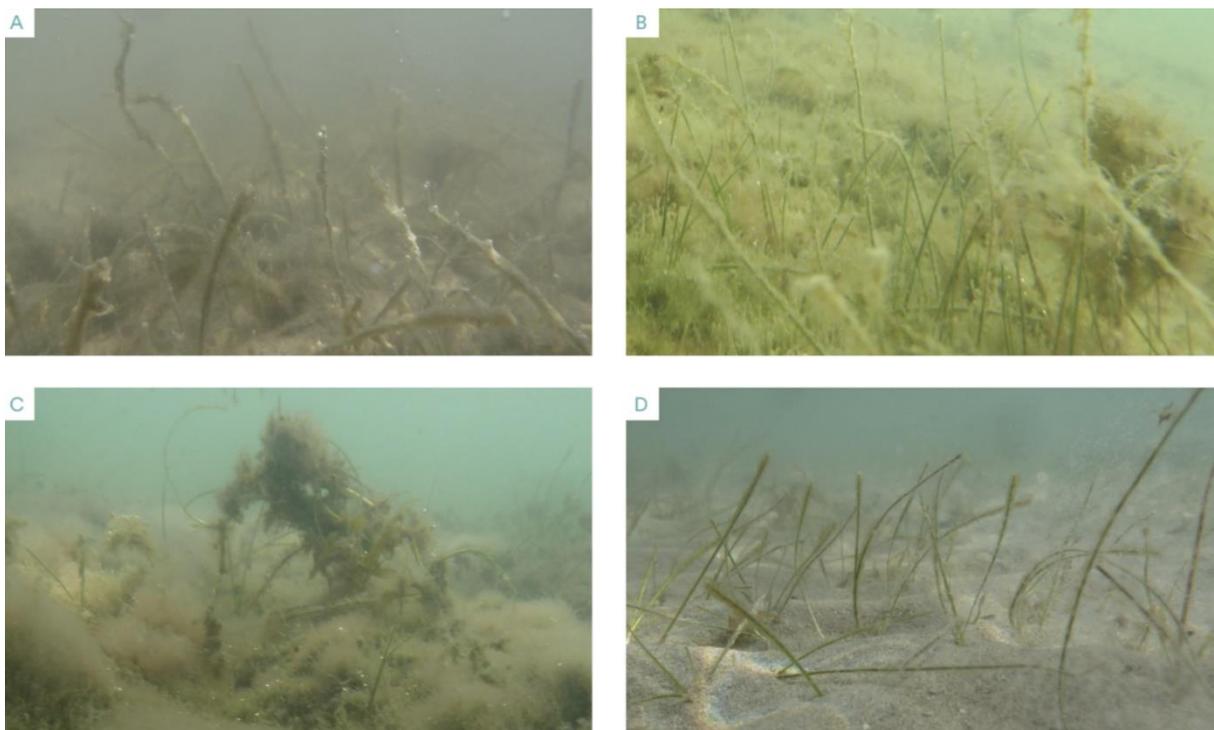


Figure 49 : Algues filamenteuses épiphytes fixées sur *Halodule wrightii* dans les Bijagos (Guinée-Bissau), à João Vieira (A) et Unhocomo (B,C), comparées à des herbiers moins épiphytés sur la côte ouverte extérieure à Unhocomo (D). Photos : E.A. Serrão.

Les animaux coloniaux épiphytes, tels que les colonies d'ascidies et de bryozoaires, sont particulièrement communs sur les feuilles de *C. nodosa*, étant donné sa plus grande taille pour y abriter les colonies. Ceux-ci peuvent être localement et ponctuellement abondants, causant la perte de feuilles soit en limitant la capacité des herbiers à capter des ressources en raison de la plus faible surface foliaire, soit par l'impact mécanique du poids des parasites, soit par les conséquences de leurs traînées (Figure 56).



Figure 50 : Animaux coloniaux épiphytes fréquents sur *Cymodocea nodosa* dans le banc d'Arguin (Mauritanie) : A) bryozoaires et B) ascidies. Photos : E.A. Serrão.

## 5. Conclusion

Nos résultats viennent renforcer le concept selon lequel les herbiers marins sont des espèces structurales, dont la présence modifie la biodiversité des écosystèmes. Nos résultats ont également démontré que les herbiers marins jouent un rôle important dans l'épanouissement d'une grande diversité d'animaux et d'autres groupes. Nos résultats indiquent aussi que la biodiversité associée à ces habitats peut présenter une certaine variabilité selon les sites et les espèces. Les pays du nord de la zone ouest-africaine (Mauritanie, Sénégal) comptant davantage d'espèces tempérées, dont l'appui à la production de biomasse marine est plus importante, en raison de la structure plus dense et plus haute des herbiers dans ces zones.

## 6. Références

- Almeida MJ, Flores AAV, Queiroga H. (2008). Effect of crab size and habitat type on the locomotory activity of juvenile shore crabs, *Carcinus maenas*. *Estuar Coast Shelf Sci* 80:509–516
- Almeida MJ, González-Gordillo JI, Flores AAV, Queiroga H. (2011). Cannibalism, post-settlement growth rate and size refuge in a recruitment-limited population of the shore crab *Carcinus maenas*. *J Exp Mar Biol Ecol* 410:72–79
- Barnes N, Bamber RN, Bennell G, Cornelius N, Glassom D, Henderson SCD, Jiddawi N, Lee CNW, Macia A, Msangameno DJ, Paula J, Yahya S, Ferrero TJ. (2011). Assessment of regional and local biodiversity in tropical and subtropical coastal habitats in the East African Marine Ecoregion. *Biodiversity and Conservation* 20:2075–2109
- Barnes RSK, Barnes MKS. (2014). Biodiversity differentials between the numerically-dominant macrobenthos of seagrass and adjacent unvegetated sediment in the absence of sandflat bioturbation. *Marine Environmental Research* 99:34–43

- Beck MW, Heck KL, Able KW, Childers DL, Eggleston DB, Gillanders BM, Halpern B, Hays CG, Hoshino K, Minello TJ, Orth RJ, Sheridan PF, Weinstein MR. (2001). The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *BioScience* 51:633–641
- Bell D, Pollard AD. (1989). Ecology of fish assemblages and fisheries associated with seagrasses, In: AWD Larkum, AJ McComb, SA Shepard (eds.) *Biology of seagrasses: a treatise on the biology of seagrasses with special reference to the Australian region*. p. 565-609. Elsevier, the Netherlands.
- Berkenbusch K, Rowden AA, Myers TE. (2007). Interactions between seagrass and burrowing ghost shrimps and their influence on infaunal assemblages. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 341, 70e84.
- Blandon A, Zu Ermgassen PSE. (2014). Quantitative estimate of commercial fish enhancement by seagrass habitat in southern Australia. *Estuar Coast Shelf Sci* 141:1–8
- Boström C, Bonsdorff E, 1997. Community structure and spatial variation of benthic invertebrates associated with *Zostera marina* (L.) beds in the northern Baltic Sea. *J. Sea Res.* 37, 153e166.
- Chefaoui RM, Duarte CM, Tavares AI, Frade DG, Cheikh MAS, Ba MA, Serrao EA. (2021). Predicted regime shift in the seagrass ecosystem of the Gulf of Arguin driven by climate change. *Global Ecology and Conservation* <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01890>
- Compain, N. (2021). Biodiversity and community assemblage of shallow habitats of the National Park of Banc d'Arguin (Mauritania): influence of habitat, season and site. MSc thesis. University of Algarve.
- de los Santos C.B., Queiroga H., Sidi Cheikh M.A., Araújo, A., Serrão, EA. (editors) (2022). Training manual for seagrass monitoring and management in the RAMPAO member countries. Centre of Marine Sciences of Algarve, Faro.
- Díaz-Abad L, Bacco-Mannina N, Madeira FM; Serrao EA; Regalla A, Patrício AR, Frade PR. (2022). Red, Gold and Green: Microbial Contribution of Rhodophyta and Other Algae to Green Turtle (*Chelonia mydas*) Gut Microbiome. *Microorganisms*. DOI: [10.3390/microorganisms10101988](https://doi.org/10.3390/microorganisms10101988)
- Edgar GD. (1990). The influence of plant structure on the species richness, biomass and secondary production of macrofaunal assemblages associated with Western Australian seagrass beds. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 137, 215e240.
- Edgar GJ, Barrett NS. (2002). Benthic macrofauna in Tasmanian estuaries: scales of distribution and relationships with environmental variables. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 270, 1e24.
- Eklöf JS, Castro MT, Adelsköld L, Jiddawi NS, Kautsky N. (2005). Differences in macrofaunal and seagrass assemblages in seagrass beds with and without seaweed farms. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 63, 385e396.
- El-Hacen, E.-H.M., Cheikh, M.A.S., Bouma, T.J., Olf, H., Piersma, T. (2020). Long-term changes in seagrass and benthos at Banc d'Arguin, Mauritania, the premier intertidal system along the East Atlantic Flyway. *Glob. Ecol. Conserv.* 24, e01364.
- Freestone AL, Carroll EW, Papacostas KJ, Ruiz GM, Torchin ME, Sewall BJ. (2020). Predation shapes invertebrate diversity in tropical but not temperate seagrass communities. *Journal of Animal Ecology* 89:323–333
- Gillanders BM, Able KW, Brown JA, Eggleston DB, Sheridan PF. (2003). Evidence of connectivity between juvenile and adult habitats for mobile marine faunas: an important component of nurseries. *Mar Ecol Prog Ser* 247:281–295

- Heck KL, Hays G, Orth RJ. (2003). A critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. *Mar Ecol Prog Ser* 253:123–136
- Heck KL Jr, Nadeau DA, Thomas R. (1997). The nursery role of seagrass beds. *Gulf of Mexico Science* 15(1): 1-5
- Heck KL, Thoman TA. (1984). The nursery role of seagrass meadows in the upper and lower reaches of the Chesapeake Bay. *Estuaries* 7:70–92
- Hannan JC, Williams RJ. (1998). Recruitment of juvenile marine fishes to seagrass habitat in a temperate Australian estuary. *Estuaries*, 21(1), 29-51.
- Homziak J, Fonseca MS, Kenworthy WJ. (1982). Macrobenthic community structure in a transplanted eelgrass (*Zostera marina*) meadow. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 9, 211e221.
- Honkoop, P.J.C., Berghuis, E.M., Holthuijsen, S., Lavaleye, M.S.S., Piersma, T. (2008). Molluscan assemblages of seagrass-covered and bare intertidal flats on the Banc d'Arguin, Mauritania, in relation to characteristics of sediment and organic matter. *J. Sea Res.* 60, 255–263.
- Lee SY, Fong CW, Wu RSS. (2001). The effects of seagrass (*Zostera japonica*) canopy structure on associated fauna: a study using artificial seagrass units and sampling natural beds. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 259, 23e50.
- Lourenço, P.M., Catry, T., Piersma, T., Granadeiro, J.P. (2016). Comparative feeding ecology of shorebirds wintering at Banc d'Arguin, Mauritania. *Estuar. Coasts* 39, 855–865.
- McDevitt-Irwin JM, Iacarella JC, Baum JK. (2016). Reassessing the nursery role of seagrass habitats from temperate to tropical regions: A meta-analysis. *Mar Ecol Prog Ser* 557:133–143
- Omrust, J., De Fouw, J., Oudman, T., Van Der Geest, M., Piersma, T., Van Gils, J.A. (2013). Red Knot diet reconstruction revisited: context dependence revealed by experiments at Banc d'Arguin, Mauritania. *Bird Study* 60, 298–307.
- Orth RJ, Heck KL, van Montfrans J. (1984). Faunal communities in seagrass beds: a review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator-prey relationships. *Estuaries* 7:339–350
- Orth RJ, van Montfrans J. (1990). Utilization of marsh and seagrass habitats by early stages of *Callinectes sapidus*: a latitudinal perspective. *Bulletin of Marine Science*, 46(1), 126-144.
- Orth RJ. (1992). A perspective on plant-animal interactions in seagrasses: Physical and biological determinants influencing plant and animal abundance. In Ed. D. M. John, S. J. Hawkins, and J. H. Price, *Plant-Animal Interactions in the Marine Benthos*. 147-164 Clarendon Press, Oxford.
- Rooker JR, Holt SA. (1997). Utilization of subtropical seagrass meadows by newly settled red drum *Sciaenops ocellatus*: patterns of distribution and growth. *Marine Ecology Progress Series*, 158, 139-149.
- Siebert T, Branch GM. (2005). Interactions between *Zostera capensis* and *Callinassa kraussi*: influences on community composition of eelgrass beds and sandflats. *Afr. J. Mar. Sci.* 27, 357e373.
- Tavares AI, Assis J, Patricio R, Ferreira R, Cheikh MA, Bandeira S, Regalla A, Santos I, Potouroglou M, Nicolau S, Teodosio MA, Almada C, Santos RO, Pearson GA, Serrao EA. (2022). Seagrass connectivity

on the west coast of Africa supports the hypothesis of grazer-mediated seed dispersal. *Front. Mar. Sci.*, 06, <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.809721>

Trégarot E, Meissa B, Gascuel D, Sarr O, Valy El Y, Wagne OH, Kane EA, Bal AC, Haidallah MS, Fall AD, Dia AD, Failler P. (2020). The role of marine protected areas in sustaining fisheries: The case of the National Park of Banc d'Arguin, Mauritania. *Aquaculture and Fisheries* 5:253–264



## SECTION 10 – LA CONTRIBUTION DES HERBIERS DANS L'ATTENUATION DES CHANGEMENTS CLIMATIQUES

Grégoire Tournon-Gardic<sup>1</sup>, El Hadj Bara Dème<sup>1</sup>, Ewan Trégarot<sup>1</sup> & Pierre Failler<sup>1</sup>

<sup>1</sup> *Centre for Blue Governance, University of Portsmouth, Portsmouth PO1 3DE, United Kingdom*

### 1. La contribution des herbiers dans l'atténuation des changements climatiques

Les 197 pays signataires de l'accord de Paris sur le climat s'étaient engagés à mettre en œuvre leur contribution prévue déterminée au niveau national (CPDN) pour la période 2015-2020 et leur contribution déterminée au niveau national (CDN) pour la période 2020-2030 avec une possibilité de révision en 2025. De nature volontaire, la contribution définit, pour chaque pays et pour cinq ans, les mesures à prendre pour atténuer les effets du changement climatique et pour s'y adapter (Hellio 2017). Les sept pays côtiers de la région « PRCM »<sup>18</sup> (Mauritanie, Sénégal, Cabo Verde, Gambie, Guinée, Guinée Bissau et Sierra Leone) ont récemment transmis leur CDN à la Convention-Cadre des Nations-Unies sur les changements climatiques (CCNUCC).

