



HAL
open science

Monitoring des forêts de mangrove exploitées à Madagascar par télédétection : de l'observation du géosystème à l'estimation d'un potentiel de la ressource crabe de mangrove

Bemana Njara José Ranaivoson

► To cite this version:

Bemana Njara José Ranaivoson. Monitoring des forêts de mangrove exploitées à Madagascar par télédétection : de l'observation du géosystème à l'estimation d'un potentiel de la ressource crabe de mangrove. Géographie. Université de la Réunion, 2022. Français. NNT : 2022LARE0046 . tel-04056241

HAL Id: tel-04056241

<https://theses.hal.science/tel-04056241>

Submitted on 3 Apr 2023

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

UNIVERSITÉ DE LA RÉUNION
ÉCOLE DOCTORALE LETTRES ET SCIENCES HUMAINES

THÈSE

En vue de l'obtention du grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE LA RÉUNION

Discipline : Géographie

Laboratoire UMR 228 ESPACE-DEV (UR, IRD, UM2, UAG)

Présentée et soutenue publiquement le 15 décembre 2022

par

Bemana Njara José RANAIVOSON

**Monitoring des forêts de mangrove exploitées à Madagascar par
télédétection : de l'observation du géosystème à l'estimation d'un potentiel
de la ressource crabe de mangrove**

Composition du Jury

Gwenaëlle PENNOBER	Professeure, Université de la Réunion	Directrice de Thèse
Marc ROBIN	Professeur, Université de Nantes	Co-directeur de Thèse
Gilbert DAVID	Directeur de recherche IRD	Président de jury
Solofo RAKOTONDRAOMPIANA	Professeur, Université d'Antananarivo	Rapporteur
Jamal MAHAFINA	Docteur, Université de Toliara	Examineur
Pierre VALADE	OCEA Consult, La Réunion	Membre invité

« Cette thèse a reçu le soutien financier de la Région Réunion et de l'Union Européenne-Fonds européen de développement régional (FEDER), dans le cadre du Programme Opérationnel européen INTERREG V-2014-2020 ».



TABLE DES MATIERES

LES VALORISATIONS SCIENTIFIQUES.....	9
REMERCIEMENTS.....	10
LISTE DES ABREVIATIONS ET SIGLES	12
INTRODUCTION GENERALE	14
CHAPITRE.1 MANGROVE ET EXPLOITATION DES RESSOURCES HALIEUTIQUES : L'ESPECE DE CRABE « SCYLLA SERRATA ».....	29
1.1. <i>La mangrove, un écosystème des zones intertidales tropicales sous contraintes</i>	29
1.1.1. La mangrove : définition d'un objet à multiples dimensions.....	29
1.1.2. Mangrove : notions générales de distribution et d'aires de répartition	31
1.1.3. Les mangroves malgaches.....	34
1.1.4. Une zonation des communautés végétales marquées.....	35
1.1.5. Les systèmes d'adaptation des palétuviers à un environnement contraignant	42
1.1.6. Les services rendus par l'écosystème	45
1.1.7. La mangrove : un écosystème menacé	48
1.2. <i>Le crabe de mangrove « Scylla serrata », une ressource halieutique en surexploitation.....</i>	53
1.2.1. Bio-écologie du « <i>Scylla serrata</i> »	54
1.2.1.1. Distribution géographique	54
1.2.1.2. Taxonomie de 1 à 4 espèces décrites	55
1.2.1.3. Morphologie du crabe de palétuvier	56
1.2.1.4. Cycle de reproduction	57
1.2.1.5. Croissance et alimentation.....	59
1.2.2. <i>Scylla serrata</i> : une ressource vivrière et commerciale	60
1.2.2.1. Dans l'Océan Indien et pacifique occidental.....	60
1.2.2.2. L'activité de pêche au crabe à Madagascar	61
CHAPITRE.2 APPORT DE L'INFORMATION SPATIALISEE DANS L'ETUDE DES RESSOURCES HALIEUTIQUES COTIERES	78
2.1. <i>Apport de la télédétection spatiale à l'étude des écosystèmes littoraux.....</i>	78
2.1.1. Notion de télédétection spatiale	78