Parmi les mesures d'atténuation proposées par les pays dans les CPDN et CDN, la principale est la limitation des émissions de Gaz à effet de serre (GES). Pour les 7 pays côtiers d'Afrique de l'Ouest, la reforestation constitue la solution fondée sur la nature pour l'atténuation de ces émissions la plus prisée, en raison de mesures déjà existantes pour l'exploitation et la conservation des forêts et de la capacité avérée des forêts à séquestrer du dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) et à le stocker dans le sol.

Si les forêts, notamment de mangroves, devaient ainsi, par le biais des actions de reforestation des CDN, voir leur surface augmenter et leur densité s'accroître, peu de mesures de ce type ne semblent avoir été prévues pour les autres écosystèmes littoraux qui disposent pourtant de capacités d'absorption et de stockage similaires. Ainsi, par exemple, les herbiers ne sont pas pour le moment pris en compte dans cinq pays sur sept<sup>19</sup>. Pourtant, le potentiel de stockage de carbone des herbiers marins, estimé à plus de 6 tonnes d'équivalent CO<sub>2</sub>/an/ha (Duarte, 2013), est comparable à celui des forêts tropicales (Boulier & Simon, 2010; UNEP, 2016). En outre, ils couvrent une surface importante dans la région : au moins 748 km<sup>2</sup> d'après les premières analyses cartographiques réalisées à l'échelle régionale (Karasik et al., 2020).

Le lien entre les habitats marins et le potentiel de séquestration de carbone a été abordé très tôt (Beran, 1995). Par la suite, la notion de « carbone bleu » a permis de légitimer définitivement le rôle des habitats marins et côtiers pour la séquestration de carbone, comme en témoigne l'Initiative sur le carbone bleu, conduite par Conservation International et l'UICN (Herr et al., 2015). C'est donc tout naturellement que le lien entre les CPDN/CDN et le carbone bleu a été pris en compte dans les rapports consultatifs des Nations-Unies (Herr & Landis, 2016; Thomas et al., 2020) et dans la littérature

<sup>18</sup> Le PRCM (Partenariat régional pour la conservation de la zone côtière et marine) est une « coalition d'acteurs travaillant sur les problématiques du littoral ouest africain et couvrant sept pays : Mauritanie, Sénégal, Cabo Verde, La Gambie, Guinée-Bissau, Guinée et Sierra Leone. ». La zone d'influence du PRCM, tout comme celle du RAMP AO (le Réseau régional d'AMP en Afrique de l'Ouest), est considérée ici comme une délimitation géographique. Voir : <https://prcmarine.org/thematique/>

<sup>19</sup> Seul le Cabo Verde et la Sierra Leone mentionne les herbiers dans sa CDN (See <https://www4.unfccc.int/sites/NDCStaging/Pages/All.aspx>).

scientifique (Gallo et al., 2017; Jernnäs & Linnér, 2019; Kelleway et al., 2020; McKenzie et al., 2020) à la suite de la rédaction des CPDN pour la conférence des parties « COP21 » tenue à Paris en novembre-décembre 2015. Dès lors, il est apparu que les habitats marins et côtiers, de par les services de régulation du climat qu'ils fournissent, pouvaient jouer un rôle prépondérant dans l'atténuation des effets des changements climatiques (Tittensor et al. 2019; Wilson et al. 2020), et donc à l'atteinte des objectifs de la Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques (CCNUCC) (Goldstein et al. 2020; Hoegh-Guldberg et al. 2019; Howard et al. 2017; Roberts et al. 2017).

La protection des écosystèmes considérés comme « carbone bleu » s'avère dès lors essentielle pour mitiger les effets du changement climatique, de même que l'extension de leur superficie par le biais d'actions de restauration écologique. Le groupement intergouvernemental des experts du climat – GIEC – estime ainsi que 0,5% des émissions mondiales de gaz à effet de serre pourraient être séquestrée et stockée rien qu'en favorisant la restauration des écosystèmes de carbone bleu (IPCC, 2019). Ces activités de restauration sont incluses dans le portfolio des « solutions fondées sur la nature » promues par les Nations-Unies et l'UICN pour favoriser la transition écologique (UNEP & IUCN, 2021). Par ailleurs, la destruction de ces écosystèmes pourrait entraîner la libération d'importantes quantités de gaz à effet de serre, ce qui serait donc doublement dommageable (perte de zones séquestrant le carbone + libération de gaz à effet de serre).

Cependant, le fossé existant entre la prise de décision politique et les connaissances scientifiques semble faire obstacle à la mise en place de politiques efficaces pour lutter contre les changements climatiques (Gallo et al. 2017) : en témoigne l'absence de mentions des herbiers marins dans les CDN des pays ouest-africains, à l'exception de la Sierra Leone et du Cabo Verde, alors qu'ils sont étroitement associés à la notion de carbone bleu par la communauté scientifique (Bryan et al. 2020; Miteva et al. 2015; Theuerkauf et al. 2015; Wylie et al. 2016)<sup>20</sup>. Plus généralement, c'est justement cette notion de carbone bleu qui est négligée dans les CDN de nombreux pays du monde (Wedding et al. 2021), au même titre que le potentiel des océans pour lutter contre les changements climatiques (Hoegh-Guldberg et al. 2019; Pörtner et al. 2021). A l'heure actuelle, sur les 159 pays signataires de la CCNUCC, seuls 13 pays reconnaissent le rôle des herbiers pour l'atténuer et/ou l'adaptation aux changements climatiques (Dencer-Brown et al., 2022). Pourtant, les herbiers comptent pour environ 10% du stockage total de carbone par les océans, tandis qu'ils ne représentent que 0,2% de la surface océanique (Blume et al., 2022). Il faut néanmoins souligner ici la bonne tenue du Cabo Verde et de la Sierra Leone, qui permettent tout de même à deux pays de la zone « Resiliensea » de se classer parmi ces 13 pays pionniers mentionnés plus haut.

Dans le cas des pays de la zone de ce travail, le Sénégal est le pays dont les herbiers sont les plus abondants. Concrètement, lorsque le taux de séquestration de carbone des herbiers au Sénégal est comparé aux objectifs de réduction contenus dans la CDN du pays, la contribution des herbiers reste toutefois modeste. De la sorte, avec 2663 tonnes séquestrées annuellement (voir la Section 3 « Sequestration of organic carbon » de ce rapport), les herbiers marins situés au Sénégal ne

<sup>20</sup> En sus des documents de la Sierra Leone et du Cabo Verde, la CDN du Sénégal faisait mention des AMP et des habitats côtiers, mais ces mentions concernaient l'adaptation du secteur de la pêche face aux effets des changements climatiques (<https://www4.unfccc.int/sites/NDCStaging/Pages/All.aspx>). De la même façon, la CDN de la Guinée a mentionné l'économie bleue mais uniquement pour le volet « adaptation aux changements climatiques », et non pour le volet « atténuation ». La CDN de la Guinée-Bissau a aussi mentionné les écosystèmes marins mais, là aussi, uniquement pour le volet adaptation. À l'inverse, la CDN de la Mauritanie a mentionné l'économie verte, mais pas l'économie bleue.

contribuent qu'à moins de 1% aux objectifs de réduction de la CDN<sup>21</sup>. Néanmoins, ces résultats sont en attente d'investigations ultérieures. En effet, dans le cas où les surfaces d'herbiers seraient plus importantes que ce qui est actuellement convenu, alors la contribution des herbiers pour l'atteinte des objectifs contenus dans les CDN serait plus importante. Il en va de même si le taux de séquestration était estimé de façon plus importante dans le futur.

Par ailleurs, la contribution des herbiers est bien plus importante dans certains autres pays : dans la région couverte par le projet Resiliensea, par exemple, la séquestration de carbone par les écosystèmes marins et côtiers de Mauritanie, essentiellement réalisée par les herbiers, serait équivalente à 22% de l'objectif de la CDN mauritanienne (Trégarot et al., 2018). Un autre exemple criant – hors du projet Resiliensea – est celui des Bahamas, qui abrite les plus grandes surfaces d'herbiers marins du monde avec 46 000 km<sup>2</sup> d'herbiers (soit presque 30% de la surface totale mondiale en herbiers) : les herbiers des Bahamas séquestrent 123 millions de tonnes de CO<sub>2</sub> chaque année selon les dernières estimations (Blume et al., 2023). Ce total est extrêmement élevé, puisqu'il correspond à 68 fois les émissions de CO<sub>2</sub> du pays.

En outre, une partie importante de la séquestration de carbone bleu par les pays côtiers d'Afrique de l'Ouest provient des abondantes forêts de mangroves (Bryan et al., 2020). Or les mangroves bénéficient des services fournis par les herbiers (filtration de l'eau, atténuation de la houle, cycles biochimiques) pour leur épanouissement (Bouillon et al., 2008).

Les pays disposent donc d'un fort potentiel sis au sein de leurs eaux et le long de leurs côtes, à même de contribuer significativement aux objectifs d'atténuation contenus dans les CDN. En sachant que le potentiel additionnel de séquestration de carbone par la restauration des mangroves, des herbiers et des marais salés s'élèverait au niveau mondial à 841 Mt eqCO<sub>2</sub>e par an d'ici 2030 (Macreadie et al., 2021), il est probable que les politiques publiques de la conservation s'intéressent toujours plus aux habitats marins et côtiers.

Enfin, les pays ouest-africains auraient tout intérêt à intégrer davantage les AMP dans leur stratégie de mitigation des émissions de GES, en soulignant le lien entre ces AMP et le carbone bleu, et en utilisant les CDN comme levier financier et logistique durable. En effet, les travaux de Binet et al. (2012) et Bonnin et al. (2015) ont montré que les écosystèmes des AMP de l'Afrique de l'Ouest avaient une capacité à fournir des services de nature climatique (séquestration du carbone et protection côtière) supérieure à ceux de même nature mais situés en zone non protégée.

Les prochaines années représentent une période charnière, tant pour la mise en œuvre des CDN qu'en raison de la fin des cibles d'Aichi pour la préservation de la biodiversité et l'implémentation du nouveau programme-cadre global pour biodiversité en lieu et place des cibles Aichi (Phang et al., 2020). Dans ce sens, la mise en place des CDN pourrait permettre à ces documents stratégiques de s'imposer comme un nouvel outil légitime et global pour la conservation des milieux naturels. Et par extension, les herbiers pourraient enfin occuper la place qu'ils méritent au sein des politiques publiques environnementales.

## 2. Bibliographie

Beran, Max A. (1995). *Carbon Sequestration in the Biosphere – Processes and prospects*; TIGER Programme Office, Institute of Hydrology, Wallingford Oxfordshire, UK

<sup>21</sup> La CDN du Sénégal stipule que le pays s'engage à réduire ses émissions annuelles de gaz à effet de serre de 11.15 millions de tonnes « équivalent CO<sub>2</sub> » annuellement en 2030, soit 4000 fois plus que la séquestration réalisée par les herbiers marins dans le pays.

- Binet, T., Failler, P., Doumbouya, A. et Sall, A. (2012). *Évaluation de La Valeur Socio-Économique Des Écosystèmes Marins et Côtiers Des Aires Marines Protégées de l'Afrique de l'Ouest : Rapport Final*.
- Blume A., Pertiwi A.P., Lee C.B. and Traganos D. (2023) "Bahamian seagrass extent and blue carbon accounting using Earth observation". *Frontiers in Marine Science*. 10:1058460. Doi: 10.3389/fmars.2023.1058460
- Bonnin, M., Failler, P. et Laë, R. (2015). "Des AMP Pour La Résilience Des Écosystèmes." Pp. 197–209 in *Aires Marines Protégées Ouest-Africaines*.
- Bouillon, S., R.M. Connolly and S.Y. Lee. (2008). "Organic matter exchange and cycling in mangrove ecosystems: Recent insights from stable isotope studies." *Journal of Sea Research* 59(1-2): 44-58.
- Boulier, Joël and Laurent Simon. (2010). "Les Forêts Au Secours de La Planète: Quel Potentiel de Stockage Du Carbone?" *Espace Géographique* 39(4):309–24.
- Bryan, Tanya, John Virdin, Tibor Vegh, Connie Y. Kot, Jesse Cleary, and Patrick N. Halpin. (2020). "Blue Carbon Conservation in West Africa: A First Assessment of Feasibility." *Journal of Coastal Conservation* 24(8).
- Dencer-Brown A. M., Shilland R., Friess D., Herr D., Benson L., Berry N. J., et al. (2022). "Integrating blue: How do we make nationally determined contributions work for both blue carbon and local coastal communities?" *Ambio*, 51 (9), 1978–1993. Doi: 10.1007/s13280-022-01723-1
- Duarte, Carlos M. (2013). "Assessing the CO<sub>2</sub> Capture Potential of Seagrass Restoration Projects." 1341–49.
- Gallo, Natalya D., David G. Victor, and Lisa A. Levin. (2017). "Ocean Commitments under the Paris Agreement." *Nature Climate Change* 7(11):833–38.
- Goldstein, Allie, Will R. Turner, Seth A. Spawn, Kristina J. Anderson-Teixeira, Susan Cook-Patton, Joseph Fargione, Holly K. Gibbs, Bronson Griscom, Jennifer H. Hewson, Jennifer F. Howard, Juan Carlos Ledezma, Susan Page, Lian Pin Koh, Johan Rockström, Jonathan Sanderman, and David G. Hole. (2020). "Protecting Irrecoverable Carbon in Earth's Ecosystems." *Nature Climate Change* 10(4):287–95.
- Herr, D., T. Agardy, D. Benzaken, F. Hicks, J. Howards, E. Landis, A. Soles, and T. Vegh. (2015). *Coastal "Blue" Carbon: A Revised Guide to Supporting Coastal Wetland Programs and Projects Using Climate Finance and Other Financial Mechanisms*.
- Herr, D. and E. Landis. (2016). *Coastal Blue Carbon Ecosystems: Opportunities for Nationally Determined Contributions. Policy Brief*. Gland, Switzerland.
- Hoegh-Guldberg, Ove, Eliza Northrop, and Jane Lubchenco. (2019). "The Ocean Is Key to Achieving Climate and Societal Goals." *Science* 365(6460):1372–74.
- Howard, Jennifer, Elizabeth McLeod, Sebastian Thomas, Erin Eastwood, Matthew Fox, Lauren Wenzel, and Emily Pidgeon. (2017). "The Potential to Integrate Blue Carbon into MPA Design and Management." *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*.
- IPCC, 2019: Summary for Policymakers. In: IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, M. Tignor, E. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Nicolai, A. Okem, J. Petzold, B. Rama, N.M. Weyer (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 3–35. <https://doi.org/10.1017/9781009157964.001>.

Jernnäs, Maria and Björn Ola Linnér. (2019). "A Discursive Cartography of Nationally Determined Contributions to the Paris Climate Agreement." *Global Environmental Change* 55(January):73–83.

Karasik, Rachel, Katie Warnell, Andrew Pericak, Tibor Vegh, Dimosthenis Traganos, Bharrat Aggarwal, Dimitris Poursanidis, and Maria Potouroglou. (2020). *The Distribution of Seagrass Meadows in West Africa*.

Kelleway, Jeffrey J., Oscar Serrano, Jeffrey A. Baldock, Rachel Burgess, Toni Cannard, Paul S. Lavery, Catherine E. Lovelock, Peter I. Macreadie, Pere Masqué, Mark Newnham, Neil Saintilan, and Andrew D. L. Steven. (2020). "A National Approach to Greenhouse Gas Abatement through Blue Carbon Management." *Global Environmental Change* 63:102083.

Macreadie Peter I., Micheli D. P. Costa, Trisha B. Atwood, Daniel A. Friess, Jeffrey J. Kelleway, Hilary Kennedy, Catherine E. Lovelock, Oscar Serrano and Carlos M. Duarte. (2021). "Blue carbon as a natural climate solution." *Nature Reviews Earth & Environment* 2:826–839.

McKenzie, Len J., Lina M. Nordlund, Benjamin L. Jones, Leanne C. Cullen-Unsworth, Chris Roelfsema, and Richard K. F. Unsworth. (2020). "The Global Distribution of Seagrass Meadows." *Environmental Research Letters* 15:074041.

Miteva, Daniela A., Brian C. Murray, and Subhrendu K. Pattanayak. (2015). "Do Protected Areas Reduce Blue Carbon Emissions? A Quasi-Experimental Evaluation of Mangroves in Indonesia." *Ecological Economics* 119:127–35.

Phang, Sui C., Pierre Failler, and Peter Bridgewater. (2020). "Addressing the Implementation Challenge of the Global Biodiversity Framework." *Biodiversity and Conservation* 29(9–10):3061–66.

Pörtner, H. O., R. J. Scholes, J. Agard, E. Archer, A. Arneth, X. Bai, D. Barnes, M. Burrows, L. Chan, W. L. Cheung, S. Diamond, C. Donatti, C. Duarte, N. Eisenhauer, W. Foden, M. A. Gasalla, C. Handa, T. Hickler, O. Hoegh-Guldberg, K. Ichii, U. Jacob, G. Insarov, W. Kiessling, P. Leadley, R. Leemans, L. Levin, M. Lim, S. Maharaj, S. Managi, P. A. Marquet, P. McElwee, G. Midgley, T. Oberdorff, D. Obura, E. Osman, R. Pandit, U. Pascual, A. P. F. Pires, A. Popp, V. Reyes-García, M. Sankaran, J. Settele, Y. J. Shin, D. W. Sintayehu, P. Smith, N. Steiner, B. Strassburg, R. Sukumar, C. Trisos, A. L. Val, J. Wu, E. Aldrian, C. Parmesan, R. Pichs-Madruga, D. C. Roberts, A. D. Rogers, S. Díaz, M. Fischer, S. Hashimoto, S. Lavorel, N. Wu, and H. T. Ngo. (2021). *Scientific Outcome of the IPBES-IPCC Co-Sponsored Workshop on Biodiversity and Climate Change*. Bonn, Germany.

Roberts, Callum M., Bethan C. O’Leary, Douglas J. Mccauley, Philippe Maurice Cury, Carlos M. Duarte, Jane Lubchenco, Daniel Pauly, Andrea Sáenz-Arroyo, Ussif Rashid Sumaila, Rod W. Wilson, Boris Worm, and Juan Carlos Castilla. (2017). "Marine Reserves Canmitigate and Promote Adaptation to Climate Change." *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 114(24):6167–75.

Tittensor, Derek P., Maria Beger, Kristina Boerder, Daniel G. Boyce, Rachel D. Cavanagh, Aurelie Cosandey-Godin, Guillermo Ortuño Crespo, Daniel C. Dunn, Wildan Ghiffary, Susie M. Grant, Lee Hannah, Patrick N. Halpin, Mike Harfoot, Susan G. Heaslip, Nicholas W. Jeffery, Naomi Kingston, Heike K. Lotze, Jennifer McGowan, Elizabeth McLeod, Chris J. McOwen, Bethan C. O’Leary, Laurene Schiller, Ryan R. E. Stanley, Maxine Westhead, Kristen L. Wilson, and Boris Worm. (2019). "Integrating Climate Adaptation and Biodiversity Conservation in the Global Ocean." *Science Advances* 5(11):1–16.

Theuerkauf, Ethan J., J. Drew Stephens, Justin T. Ridge, F. Joel Fodrie, and Antonio B. Rodriguez. (2015). "Carbon Export from Fringing Saltmarsh Shoreline Erosion Overwhelms Carbon Storage across a Critical Width Threshold." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 164:367–78.

Thomas, Tamara, Emily Pidgeon, Moritz von Unger, Steve Crooks, Courtney Durham, Dorothee Herr, Tom Hickey, Catherine Martini, Milagros Sandoval, Lisa Schindler Murray and Zoe Sinclair. (2020). *BLUE CARBON AND NATIONALLY DETERMINED CONTRIBUTIONS - Guidelines on Enhanced Action*. The Blue Carbon Initiative.

Trégarot, E., T. Catry, A. Pottier, C. Cornet, J. P. Maréchal, V. Fayad, M. A. Sidi Cheick, G. David, A. D. Dia, A. D. Fall, O. Sarr, Y. El Valy, and O. H. Wagne. (2018). *Évaluation Des Services Écosystémiques Du Banc d'Arguin, Mauritanie : Rapport Final*.

UNEP. (2016). *Blue Carbon Financing of Mangrove Conservation in the Abidjan Convention Region - A Feasibility Study*. Nairobi, Abidjan and Arendal.

UNEP & IUCN. (2021). *Nature-based solutions for climate change mitigation*. Nairobi and Gland, 42 p.

Wedding, L. M., M. Moritsch, G. Verutes, K. Arkema, E. Hartge, J. Reiblich, J. Douglass, S. Taylor, and A. L. Strong. (2021). "Incorporating Blue Carbon Sequestration Benefits into Sub-National Climate Policies." *Global Environmental Change* 69(March):102206.

Wilson, Kristen L., Derek P. Tittensor, Boris Worm, and Heike K. Lotze. (2020). "Incorporating Climate Change Adaptation into Marine Protected Area Planning." *Global Change Biology* (October 2019):1–17.

Wylie, Lindsay, Ariana E. Sutton-Grier, and Amber Moore. (2016). "Keys to Successful Blue Carbon Projects: Lessons Learned from Global Case Studies." *Marine Policy* 65:76–84.



## SECTION 11 – L'EMERGENCE DE L'EXPLOITATION DE GAZ ET DE PETROLE EN HAUTE MER EN AFRIQUE DE L'OUEST ET SON IMPACT SUR LES ECOSYSTEMES COTIERS

Kieran Deane<sup>1</sup> and Grégoire Touron-Gardic<sup>1</sup>

<sup>1</sup> *Centre for Blue Governance, University of Portsmouth (UK). Richmond Building, University of Portsmouth, Portsmouth PO1 3DE, United Kingdom*

### 1. Contexte

Le pétrole et le gaz représentent plus de 50% des ressources mondiales en énergie primaire (IEA, 2020), ce qui les rend très précieux et recherchés à l'échelle mondiale. L'Afrique contient les troisièmes plus grandes réserves de pétrole au monde (après le Moyen-Orient et l'Amérique centrale et du Sud combinés), tandis que cinq des trente principaux pays producteurs de pétrole sont présents sur le continent (Graham, 2019; Adeola et al., 2021). En 2021, l'Afrique a exporté près de 5,6 millions de barils de pétrole par jour<sup>22</sup>. En parallèle, ses réserves potentielles identifiées de pétrole et de gaz sont de  $184 \times 10^8$  tonnes et  $17 \times 10^{12}$  tonnes (Longxin, 2019). En raison de la qualité du pétrole brut, des situations géopolitiques et géographiques (accès facile à la navigation, faible piraterie relative stabilité politique terrestre), les pays situés le long du golfe de Guinée présentent désormais un intérêt international (Sakyi, 2012).

L'industrie pétrolière et gazière offshore ouest-africaine devrait poursuivre son développement grâce aux découvertes majeures de gaz de 2014 - 2017 dans la région « MSGBC » (Mauritanie, Sénégal, Gambie, Guinée-Bissau et Guinée-Conakry) (AEC, 2022). Les sommets MSGBC sur le pétrole, le gaz et l'électricité sont des événements consacrés au développement de l'énergie dans les régions susmentionnées, y compris la coopération et l'intégration transfrontalières en ce qui concerne l'exploitation d'importantes réserves de pétrole et de gaz<sup>23</sup>. En parallèle, de nombreuses zones marines ont été subdivisées en blocs ouverts à l'exploration pétrolière et gazière (voir les figures 57a et 57b pour des exemples dans les zones économiques marines exclusives sénégalaises et mauritaniennes). Dans le même temps, ces « blocs » d'exploitation sont aussi des points chauds de la biodiversité, des zones de pêche importantes et des destinations touristiques populaires (Kloff et al., 2009 ; Dème et al., 2019).

<sup>22</sup>Statista. 2022. *Sujet : L'industrie du pétrole et du gaz naturel en Afrique*. [en ligne] Disponible à l'adresse : [https://www.statista.com/topics/7493/oil-and-natural-gas-industry-in-africa/#topicHeader\\_wrapper](https://www.statista.com/topics/7493/oil-and-natural-gas-industry-in-africa/#topicHeader_wrapper) [Date de consultation : 9 octobre 2022].

<sup>23</sup>MSGBC Pétrole, gaz et électricité. 2022. *À propos de nous | MSGBC Pétrole, gaz et électricité*. [en ligne] Disponible à : <https://msgbcoilgasandpower.com/about-us/> [Date de consultation : 7 octobre 2022].

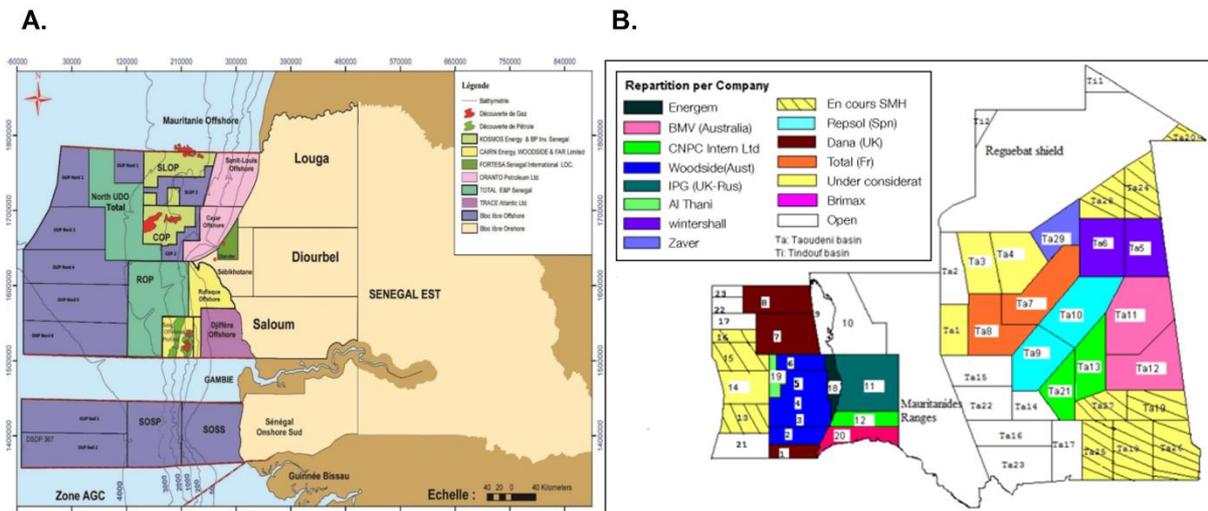


Figure 51: Concessions offshore de pétrole et de gaz (a) au Sénégal et (b) en Mauritanie. Sources: Sénégal : Initiative pour la transparence des industries extractives au Sénégal (<https://itie.sn/apercu-du-secteur-2/>) ; Mauritanie : <https://www.acp-france.org/wp-content/uploads/2020/03/Local-Content-Mauritanie.pdf>

En 2019, la Gambie a signé des accords avec British Petroleum (BP) pour exploiter les réserves de pétrole et de gaz le long de ses côtes. De son côté, la Sierra Leone a exploité le pétrole et le gaz depuis les années 1980 et, avec la découverte continue de réserves pétrolières offshore (la dernière étant Savannah-1X en 2013), cela devrait continuer. Le Sénégal et la Mauritanie sont à la tête de l'industrie pétrolière et gazière émergente dans la région « PRCM » (la région composée de la Mauritanie, du Sénégal, du Cap-Vert, de la Gambie, de la Guinée-Bissau, de la Guinée et de la Sierra Leone). Par ailleurs, les deux pays figurent parmi les principaux pays ouest-africains en termes de potentiel de ressources (marines et terrestres – voir Figure 58)<sup>24,25</sup>.

<sup>24</sup> AfricaNews (s.d.). *Africanews*. [en ligne] [www.africanews.com](http://www.africanews.com). Disponible à : <https://www.africanews.com/search/gambia%20oil> [Date de consultation : 4 oct. 2022].

<sup>25</sup>(PDSL) Direction du pétrole de la Sierra Leone [en ligne] Disponible à : <https://.gov.sl/operations> [Date de consultation : 4 oct. 2022] ;.gov.sl. 2022. *PDSL*. [en ligne] Disponible à l'adresse : <https://.gov.sl/operations> [Date de consultation : 7 octobre 2022].