2.1.2. Grandes gammes de satellites imageurs et leurs usages	79
2.1.2.1. Focus sur l'imagerie satellitaire optique haute résolution	80
2.1.3. La télédétection au service de la connaissance des environnements marins et côtiers.....	82
2.1.4. La télédétection dans l'étude de l'écosystème à mangrove	88
2.1.4.1. Les méthodes de classification de la mangrove.....	92
2.1.5. Historique de l'utilisation de la télédétection pour caractériser la mangrove à Madagascar	99
2.2. <i>L'information géographique numérique aux services des concepts de gestion des espaces et des ressources côtières dans les pays du sud</i>	104
2.2.1. De l'émergence des SIG à leur utilisation dans les pays du sud	104
2.2.2. L'information géographique dans la gestion des espaces marins et côtiers .	106
2.2.3. Mobilisation de l'information géographique dans la gestion de l'environnement marin et côtier à Madagascar	108
CHAPITRE.3 CADRE GEOGRAPHIQUE DE L'ETUDE	115
3.1. <i>Madagascar : la grande île tropicale du sud-ouest de l'Océan Indien</i>	116
3.2. <i>Une dissymétrie orographique d'origine interne (tectonique) et de surface (érosion)</i>	117
3.3. <i>Hydrologie fluviale et marine de la côte ouest de Madagascar</i>	119
3.3.1. Hydrologie fluviale de la côte ouest de Madagascar	119
3.3.2. Eléments marquants du climat hydrologique du canal de Mozambique	119
3.4. <i>Caractéristiques climatiques des façades maritimes de Madagascar et scénario en contexte de Changement Climatique</i>	124
3.5. <i>Distribution des mangroves et des crabes sur le littoral malgache et caractéristiques des sites d'études à l'échelle locale (Baie et Delta)</i>	127
3.5.1. Les deux sites dans le nord-ouest de Madagascar.....	129
3.5.1.1. La Baie de Mahajamba	129
3.5.1.2. Le Delta de Mahavavy	131
3.5.1.3. L'ethnicité.....	133
3.5.1.4. Les usages de la mangrove.....	133
3.5.1.5. Le contexte hydroclimatique	134
3.5.1.6. Les menaces qui pèsent sur la mangrove	138

3.5.1.7. Les organismes intervenant dans la zone pour la gestion de la mangrove	140
3.5.2. Le site dans le sud-ouest de Madagascar	141
3.5.2.1. La Baie de Tsingilofilo	141
3.5.2.2. L'ethnicité	142
3.5.2.3. Les usages de la mangrove	143
3.5.2.4. Le contexte hydroclimatique des sites d'études	143
CHAPITRE.4 ITINERAIRE METHODOLOGIQUE	147
4.1. <i>Collecte des données sur les paramètres écologiques et halieutiques de la mangrove</i>	147
4.1.1. Logistique pour la réalisation de la campagne sur le terrain	149
4.1.2. Choix des zones d'échantillonnages et localisation des parcelles sur chaque site d'étude	153
4.1.3. Caractéristiques physiques des vasières	154
4.1.3.1. Mesure de la consistance du sol	155
4.1.3.2. Evaluation de la hauteur d'eau	156
4.1.4. Mesure des paramètres de la structure forestière	157
4.1.4.1. Mesure du Diamètre à Hauteur de Poitrine (DHP) des palétuviers	157
4.1.4.2. Mesure de la hauteur des palétuviers	158
4.1.4.3. Inventaire floristique des palétuviers	158
4.1.4.4. Mesure de la fermeture de la canopée	159
4.1.5. Inventaire des terriers de crabe et qualification de leur statut	161
4.1.5.1. La pêche au trou, mensuration et sexage du crabe	161
4.1.6. Synthèse de la production d'information à partir du terrain	162
4.2. <i>Traitement d'images satellites</i>	163
4.2.1. Objectifs et références mobilisées	163
4.2.2. Données satellitaires et spatiales utilisées	165
4.2.2.1. Les données BD 500 de Madagascar	166
4.2.2.2. Les données Sentinel-2	167
4.2.2.3. Les données Landsat	170
4.2.2.4. Les données MNE (Modèles Numériques d'Elévation) de ALOS (Advanced Land Observing Satellite)	173

4.2.2.5. Données de terrain géolocalisée par (GPS) : vérité terrain et information locales.....	174
4.2.3. Traitement d'imagerie satellitaire par classification : à l'échelle nationale	177
4.2.3.1. Calcul d'indice et taux de recouvrement de la mangrove	177
4.2.4. Traitement d'imagerie satellitaire par classification : à l'échelle locale.....	180
4.2.4.1. Cartographie des espèces de palétuviers	180
4.2.4.2. Cartographie du taux de recouvrement de la mangrove et des bancs de vase.....	184
4.2.4.3. Cartographie de la hauteur de la mangrove	186
4.2.5. Évaluation de la précision des classifications.....	187
4.2.6. Analyses diachroniques de la dynamique des bancs de vase et de la forêt à mangrove.....	189
4.3. <i>Etude de la répartition spatiale du crabe « Scylla serrata »</i>	190
4.3.1. Variable (Les jeux de données établies).....	190
4.3.2. Prétraitement des données.....	193
4.3.2.1. La détection des points aberrants.....	193
4.3.2.2. Normalisation des données	194
4.3.3. Modèle de régression linéaire multiple	194
4.3.4. Traitement des données	195
CHAPITRE.5 ÉVALUATION DE L'ÉTAT DE LIEU DE L'ÉCOSYSTÈME A MANGROVE DE MADAGASCAR	200
5.1. <i>Résultats de l'évaluation de la précision des classifications</i>	200
5.1.1. Evaluation du protocole de traitement d'image.....	200
5.1.2. Discussion du protocole au regard des résultats	202
5.2. <i>Caractérisation de la mangrove à l'échelle locale via les données in situ et satellitaires (Sentinel-2 et Alos)</i>	203
5.2.1. Site de la Baie de Mahajamba	205
5.2.1.1. Caractéristiques issues des placettes.....	205
5.2.1.2. Caractérisation spatiale des mangroves par observation satellite	206
5.2.2. Site du delta de Mahavavy	213
5.2.2.1. Caractéristiques issues des placettes.....	213
5.2.2.2. Caractérisation spatiale des mangroves par observation satellite.....	214
5.2.3. Site de la Baie de Tsingilofilo.....	221