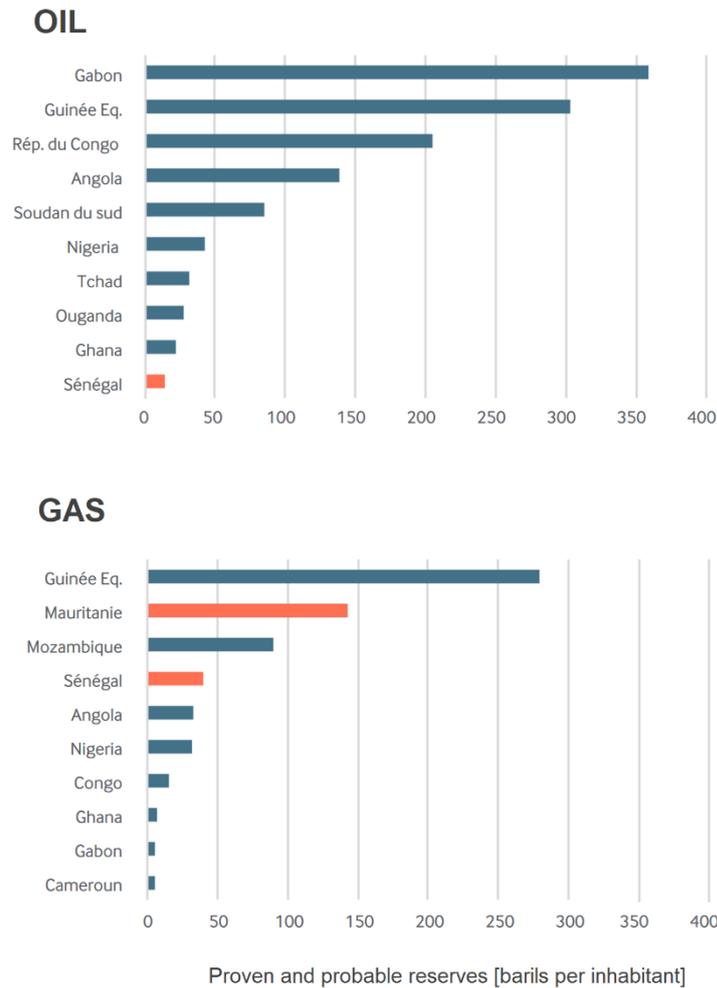


Figure 52: Réserves prouvées et probables de pétrole et de gaz dans les pays africains. Source: Rystad (2020) in Davis & Mihalyi (2021)

BP et Kosmos Oil se sont associés pour exploiter deux zones à partir de 2023 : le champ Grand Tortue/Ahmeyim (GTA), à cheval sur la frontière de la Mauritanie et du Sénégal et qui devrait générer 4,8 milliards USD<sup>26</sup> et les champs de Yakaar et Teranga (conjointement nommés Cayar Profond), au Sénégal, qui produiront du gaz principalement destiné à la consommation interne (voir Figure 59)<sup>27</sup>. Dans l'exploitation d'Ahmeyim, un forage de 2,7 kilomètres de profondeur est déjà actif dans la partie sud de la concession. Quant à la zone « Cayar Profond », plus de 1400 milliards de mètres cubes de gaz naturel y seraient enfouis. Dans le delta du Saloum (Sénégal), qui abrite au moins sept aires marines protégées (Failler et al., 2020a) et connu pour ses pêcheries très productives (Dème et al.,

<sup>26</sup> Administration du commerce international (ATI) | Trade.gov. 2022. *Mauritanie - Pétrole et gaz*. [en ligne] Disponible à l'adresse : <https://www.trade.gov/country-commercial-guides/mauritania-oil-and-gas> [Date de consultation : 4 octobre 2022].

<sup>27</sup> Ecofin (2019). 'Sénégal : la production de la nouvelle découverte de gaz sera essentiellement consacrée à la demande domestique', 27 September. <https://www.agenceecofin.com/gaz-naturel/2709-69617-senegal-la-production-de-la-nouvelledecouverte-de-gaz-sera-essentiellement-consacree-a-la-demande-domestique> ; Kosmosenergy.com. 2022. *Greater Tortue – Kosmos Energy | Deepwater Exploration and Production*. [online] Available at: <https://www.kosmosenergy.com/greater-tortue/> [Accessed 7 October 2022].

2019), l'exploitation pétrolière et gazière est prévue pour 2023/2024 sur le champ de Sangomar<sup>28</sup>. Les stocks exploitables sont estimés à environ 630 millions de barils de pétrole. Le réservoir contient également du gaz naturel associé et non associé dont les réserves sont d'environ 113 milliards de Nm<sup>3</sup>. La production de pétrole débutera début 2023 avec une capacité de production journalière maximale de 100 000 barils<sup>29</sup>.

En 2020, le Sénégal compte une trentaine de blocs onshore et offshore. Au total, 9 compagnies pétrolières sont présentes au Sénégal pour l'exploration et la production d'hydrocarbures (une seule est actuellement en exploitation). En Mauritanie, l'exploitation a déjà commencé au milieu des années 2000<sup>30</sup>.



Figure 53: Localisation des champs pétrolifères et gaziers de la région du Greater Tortue Ahmeyim et de Cayar (Greater Tortue – Kosmos Energy | Deepwater Exploration and Production, 2022)

Dans ce contexte, il existe une forte probabilité pour que ces activités industrielles aient des impacts sur les écosystèmes côtiers marins dans la zone de cette étude (la zone Resiliensea, c'est-à-dire la zone côtière ouest-africaine s'étendant de la Mauritanie au Nord jusqu'à la Sierra Leone au Sud). Ce chapitre explore l'impact potentiel de l'industrie pétrolière et gazière offshore sur le milieu marin. Pour ce faire, une synthèse de la littérature sur les opérations pétrolières et gazières et leurs effets sur l'environnement marin en Afrique de l'Ouest a été réalisée. L'impact potentiel de l'industrie pétrolière et gazière émergente dans la région d'étude y est ensuite discuté.

## 2. Impacts globaux sur l'environnement

Les étapes de l'exploitation pétrolière et gazière sont illustrées à la Figure 60 ci-dessous. Au cours des premières étapes de l'exploration, le milieu marin est affecté par l'altération de l'habitat et la pollution sonore provenant du forage de puits d'exploration et de la réalisation de relevés (Richardson et Wursig, 1997). Les levées sismiques, utilisées pour exposer la géologie souterraine et localiser les réservoirs potentiels, peuvent entraîner un comportement de stress, d'évitement et d'échouage chez les mammifères marins, les tortues, les poissons et les céphalopodes (Fewtrell & McCauley, 2012). Le forage d'exploration est également une partie risquée de l'exploitation, puisque des accidents tels que le fameux accident de Deepwater Horizon (compagnie BP) se sont produits à ce stade (Kark, 2015).

<sup>28</sup>Woodside. 2022. *Sangomar* - Woodside Energy. [en ligne] Disponible à l'adresse : <https://www.woodside.com/what-we-do/growth-projects/sangomar> [Date de consultation : 7 octobre 2022].

<sup>29</sup> Initiative pour la transparence des industries extractives au Sénégal. <https://itie.sn/apercu-du-secteur-2/>

<sup>30</sup> <https://ejatlas.org/conflict/mauritania-offshore-oil-production/?translate=fr>

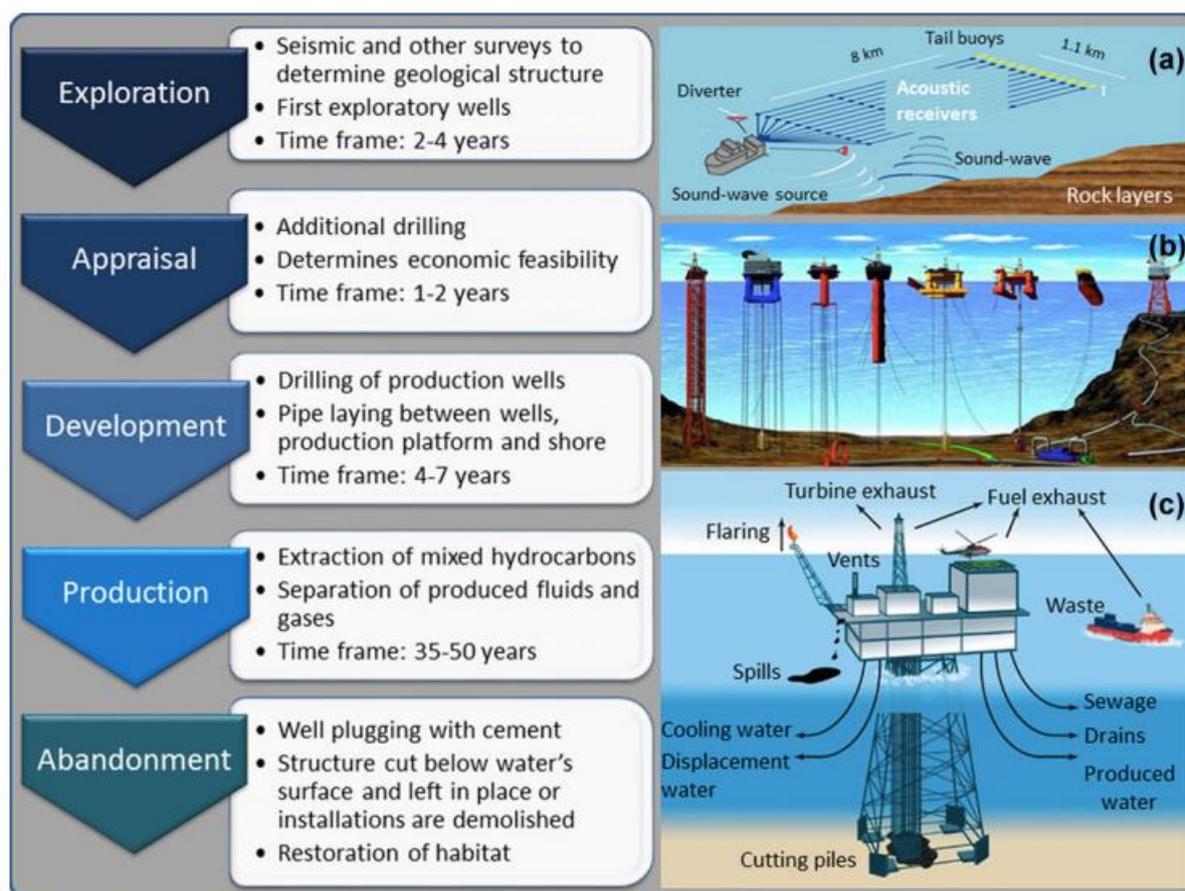


Figure 54: Enumération des phases de développement de l'exploitation pétrolière et gazière offshore. Source : Kark (2015)

Pendant la phase d'exploitation, les fonds marins subissent des changements importants. Il s'agit notamment de la modification des habitats et du paysage des grands fonds marins et de la destruction de la biodiversité des grands fonds marins par le forage et la pose d'infrastructures sous-marines telles que les pipelines et les ancrages (Miller 2018). Le rejet de déchets solides, liquides et gazeux est dangereux pour le milieu marin environnant, ce qui comprend les fluides de forage, les débris de forage huileux, les torchères de gaz, les émissions atmosphériques, les fluides de traitement des puits et les eaux usées (Vargas et al., 2020).

L'exploitation du pétrole brut comprend l'usage de produits chimiques toxiques (arsenic, le mercure, le zinc, le plomb, etc.), susceptibles de se retrouver ensuite dans les eaux de surface à partir d'aquifères profonds (Ore & Adeola, 2021). Tous ces éléments peuvent se déplacer jusqu'aux zones côtières par le vent et les marées. Les déversements d'hydrocarbures et les fuites de gaz naturel peuvent en outre se produire à diverses étapes de l'exploitation, y compris lors des relâchements d'« eau produite » (Holdway, 2002). L'eau produite est l'eau associée au pétrole dans le réservoir et est considérée comme le deuxième plus grand polluant des écosystèmes marins après les déversements d'hydrocarbures. Les déversements d'hydrocarbures constituent une menace majeure pour la biodiversité et peuvent avoir des conséquences à long terme sur les habitats côtiers (Peterson et al., 2003). La catastrophe Deepwater Horizon serait à l'origine du déversement de près d'un milliard de litres de pétrole dans le golfe du Mexique et est considérée comme l'une des plus grandes catastrophes environnementales de l'histoire du monde (Beyer et al., 2016).

Le bruit et les vibrations créés par les processus opérationnels (comme le forage) et l'augmentation du trafic maritime peuvent aussi avoir une incidence sur le comportement des espèces, sur leur aire de distribution, sur leurs schémas de migration ou encore sur leurs lieux de reproduction (Gordon et al., 2004). L'exposition au bruit sous-marin anthropique pourrait entraîner une perte auditive ou un effet de masquage des sons, perturbant la communication entre les espèces marines (Pine et al., 2016). Le dragage augmente également la turbidité de la colonne d'eau, car il libère des sédiments dans la colonne d'eau. De plus, des espèces envahissantes non indigènes peuvent être introduites dans le milieu marin lors de la dissipation des eaux de ballast (Kloff et al., 2009).

Le stress généré par l'activité pétrolière et gazière offshore peut alors provoquer différentes réactions dans la biodiversité. Ces réponses sont listées à la Figure 61 ci-dessous.

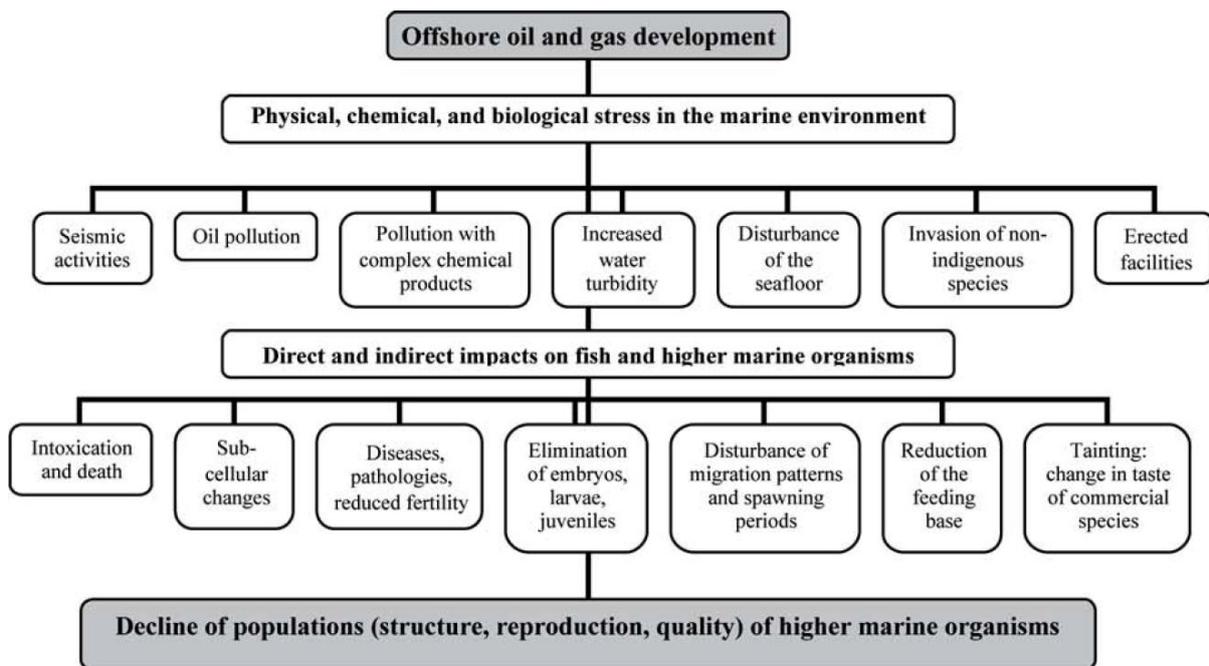


Figure 55: Graphique listant les réponses du milieu marin en réaction aux opérations pétrolières et gazières extracôtières. Source : tiré de Patin (1999)

Le forage pétrolier et gazier en mer à des profondeurs croissantes comporte des risques accrus en raison de la mobilité et de l'accessibilité limitées. Par exemple, il a fallu 87 jours pour régler le problème de l'incident de Deepwater Horizon dans le golfe du Mexique à une profondeur de plus de 1500m (Rochette, 2014). Le projet GTA au Sénégal et en Mauritanie fore jusqu'à une profondeur de 4 884 m (ITA, 2022), tandis que le Jubilee (un champ situé au large des côtes du Ghana) et les champs situés dans la région du delta du Saloum sont situés à 1 100 m sous la surface de la mer<sup>31</sup>.

### 3. Impacts référencés en Afrique de l'Ouest

Le Nigeria est le principal producteur de pétrole de l'Afrique, avec des réserves de pétrole et de gaz parmi les plus importantes du monde. Dans les années 1980, la production pétrolière représentait 85% des recettes publiques, soit 2,44 millions de barils de pétrole par jour (Odeyemi & Ogunseitan,

<sup>31</sup> Tullow Oil plc (LSE: TLW). 2022. *Jubilee field*. [online] Available at: <https://www.tulloil.com/our-operations/africa/ghana/jubilee-field/> [Accessed 7 October 2022].

1985 ; Kadafa, 2012). En 2022, le Nigéria a produit en moyenne 1,17 million de barils de pétrole par jour (b/j). Le delta du Niger est une zone de conservation clé du littoral ouest-africain en raison de l'extraordinaire biodiversité qui y est présente (Nenibarini, 2004). On estime que 1,5 million de tonnes de pétrole ont été déversées dans cet environnement au cours des 50 dernières années (PNUD, 2006). Des polluants importants ont été rejetés dans l'environnement, ce qui a considérablement modifié le paysage marin et terrestre des régions côtières. Il s'agit notamment des boues de forage, des déblais, de l'huile et des graisses, des sels, des sulfures, des solides en suspension, des changements de température et de pH, des métaux lourds et de l'augmentation de la demande biologique en oxygène et de la demande chimique en oxygène (Ukoli, 2005). Cela a entraîné la destruction de vastes zones de forêts de mangroves (les herbiers marins ne sont pas mentionnés mais probablement inclus) et de zones de pêche et un déclin des poissons, des crabes, des mollusques, des bigorneaux et des oiseaux (Kadafa, 2012; Adelana et coll., 2011). En outre, la présence de nombreux pipelines sur place a engendré la création de nombreuses installations de prélèvements et de raffinement clandestines, ce qui engendre des risques tant pour l'environnement que pour les personnes travaillant dans ces unités.

La Côte d'Ivoire a découvert plus de 50 champs pétrolifères, dont quatre sont actuellement en production<sup>32</sup>. La production de 30 000 barils par jour a été estimée pour 2021. En 2006, à la suite de l'accident d'un navire de forage de la Canadian Natural Resources, un déversement de pétrole s'est produit, relachant environ 5000 tonnes d'hydrocarbures dans l'océan à 100 km environ d'Abidjan<sup>33</sup>. Cela a considérablement dégradé l'environnement aquatique et provoqué une perte extrême de biodiversité dans les régions côtières (Koffie, 2014). Avant la marée noire, des signes de pollution provenant de la production pétrolière étaient déjà présents.

À l'ouest du Nigeria, le Ghana a commencé l'exploitation commerciale du pétrole et du gaz en 1896. Le champ pétrolier et gazier de Jubilee a été découvert en 2007 au large des côtes du Ghana, à la frontière avec la Côte d'Ivoire (voir Figure 62) et en 2010, l'exploitation a commencé. La production de pétrole en 2022 est estimée entre 30 000 et 32 000 barils par jour<sup>34</sup>. L'évaluation de l'impact environnemental et social a été mise à jour en octobre 2019 et comprend une évaluation approfondie de l'identification de l'impact et des stratégies d'atténuation appropriées (Greater Jubilee Environmental Impact Assessment - EIA, 2019).

<sup>32</sup> France 24. (2021). *La Côte d'Ivoire fait état d'une découverte « majeure » de pétrole offshore*. [en ligne] Disponible à : <https://www.france24.com/en/africa/20210902-ivory-coast-reports-major-offshore-oil-discovery> [Date de consultation : 8 oct. 2022]

<sup>33</sup> BBC News Pidgin. 2022. *Trafigura: Victimes de la marée noire en Côte d'Ivoire - BBC News Pidgin*. [en ligne] Disponible à l'adresse : <https://www.bbc.com/pidgin/tori-41410944> [Date de consultation : 8 octobre 2022].

<sup>34</sup> Le grand Jubilé EIA. [en ligne] Disponible à : [https://www.tullowoil.com/application/files/7716/1901/4140/Jubilee\\_Updated\\_EIA\\_Volume\\_I\\_Main\\_Report.pdf](https://www.tullowoil.com/application/files/7716/1901/4140/Jubilee_Updated_EIA_Volume_I_Main_Report.pdf) [Date de consultation : 8 oct. 2022].

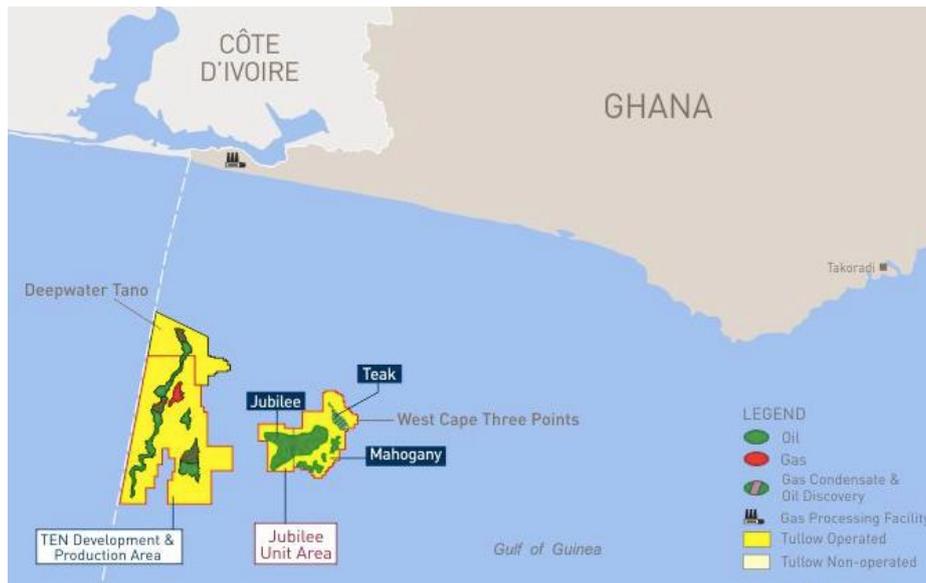


Figure 56: Localisation des champs pétrolifères et gaziers offshore “Jubilee” (Image tirée du site internet Tullow oil: Greater Jubilee field)

Malgré les études d’impact et la mise en place de mesures d’atténuation connexes, des effets néfastes sur l’environnement sont encore ressentis. Une étude approfondie des communautés côtières vivant à proximité des champs de pétrole et de gaz a révélé que les principaux impacts environnementaux étaient les effets néfastes des effluents de déchets de l’exploitation offshore, responsables de la pollution de l’eau de mer et de l’atteinte à la vie aquatique le long de la côte (Jones & Chantel, 2020). Cette étude indique qu’en l’absence d’un déversement majeur de pétrole, l’industrie pétrolière et gazière continue malgré tout de dégrader l’environnement.

#### 4. Impacts potentiels sur les écosystèmes côtiers de la région d’étude

La région d’étude contient de nombreux sites sensibles dotés d’écosystèmes hautement productifs pour la pêche (Failler et al., 2020b ; Banque mondiale, 1993 ; Selkani, 2022). La zone « ResilienSEA » accueille près d’une centaine d’aires marines protégées, dont 50 sont organisées en un réseau régional, le RAMPAO (voir Figure 63). De vastes étendues d’eaux marines nationales – y compris les zones offshore – ont des labels de conservation tels que KBA (Key Biodiversity Areas), EBSA (Ecologically or biologically significant areas), LMMA (Large Marine Mammals Areas), IBA (Important Birds Areas), etc. (voir Figure 63). Beaucoup de ces zones se chevauchent avec des blocs dédiés à l’exploitation offshore. À la suite d’un déversement de pétrole en mer, les vents côtiers et les courants marins pourraient propager le pétrole vers les régions côtières. La biodiversité intertidale telle que les mangroves, les herbiers marins, les algues et la faune sauvage est donc particulièrement vulnérable (Jackson et al., 1989). En conséquence, le résultat d’une marée noire pourrait être désastreux.

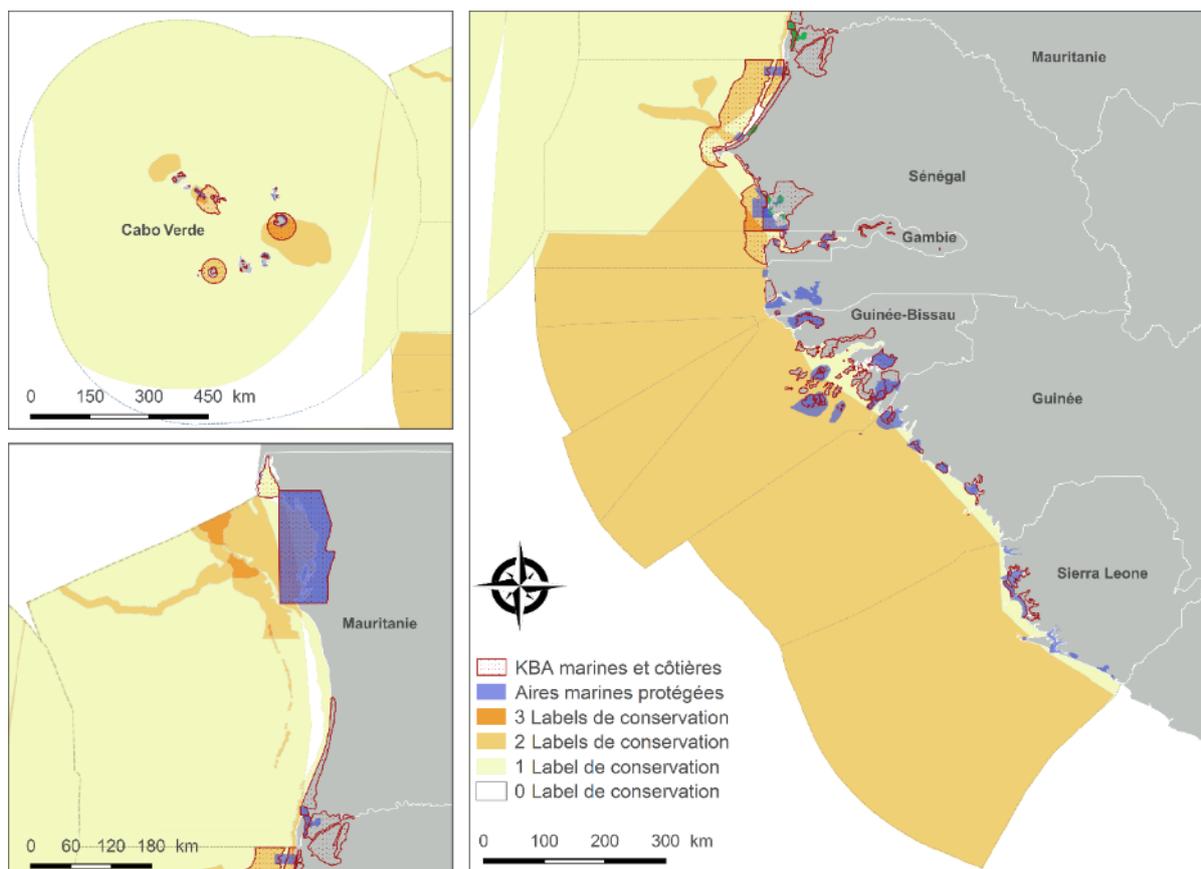


Figure 57: Distribution spatiale des aires marines protégées (AMP). Sources : AMP : Failler et al. (2020a) ; Labels de conservation : Gownaris et al. (2019). Réalisation propre.

Comme le démontrent les cas du Ghana, du Nigeria et de la Côte d'Ivoire, outre les marées noires majeures, les opérations pétrolières et gazières ont de nombreux effets secondaires qui polluent et dégradent la biodiversité environnante de façon continue. Il s'agit notamment de la création de pipelines et d'autres infrastructures sur les fonds marins, de l'augmentation du trafic maritime, des produits chimiques courants, des eaux usées, des fuites, de l'eau produite, des gaz d'échappement, etc. (Kark, 2015; Ogolo, 2021; Cordes, 2016) (voir la Figure 64). Toutes ces conséquences sont inhérentes au fonctionnement régulier d'exploitations pétrolières offshore et ne sont pas conditionnées à des manquements ou à des accidents.

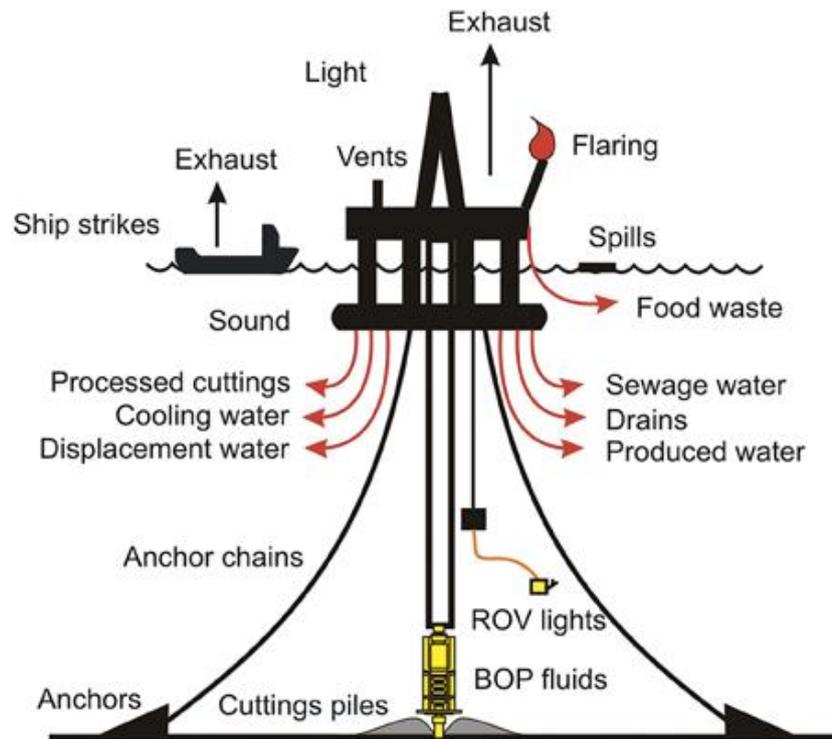


Figure 58: Description des opérations de routine dans les exploitations offshore susceptibles d'engendrer des impacts environnementaux. Source : Cordes (2016)

En Mauritanie et au Sénégal, une grande partie du pétrole et du gaz produits sera vendue et expédiée vers les marchés européens. Les rejets de déchets provenant du transport maritime pourraient donc augmenter considérablement à l'instar de l'industrie pétrolière et gazière. Les déchets comprennent le diesel marin, le mazout marin, le mazout lourd, les rejets de déchets solides et liquides et les émissions de combustibles fossiles (Walker et al., 2019). L'huile de pétrole est toxique pour le milieu aquatique et peut causer des malformations, des problèmes cardiaques, des changements de comportement et une mortalité accrue chez la plupart des espèces marines telles que les poissons, les mammifères et les tortues de mer (Dupuis & Ucan-Marin, 2015). Pour répondre à l'augmentation de l'activité maritime, les infrastructures portuaires devront être développées davantage, ce qui entraînera des modifications supplémentaires de l'environnement côtier<sup>35</sup>. A ce titre, d'immenses projets de développement sont en cours de réalisation au Sénégal (Port de Ndayane) et en Mauritanie (Nouakchott). Ces activités secondaires ou quotidiennes de l'industrie pétrolière et gazière offshore vont donc certainement ajouter de la pression sur l'environnement environnant et les écosystèmes côtiers.