5.2.3.1. Caractéristiques issues des placettes.....	221
5.2.3.2. Caractérisation spatiale des mangroves par observation satellite	222
5.2.4. Eléments de synthèse des caractéristiques de la mangrove sur les 3 sites.....	225
5.3. <i>Caractérisation de la dynamique des forêts de mangroves malgaches par des données Sentinel-2 (2016 et 2018) versus gestion du crabe S. serrata</i>	226
5.3.1. Dynamique de la mangrove de Madagascar à l'échelle nationale	227
5.3.2. Dynamique de la mangrove de Madagascar à l'échelle régionale	228
5.3.3. Exemple de dynamiques remarquables de la mangrove.....	229
5.3.4. Focus sur les dynamiques des sites de référence pour l'estimation de la PME	231
5.3.5. Application des résultats pour le calcul de la PME	232
5.3.6. Eléments de discussion	232
5.4. <i>Approche de la dynamique de l'écosystème mangrove à l'échelle locale sur 30 années via la série temporelle Landsat</i>	239
5.4.1. Site de la Baie de Mahajamba.....	239
5.4.1.1. Dynamique de la mangrove	239
5.4.1.2. Dynamique de sédimentation, extension des slikkes.....	251
5.4.2. Site du delta de Mahavavy.....	258
5.4.2.1. Dynamique de la mangrove	258
5.4.2.2. Dynamique de sédimentation, extension des slikkes.....	266
5.4.3. Site de la Baie de Tsingilofilo.....	271
5.4.3.1. Dynamique de la mangrove	271
5.4.3.2. Dynamique de sédimentation, extension des slikkes.....	275
5.4.4. Eléments de discussion	276
5.4.4.1. Site de la Baie de Mahajamba.....	278
5.4.4.2. Site du delta de Mahavavy.....	281
5.4.4.3. Site de la baie de Tsingilofilo.....	284
5.4.4.4. Les conditions de sédimentation	286
CHAPITRE.6 DISTRIBUTION DES TERRIERS DE CRABE <i>SCYLLA SERRATA</i> DANS LA MANGROVE	288
6.1. <i>Caractérisation de la ressource crabe à partir des données de terrain</i>	288
6.1.1. Les terriers (actifs et inactifs) recensées sur les sites d'études	288
6.1.1.1. Site de la Baie de Mahajamba.....	288

6.1.1.2. Site du delta de Mahavavy	289
6.1.1.3. Site de la Baie de Tsingilofilo	289
6.1.2. Caractéristiques des crabes pêchés sur les sites d'études	290
6.1.3. Eléments de discussion : dynamique de la mangrove versus sites productifs (nombre de terriers)	291
<i>6.2. Comparaison des jeux de données produits sur les 3 sites à partir des placettes ..</i>	<i>293</i>
6.2.1. Observations générales sur les données collectées sur le terrain	293
6.2.2. Essai de modélisation sur les données globales	294
6.2.3. Eléments de discussion	296
<i>6.3. Les variables expliquant la répartition des terriers du crabe S. serrata dans la mangrove</i>	<i>297</i>
6.3.1. Dans le Nord-Ouest de Madagascar : Baie de Mahajamba et delta du Mahavavy	297
6.3.2. Dans le Sud-Ouest de Madagascar : Baie de Tsingilofilo	298
6.3.3. Eléments de discussion : Analyse de la répartition spatiale du crabe	299
CONCLUSION	301
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	311
LISTE DES FIGURES	350
LISTE DES TABLEAUX	357
ANNEXE	I
RESUME	8
ABSTRACT	9

LES VALORISATIONS SCIENTIFIQUES

Publication scientifique

Bemana N. J. RANAIVOSON, C. REVILION., G. PENNOBER (2022) - contribution des données sentinel-2 au monitoring des forêts de mangroves malgaches dans une perspective de gestion des stocks de crabe. Revue Française de Photogrammétrie et de Télédétection, Numéro spécial Afrique (accepté).

Bancarisation des données et mise en ligne sur Zenodo

RANAIVOSON Bemana Njara José. (2022). Sentinel-2 Madagascar mangrove cover density (1.0) [Data set]. Zenodo : <https://doi.org/10.5281/zenodo.6602256>

Liste des communications (posters et orales)

✓ Bemana N. J. RANAIVOSON, G. PENNOBER, M. ROBIN, P. VALADE. « Monitoring des forêts de mangrove exploitées à Madagascar versus gestion des ressources halieutiques ». Les mangroves des îles de l’Océan