Il convient de noter que des moyens de minimiser les impacts du développement et de l'expansion de l'industrie pétrolière et gazière sur l'environnement sont à l'étude. À cette fin, le PRCM (Partenariat régional pour la conservation de la zone côtière et marine) a démarré un projet (le projet COBIA), afin de renforcer la gestion des risques sur l'environnement liés à l'exploitation offshore<sup>36</sup>. En outre, la

<sup>35</sup> La Tribune. (n.d.). *Pétrole et gaz offshore sénégalais : failles et innovations d'un plan inédit de gestion environnementale*. [online] Available at: <https://afrique.latribune.fr/afrique-de-l-ouest/senegal/2018-10-24/petrole-et-gaz-offshore-senegalais-failles-et-innovations-d-un-plan-inedit-de-gestion-environnemental-794985.html> [Accessed 8 Oct. 2022].

<sup>36</sup> [https://prcmarine.org/initiative\\_cobia/](https://prcmarine.org/initiative_cobia/)

compagnie BP a d'ores et déjà commencé – dans quel but ? – à financer des projets de conservation dans la région<sup>37</sup>.

## 5. Références

Adelana, S.O., Adeosun, T.A., Adesina, A.O. and Ojuroye, M.O. (2011). Environmental pollution and remediation: challenges and management of oil Spillage in the Nigerian coastal areas. *American Journal of Scientific and Industrial Research*, 2(6), pp.834-845.

Adeola, A.O., Akingboye, A.S., Ore, O.T. et al. (2022). Crude oil exploration in Africa: socio-economic implications, environmental impacts, and mitigation strategies. *Environ Syst Decis* 42, 26–50. <https://doi.org/10.1007/s10669-021-09827-x>

African Energy Chamber (AEC) (2022). *MSGBC Gas Market Set For Massive Growth | African Energy Chamber*. [online] Available at: <https://energychamber.org/msgbc-gas-market-set-for-massive-growth/> [Accessed 4 Oct. 2022]

African Petroleum Corp. Ltd. (2010). Quarterly report — Period ended 30 September 2010: Leederville, Western Australia, Australia, African Petroleum Corp. Ltd. , 11 p. ( Accessed January 18, 2012, at <http://www.africanpetroleum.com.au/IRM/Company/ShowPage.aspx/PDFs/1021-77922541/QuarterlyReport.>)

Bechir, M. (2019). 'Developing the Oil & Gas Market. Mauritania as a destination for oil and gas majors', Direction Générale des Hydrocarbures, Ministère du Pétrole, de l'Énergie et des Mines, Nouakchot, Mauritania [http://www.petrole.gov.mr/IMG/pdf/presentation-dgh-\\_2019.pdf](http://www.petrole.gov.mr/IMG/pdf/presentation-dgh-_2019.pdf)

Bermúdez-Lugo, O. (2010). The Mineral Industries of The Gambia, Guinea-Bissau, and Senegal. *Minerals Yearbook*, 3, p.10.

Beyer, J., Trannum, H.C., Bakke, T., Hodson, P.V. and Collier, T.K. (2016). Environmental effects of the Deepwater Horizon oil spill: a review. *Marine pollution bulletin*, 110(1), pp.28-51.

Cordes, E.E., Jones, D.O., Schlacher, T.A., Amon, D.J., Bernardino, A.F., Brooke, S., Carney, R., DeLeo, D.M., Dunlop, K.M., Escobar-Briones, E.G. and Gates, A.R. (2016). Environmental impacts of the deep-water oil and gas industry: a review to guide management strategies. *Frontiers in Environmental Science*, 4, p.58.

Davis, W. & Mihalyi, D. (2021). Opportunités et défis pour le Sénégal dans le domaine de la production pétrolière et gazière : Enseignements tirés de l'expérience d'autres nouveaux producteurs. Natural Resource Governance Institute, 48p.

Dème, El. B., D. Ricard et P. Brehmer (2019). Dynamiques et mutations dans la gestion des pêcheries artisanales sénégalaises : de la gestion centralisée des ressources aux dynamiques participatives et durables, *Noroi* [En ligne], 252 | 2019, consulté le 20 décembre 2019, URL : <http://journals.openedition.org/noroi/9354>

Dupuis, A. and Ucan-Marin, F. (2015). *A literature review on the aquatic toxicology of petroleum oil: An overview of oil properties and effects to aquatic biota*. Vancouver, BC, USA: Canadian Science Advisory Secretariat.

<sup>37</sup> <https://prcmarine.org/premac-lancement-du-premier-appel-a-projets/>

Failler, P., G. Touron-Gardic, M.-S. Traoré and S. Chian Phang (2020a). Evaluating the official achievement of Aichi Target 11 for West African countries: a twofold challenge of accuracy and catching-up, *Science of the Total Environment*, 698, 134284, pp. 1-12.

Failler, P., Th. Binet, El. B. Dème, M. Dème (2020b). Importance de la pêche migrante ouest-africaine au début du XXIe siècle, *Revue Africaine des migrations Internationales (RAMI)*, vol. 1, No 1, 2020 | mise en ligne le 14 Juin 2020, [en ligne] URL : <https://revues.imist.ma/?journal=RAMI> , SSN : 2509 - 176X

Graham, E. and Ovadia, J.S. (2019). Oil exploration and production in Sub-Saharan Africa, 1990-present: Trends and developments. *The Extractive Industries and Society*, 6(2), pp.593-609.

Gordon, J. G., Gillespie, D., Potter, J., Frantzis, A., Simmonds, M., Swift, R. J., et al. (2004). A review of the effects of seismic survey on marine mammals. *Marine Technologic and Social Journal*, 37, 14–34.

Gundlach, E.R. and Hayes, M.O. (1978). Vulnerability of coastal environments to oil spill impacts. *Marine technology society Journal*, 12(4), pp.18-27.

Holdway DA. (2002). The acute and chronic effects of wastes associated with offshore oil and gas production on temperate and tropical marine ecological processes. *Marine Pollution Bulletin* 44:185–203.

IEA (2020), *The Oil and Gas Industry in Energy Transitions*, IEA, Paris <https://www.iea.org/reports/the-oil-and-gas-industry-in-energy-transitions>

Jian-Ping, L.I.U., Pan, X.H., Jun, M., Tian, Z.J., Chen, Y.J. and Wan, L.K. (2008). Petroleum geology and resources in West Africa: An overview. *Petroleum Exploration and Development*, 35(3), pp.378-384.

Jones, L.A. and Chantel, A.F. (2020). Oil and gas exploitation in the Ghanaian context: The balance of benefits and challenges. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 14(7), pp.177-182.

Kadafa, A.A. (2012). Environmental impacts of oil exploration and exploitation in the Niger Delta of Nigeria. *Global Journal of Science Frontier Research Environment & Earth Sciences*, 12(3), pp.19-28.

Kloff, S., Wicks, C. and Siegel, P. (2009). Industries extractives et développement durable: guide de meilleures pratiques pour l'exploitation pétrolière et gazière offshore dans l'Écorégion Marine Ouest-Africaine.

Koffi, Y.B., Ahoussi, K.E., Kouassi, A.M. and Biemi, J. (2014). Ressources minières, pétrolières et gazières de la Côte d'Ivoire et problématique de la pollution des ressources en eau et des inondations. *Geo-Eco-Trop*, 38(1), pp.119-136.

Longxin, M.U. and Zhifeng, J.I. (2019). Technological progress and development directions of PetroChina overseas oil and gas exploration. *Petroleum Exploration and Development*, 46(6), pp.1088-1099.

Peterson CH, et al. (2003). Long-term ecosystem response to the Exxon Valdez oil spill. *Science* 302:2082–2086.

Miller, K. A., Thompson, K. F., Johnston, P., & Santillo, D. (2018). An overview of seabed mining including the current state of development, environmental impacts, and knowledge gaps. *Frontiers in Marine Science*, 4, 418.

Ogolo, N.A. and Onyekonwu, M.O. (2021). Effect of aluminum oxide nanoparticles on biotic factors of the environment-A Review. *Arab. J. Chem. Environ. Res*, 8, pp.247-258.

Ore OT, Adeola AO. (2021) Toxic metals in oil sands: review of human health implications, environmental impact and potential remediation using membrane-based approach. *Energy Ecol Environ* 6:81–91. <https://doi.org/10.1007/s40974-020-00196-w>

Ouki, M. (2020). *Mauritania-Senegal: An emerging New African Gas Province-is it still possible?*. Oxford Institute for Energy Studies.

Patin, S.A. (1999). *Environmental impact of the offshore oil and gas industry* (Vol. 425). East Nortport, NY: EcoMonitor Pub..

Pine, M.A., Jeffs, A.G., Wang, D., Radford, C.A. (2016). The potential for vessel noise to mask biologically important sounds within ecologically significant embayments. *Ocean and Coastal Management*

Richardson WJ, Wursig B. (1997). Influences of man-made noise and other human actions on cetacean behaviour. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 29:183–209.

Rochette, J., Wemaere, M., Chabason, L. and Callet, S. (2014). Seeing beyond the horizon for deepwater oil and gas: strengthening the international regulation of offshore exploration and exploitation. *Studies*, 1, p.14.

Sakyi, P.A., Efavi, J.K., Atta-Peters, D. and Asare, R. (2012). Ghana's quest for oil and gas: Ecological risks and management frameworks. *West African Journal of Applied Ecology*, 20(1), pp.57-72.

Seck, A. (2022). *Succès de l'évaluation des découvertes de KOMOS en Mauritanie et au Sénégal*. [online] Financial Afrik. Available at: <<https://www.financialafrik.com/2016/03/17/succes-de-levaluation-de-ses-decouvertes-de-komos-en-mauritanie-et-au-senegal/>> [Accessed 4 October 2022].

Selkani, I. (2022). Let's Talk about MPAs: Blue Spaces in Africa—Case of RAMP AO. *Environmental Sciences Proceedings*, 15(1), p.32.

Soto-Viruet, Y. (2010). THE GAMBIA, GUINEA-BISSAU, AND SENEGAL. *Minerals Yearbook*, 3, p.15.

Vargas GC, Au WW, Izzotti A (2020) Public health issues from crude-oil production in the Ecuadorian Amazon territories. *Sci Total Environ* 719:134647

Ukoli, M.K. (2005). Environmental Factors in the Management of the Oil and Gas Industry in Nigeria. [www.cenbank.org](http://www.cenbank.org)

United Nations Development Programme (2006). *Niger Delta Human Development Report*. Abuja, Nigeria: UNDP.

Walker, T.R., Adebambo, O., Feijoo, M.C.D.A., Elhaimer, E., Hossain, T., Edwards, S.J., Morrison, C.E., Romo, J., Sharma, N., Taylor, S. and Zomorodi, S. (2019). Environmental effects of marine transportation. In *World seas: an environmental evaluation* (pp. 505-530). Academic Press.



## SECTION 12 – LA FONDATION MAVA EN AFRIQUE DE L'OUEST – POURQUOI INVESTIR DANS LA CONSERVATION DES HERBIERS MARINS ?

Salla Ba<sup>1</sup> & Charlotte Karibuhoye<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Fondation MAVA pour la nature – Programme Afrique de l'Ouest. E46 Rue OKM 21, Dakar, Sénégal

### 1. Un écosystème de grande valeur mais méconnu

Les herbiers marins sont l'un des écosystèmes les plus productifs et importants de la planète ; ils soutiennent la productivité de la pêche (Unsworth, 2018), améliorent la qualité de l'eau (Lamb, et al., 2017), stabilisent les sédiments, renouvellent les nutriments, protègent les rivages et stockent d'énormes quantités de carbone atmosphérique<sup>38</sup> (Crooks et al., 2011). On estime que les herbiers marins stockent 10 % de tout le carbone océanique alors qu'ils n'occupent que 0,2 % de la surface des océans. Outre cela, on considère qu'ils absorbent presque trois fois plus de carbone que les forêts terrestres (CCE, 2016).

Ce sont des zones essentielles d'alimentation pour les tortues marines et de nombreuses espèces de mammifères marins telles que les lamantins, dauphins et oiseaux des zones côtières (United Nations Environment Programme, 2020 ; Short et al., 2016). De nombreuses espèces d'algues, de bactéries et de planctons poussent directement sur les feuilles mortes ou vivantes. Malgré leur importance et les nombreux services qu'ils fournissent, les herbiers restent largement méconnus et sont souvent négligés (Dencer-Brown et al., 2022 ; Duarte et al., 2008).

Cette méconnaissance rend difficile non seulement l'identification des principales menaces auxquelles les herbiers marins font face, mais également la valorisation des services rendus par les écosystèmes et la définition de mesures adéquates pour leur protection (Unsworth, 2019). L'Afrique de l'Ouest ne fait pas exception : en dehors de la Mauritanie (Banc d'Arguin) on ne sait encore que très peu de choses sur cet habitat important.

### 2. Un écosystème à protéger impérativement

La conservation de la biodiversité marine et côtière, la gestion et l'utilisation durables des ressources naturelles et le renforcement des acteurs de la conservation ont été le principal focus des interventions de la MAVA en Afrique de l'Ouest. Les espèces marines menacées et/ou endémiques ainsi que les habitats côtiers et marins critiques, notamment les tortues marines, les zones humides et oiseaux côtiers, les oiseaux marins, les mangroves et les petits pélagiques sont, avec les herbiers marins, les cibles biologiques prioritaires dans le cadre de sa dernière stratégie de financement 2016-2022<sup>39</sup>. Au vu de l'importance de cet écosystème et des liens existant entre ce dernier et les autres habitats et espèces prioritaires pour la MAVA, la conservation de cet habitat a été identifiée dans cette stratégie comme une priorité par les acteurs de la sous-région.

La vision de la fondation MAVA est de protéger les herbiers marins, la biodiversité qu'ils renferment et sécuriser les services écosystémiques qu'ils fournissent. Pour ce faire le projet ResilienSEA (RSEA) a été développé, avec l'objectif d'améliorer les connaissances et la prise de conscience de l'importance des herbiers marins en Afrique de l'Ouest, tout en développant une expertise dans la sous-région, afin

---

<sup>39</sup> Voir : <https://mava-foundation.org/wp-content/uploads/2018/02/West-Africa-Strategy-SUMMARY-FR-FINAL.pdf>

de renforcer leur protection. Ce projet multi-acteurs est mis en œuvre par Wetlands International, GRID Arendal et le RAMPAO en collaboration avec et les institutions nationales en charge des aires marines protégées ainsi qu'avec les centres de recherche dans les pays concernés.

### 3. Pour une plus grande prise de conscience sur les herbiers – Le projet ResilienSEA

La mise en œuvre du projet ResilienSEA a considérablement comblé les lacunes dans les connaissances sur les herbiers marins. Il a permis de confirmer la présence jusque-là non avérée d'herbiers marins en Gambie, en Guinée-Bissau, en Guinée et en Sierra Leone (d'autres témoignages relatant la présence de parterres d'herbiers marins dans le Nord du Sénégal ont aussi émergé pendant la durée du projet, mais sans liens avec le projet). ResilienSEA a également permis d'identifier la répartition des différentes espèces d'herbiers marins rencontrées dans les 7 pays de mise en œuvre du projet : *Halodule wrightii*, *Cymodocea nodosa*, *Zostera noltei* et dans une certaine mesure *Ruppia maritima* (Sidi Cheikh et al. 2023).

Toutefois, malgré les acquis du projet ResilienSEA, les défis restent nombreux. Il y a un encore un besoin urgent de renforcer les connaissances sur la distribution et le statut des herbiers marins en Afrique de l'Ouest, afin de mieux les conserver et de mettre en place des outils pour assurer leur gestion.

Aussi, il est primordial d'identifier les menaces spécifiques auxquelles ces habitats sont soumis dans les différents pays. En plus des activités de la pêche, ainsi que d'autres menaces provenant des activités humaines, les perspectives d'exploration et d'exploitation du pétrole et du gaz et le développement accéléré des infrastructures sur la frange littorale viennent compléter la liste. A cela s'ajoute le potentiel impact du changement climatique. Ces menaces pourraient causer le déclin des herbiers marins, si rien n'est fait. Il est donc nécessaire de les déterminer afin de réduire ou d'anticiper leurs impacts.

Par ailleurs, la consolidation des connaissances sur les herbiers marins contribuera à faire le lien avec la conservation d'autres habitats et espèces étroitement liés aux herbiers marins et avec d'autres thématiques clés. Les tortues marines sont un exemple illustratif où des études récentes effectuées dans le cadre d'autres projets financés par la MAVA ont montré la connectivité entre les Bijagos en Guinée Bissau et le Banc d'Arguin en Mauritanie (Patricio et al., 2022 ; Catry et al., 2023). L'étude de Catry et al. (2023) révèle que les tortues vertes utilisent les Bijagos comme aire de reproduction et le Banc d'Arguin comme lieu d'alimentation grâce aux vastes zones d'herbiers marins. Le lien entre les oiseaux d'eau et les herbiers marins dans ce parc a également été décrit (El-Hacen et al., 2020).

Les herbiers marins font partie des trois (3) seuls écosystèmes marins (avec les mangroves et les marais salés) reconnus par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) comme pouvant apporter une contribution mesurable aux engagements d'atténuation du changement climatique (Christianson et al., 2022). En Afrique de l'Ouest, deux pays (Cabo Verde et Sierra Leone) ont intégré les herbiers marins dans leur contribution nationale déterminée. Selon Pottier et al. (2018), l'un des services les plus importants fournis par les écosystèmes du parc national du Banc d'Arguin est celui relatif à la séquestration du carbone par les herbiers marins.

Dans le but d'apporter une contribution substantielle à l'amélioration des connaissances sur les herbiers marins en Afrique de l'Ouest et de renforcer les acquis du projet ResilienSEA, la MAVA a décidé de réaliser cette étude scientifique sur les services écosystémiques rendus par les herbiers marins dans la sous-région et d'évaluer leur valeur économique et sociale. Ce faisant, l'objectif est de mettre en lumière le rôle des herbiers marins pour le renouvellement des stocks halieutiques, la

séquestration du carbone, la protection du littoral et le développement socio-économique. Le but final de l'étude est de mettre un document de référence, une source fiable de connaissances sur la valeur des herbiers marins en Afrique de l'Ouest à disposition des acteurs de la conservation et des institutions en charge de la gestion des écosystèmes côtiers et marins. Les résultats de cette étude pourront orienter la prise de décision en faveur de la protection de cet important écosystème et élargir les perspectives de recherche scientifique.

#### 4. Références

Catry Paulo, Cheibani Senhoury, Ebaye Sidina, Nahi El Bar, Abdallahi Samba Bilal, Francesco Ventura, Brendan J. Godley, Antonio J. Pires, Aissa Regalla, Ana R. Patrício 2022. Satellite tracking and field assessment highlight major foraging site for green turtles in the Banc d'Arguin, Mauritania. *Biological Conservation* 277 (2023) 109823. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109823>

CCE (2016), Le carbone bleu en Amérique du Nord : Évaluation de la répartition et des puits de carbone des herbiers marins, des marais salés et des mangroves, Commission de coopération environnementale, Montréal, Canada, 54 p. [Seagrass Science Advancing Throughout the Western Indian Ocean](#)

Christianson AB, Cabré A, Bernal B, Baez SK, Leung S, Pérez-Porro A and Poloczanska E (2022) The Promise of Blue Carbon Climate Solutions: Where the Science Supports Ocean-Climate Policy. *Front. Mar. Sci.* 9:851448. doi: 10.3389/fmars.2022.851448

Crooks, S., D. Herr, J. Tamelander, D. Laffoley, J. Vandever. 2011. Mitigating Climate Change through Restoration and Management of Coastal Wetlands and Near-shore Marine Ecosystems: Challenges and Opportunities. Environment Department Paper 121, World Bank, Washington, DC.

Duarte, C.M., W.C. Dennison, R.J.W. Orth, and T.J.B. Carruthers. 2008. The charisma of coastal ecosystems: Addressing the imbalance. *Estuaries and Coasts* 31: 233–238. <https://doi.org/10.1007/s12237-008-9038-7>.

El-Hacen M. El-Hacen, Mohamed A. Sidi Cheikh, Tjeerd J. Bouma, Han Olf, Theunis Piersma 2020. Long-term changes in seagrass and benthos at Banc d'Arguin, Mauritania, the premier intertidal system along the East Atlantic Flyway. *Global Ecology and Conservation* 24. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01364>

Lamb, J.B., J.A.J.M. van de Water, D.G. Bourne, C. Altier, M.Y. Hein, E.A. Fiorenza, N. Abu, J. Jompa, et al. 2017. Seagrass ecosystems reduce exposure to bacterial pathogens of humans, fishes, and invertebrates. *Science* 355: 731–733. <https://doi.org/10.1126/science.aal1956>

Patrício AR, Beal M, Barbosa C, Diouck D, Godley BJ, Madeira FM, Regalla A, Traore MS, Senhoury C, Sidina E and Catry P (2022) Green Turtles Highlight Connectivity Across a Regional Marine Protected Area Network in West Africa. *Front. Mar. Sci.* 9:812144. doi: <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.812144>

Potouroglou, M., Vinaccia, M., Fylakis, G., and Bhakta, D. 2020. Suivez des tortues marines dans leur recherche de pâturages plus verts : des tortues vertes migrent plus de 1 000 kilomètres de la Guinée-Bissau jusqu'aux herbiers marins luxuriants de Mauritanie. StoryMap, GRID-Arendal. [Suivez des tortues marines dans leur recherche de pâturages](#)

Pottier, Auréa & Catry, Thibault & Trégarot, Ewan & Maréchal, Jean-Philippe & Cornet, Cindy & Fayad, Vincent & Failler, Pierre. (2018). Evaluation des services écosystémiques du Banc d'Arguin, Mauritanie : rapport final. <https://www.researchgate.net/publication/333080497>

Short, F.T., Short, C.A., Novak, A.B. (2016). Seagrasses. In: Finlayson, C., Milton, G., Prentice, R., Davidson, N. (eds) *The Wetland Book*. Springer, Dordrecht. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-6173-5\\_262-1](https://doi.org/10.1007/978-94-007-6173-5_262-1)

Sidi Cheikh, M.A.; Bandeira, S.; Soumah, S.; Diouf, G.; Diouf, E.M.; Sanneh, O.; Cardoso, N.; Kujabie, A.; Ndure, M.; John, L.; et al. Seagrasses of West Africa: New Discoveries, Distribution Limits and Prospects for Management. *Diversity* 2023, 15, 5. <https://doi.org/10.3390/d15010005>

United Nations Environment Programme (2020). *Out of the blue: The value of seagrasses to the environment and to people*. UNEP, Nairobi.

Unsworth, R.K.F., L.M. Nordlund, and L.C. Cullen-Unsworth. 2018. Seagrass meadows support global fisheries production. *Conservation Letters*. <https://doi.org/10.1111/conl.12566>

Unsworth, R.K.F., McKenzie, L.J., Collier, C.J. et al. 2019. Global challenges for seagrass conservation. *Ambio* 48, 801–815 (2019). <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1115-y>



## ANNEXE 1 : COORDONNEES ET CARTES DES TRANSECTS REALISES AVEC UN SONAR POUR LA CARTOGRAPHIE DES HERBIERS MARINS EN GUINEE-BISSAU

Table 17 : Sonar transects location, file name, time of collection, duration and area cover

File name	Location	Survey date	Start of survey (hh:mm)	End of survey (hh:mm)	Length of survey (hh:mm:ss)	Transect length (m)
Sonar0000.sl2	Unhocomo	31/07/2022	17:29	18:34	01:05	7720
Sonar0001.sl2	Unhocomozinho	01/08/2022	10:08	12:00	01:52	18046
Sonar0005.sl2	Meio	02/08/2022	14:48	16:45	01:57	16795
Sonar0006.sl2	Meio	02/08/2022	16:47	17:29	00:43	6935
Sonar0007.sl2	Meio	02/08/2022	17:36	17:41	00:05	591
Sonar0009.sl2	Meio	03/08/2022	10:36	11:12	00:36	5130
Sonar0010.sl2	Meio	03/08/2022	11:39	11:43	00:04	532
Sonar0011.sl2	Meio	03/08/2022	11:54	12:32	00:38	5272
Sonar0012.sl2	Joao Vieira	03/08/2022	12:52	12:59	00:07	741

NOTE: End, length and start of survey are given in local time. Guinea-Bissau time zone: UTC +0 (Guinea-Bissau observes Greenwich Mean Time all year. There are no Daylight Saving Time clock changes).



Figure 59 : Bathymetric contours and seagrass presence derived from sonar data gathered in Meio's coastline (Sonar0005 transect). Seagrass presence colour ramp represent the relative density of points classified as seagrass (i.e. the relative density is based on point count).



Figure 60 : Bathymetric contours and seagrass presence derived from sonar data gathered in Meio's coastline (onar0005, Sonar0006 and Sonar0009 transects). Seagrass presence colour ramp represent the relative density of points classified as seagrass (i.e. the relative density is based on point count).



Figure 61 : Bathymetric contours and seagrass presence derived from sonar data gathered in Meio's coastline (Sonar0006, Sonar0007, Sonar0010 and Sonar0011 transects). Seagrass presence colour ramp represent the relative density of points classified as seagrass (i.e. the relative density is based on point count).

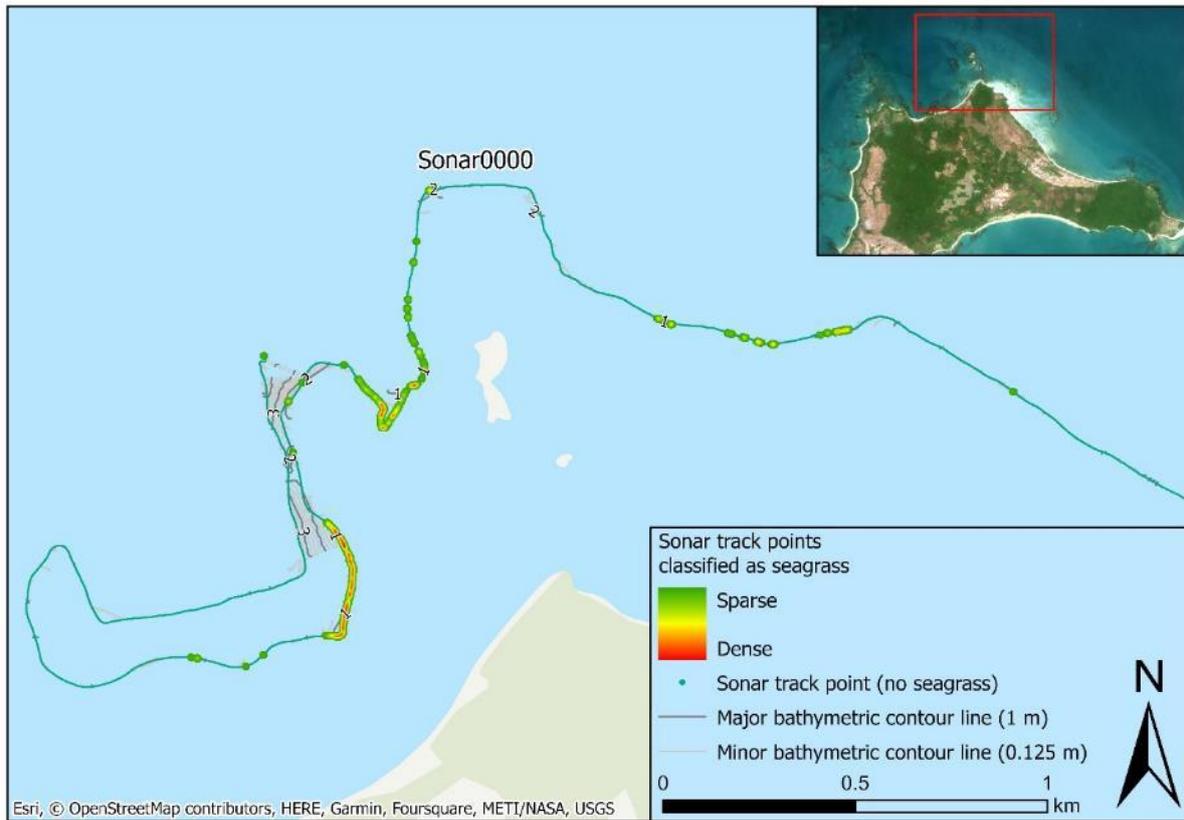


Figure 62 : Bathymetric contours and seagrass presence derived from sonar data gathered in Unhocomo's coastline (Sonar 0000 transect). Seagrass presence colour ramp represent the relative density of points classified as seagrass (i.e. the relative density is based on point count).

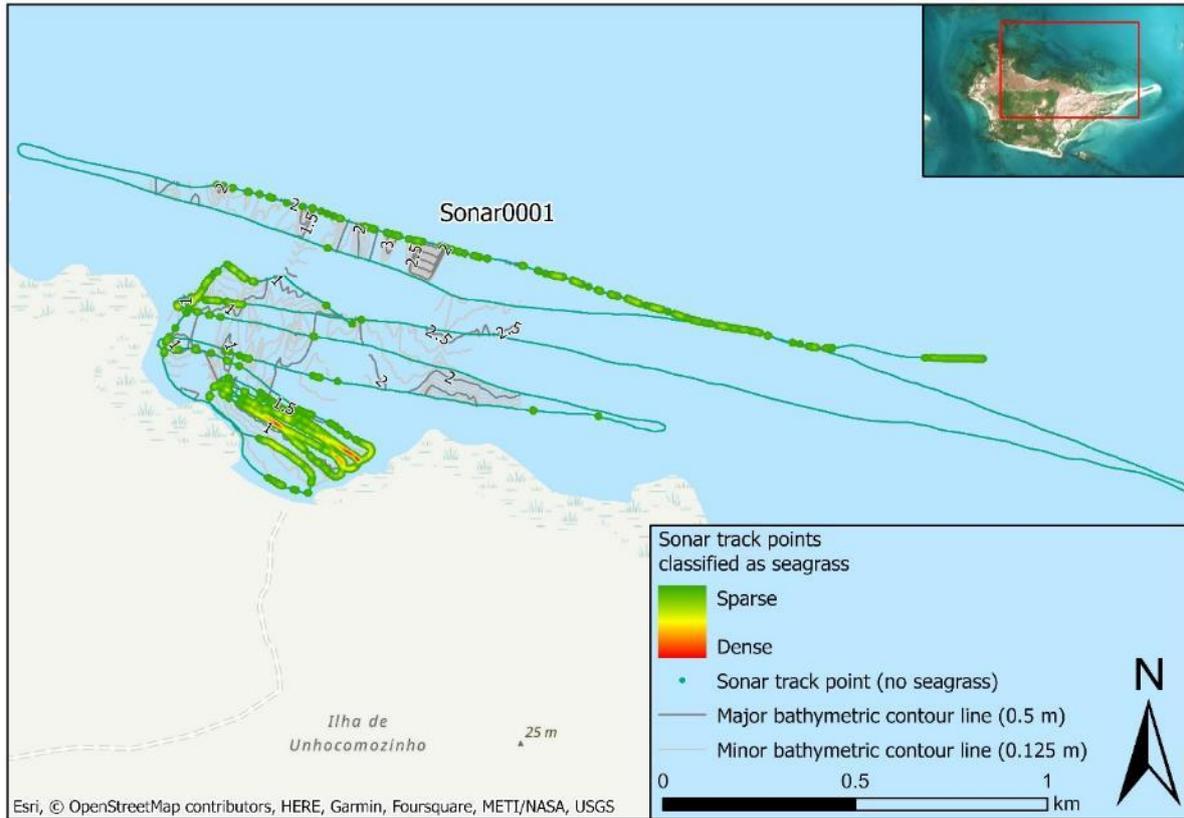


Figure 63 : Bathymetric contours and seagrass presence derived from sonar data gathered in Unhocomozinho's coastline (Sonar 0001 transect). Seagrass presence colour ramp represent the relative density of points classified as seagrass (i.e. the relative density is based on point count).

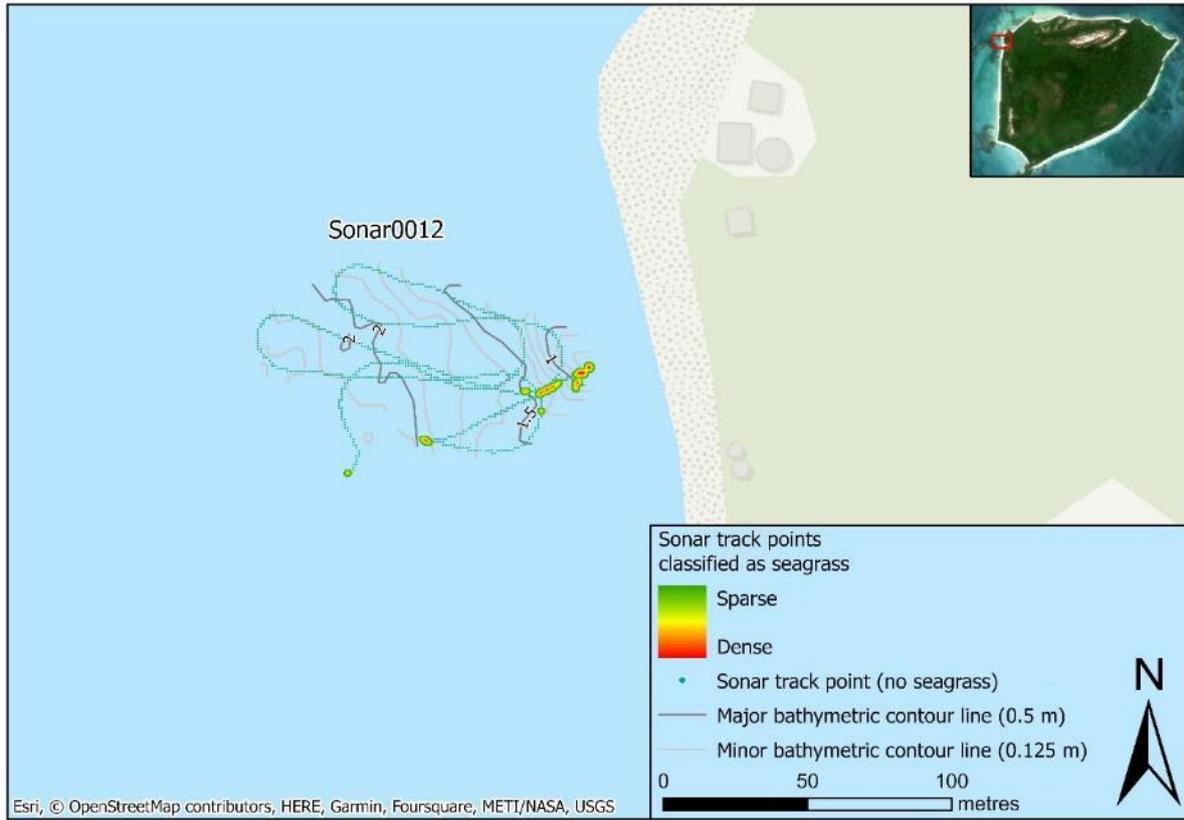


Figure 64 : Bathymetric contours and seagrass presence derived from sonar data gathered in Joao Vieira's coastline (Sonar 0012 transect). Seagrass presence colour ramp represent the relative density of points classified as seagrass (i.e. the relative density is based on point count).

## ANNEXE 2 COORDONNEES GPS DES LIEUX D'ECHANTILLONNAGES DES CAROTTES DE SEDIMENTS

Table 18 : Details of the locations where the sediment cores were collected (date, country, site name, coordinates, water depth, seagrass species forming the meadow). The percentage of sediment compression during core sampling is also provided.

Core #	Sampling date	Country	Site	Latitude	Longitude	Water depth (m)	Seagrass species	% Compression
CV31	23/06/2022	Cabo Verde	Gamboa	14.91	-23.51	1.8	<i>H. wrightii</i>	18.87
CV32	23/06/2022	Cabo Verde	Gamboa	14.91	-23.51	1.8	<i>H. wrightii</i>	14.71
CV33	23/06/2022	Cabo Verde	Gamboa	14.91	-23.51	1.8	<i>H. wrightii</i>	11.54
CV34	23/06/2022	Cabo Verde	Gamboa	14.91	-23.51	1.8	<i>H. wrightii</i>	11.76
CV35	23/06/2022	Cabo Verde	Gamboa	14.91	-23.51	1.8	<i>H. wrightii</i>	18.48
CV36	24/06/2022	Cabo Verde	Pedra Badejo	15.13	-23.52	0.5	<i>R. maritima</i>	17.39
CV37	24/06/2022	Cabo Verde	Pedra Badejo	15.13	-23.52	0.5	<i>R. maritima</i>	20.83
CV38	24/06/2022	Cabo Verde	Pedra Badejo	15.13	-23.52	0.5	<i>R. maritima</i>	16.67
CV39	24/06/2022	Cabo Verde	Pedra Badejo	15.13	-23.52	0.5	<i>R. maritima</i>	36.00
CV40	24/06/2022	Cabo Verde	Pedra Badejo	15.13	-23.52	0.5	<i>R. maritima</i>	22.73
GB52	01/08/2022	Guinea Bissau	Jão Vieira	11.03	-15.65		<i>H. wrightii</i>	3.85
GB56	01/08/2022	Guinea Bissau	Jão Vieira	11.03	-15.65		<i>H. wrightii</i>	13.33
GB57	01/08/2022	Guinea Bissau	Jão Vieira	11.03	-15.65		<i>H. wrightii</i>	5.77
GB62	01/08/2022	Guinea Bissau	Jão Vieira	11.03	-15.65		<i>H. wrightii</i>	8.82
GB60	02/08/2022	Guinea Bissau	Meio				<i>H. wrightii</i>	18.27
GB63	02/08/2022	Guinea Bissau	Meio				<i>H. wrightii</i>	20.37
GB42	31/07/2022	Guinea Bissau	Unhocomo 1	11.32	-16.45		<i>H. wrightii</i>	4.41
GB43	31/07/2022	Guinea Bissau	Unhocomo 1	11.32	-16.45		<i>H. wrightii</i>	5.26
GB47	31/07/2022	Guinea Bissau	Unhocozinho (Unhocomo 3)	11.31	-16.40		<i>H. wrightii</i>	3.57

GB51	31/07/2022	Guinea Bissau	Unhocomozinho (Unhocomo 3)	11.31	-16.40		<i>H. wrightii</i>	10.71
GB44	01/08/2022	Guinea Bissau	Unhocomozinho (Unhocomo 4)	11.30	-16.39		<i>H. wrightii</i>	19.35
GB46	01/08/2022	Guinea Bissau	Unhocomozinho (Unhocomo 4)	11.30	-16.39		<i>H. wrightii</i>	17.78
GB48	01/08/2022	Guinea Bissau	Unhocomozinho (Unhocomo 4)	11.30	-16.39		<i>H. wrightii</i>	8.33
GB49	01/08/2022	Guinea Bissau	Unhocomozinho (Unhocomo 4)	11.30	-16.39		<i>H. wrightii</i>	10.20
SE3	06/05/2022	Senegal	Delta Saloum 1	13.76	-16.67	0.5	<i>Z. noltei, H. wrightii, C. nodosa</i>	4.95
SE4	06/05/2022	Senegal	Delta Saloum 1	13.76	-16.67	0.5	<i>Z. noltei, H. wrightii, C. nodosa</i>	2.08
SE15	06/05/2022	Senegal	Delta Saloum 1	13.76	-16.67	0.5	<i>Z. noltei, H. wrightii, C. nodosa</i>	8.11
SE20	06/05/2022	Senegal	Delta Saloum 1	13.76	-16.67	0.5	<i>Z. noltei, H. wrightii, C. nodosa</i>	4.59
SE5	07/05/2022	Senegal	Delta Saloum 2	13.78	-16.65	intertidal	<i>H. wrightii</i>	18.52
SE6	07/05/2022	Senegal	Delta Saloum 2	13.78	-16.65	intertidal	<i>H. wrightii</i>	25.00
SE18	07/05/2022	Senegal	Delta Saloum 2	13.78	-16.65	intertidal	<i>H. wrightii</i>	25.24
SE19	07/05/2022	Senegal	Delta Saloum 2	13.78	-16.65	intertidal	<i>H. wrightii</i>	33.33
SE7	07/05/2022	Senegal	Delta Saloum 3	13.69	-16.66	1.5	<i>C. nodosa</i>	40.43
SE8	07/05/2022	Senegal	Delta Saloum 3	13.69	-16.66	1.5	<i>C. nodosa</i>	32.69
SE17	07/05/2022	Senegal	Delta Saloum 3	13.69	-16.66	1.5	<i>C. nodosa</i>	27.88
SE21	07/05/2022	Senegal	Delta Saloum 3	13.69	-16.66	1.5	<i>C. nodosa</i>	24.21
SE1	05/05/2022	Senegal	Joal	14.17	-16.85	2	<i>H. wrightii, sparse C. nodosa</i>	18.18
SE2	05/05/2022	Senegal	Joal	14.17	-16.85	2	<i>H. wrightii, sparse C. nodosa</i>	18.75
SE16	05/05/2022	Senegal	Joal	14.17	-16.85	2	<i>H. wrightii, sparse C. nodosa</i>	19.64

## ANNEXE 3 : DETAIL DE LA VALEUR ECONOMIQUE PAR SITE POUR LE SERVICE DE PROTECTION COTIERE

Table 19 : Détail de la valeur économique par site pour le service de protection côtière

	Place	Length	Price per meter	% Swell attenuation	Economic Value (Fcfa)
<b>Senegal</b>	Dakar	500	345 265	30%	51 789 810
	Palmarin	14300	345 265	45%	2 221 782 849
	Saloum Betenti	200	345 265	45%	31 073 886
	Joal Centre	6650	345 265	45%	1 033 206 710
	Joal sud	1600	345 265	45%	248 591 088
	Joal nord	1500	345 265	45%	233 054 145
	Joal nord	1500	345 265	30%	155 369 430
<b>Cabo Verde</b>	Gamboa Nord	200	740 564	17,50%	25 919 729,5
	Gamboa Ouest	100	740 564	10%	7 405 637
	Gamboa Sud	275	740 564	17,50%	35 639 628,06
	Gamboa fond	165	740 564	35%	42 767 553,68

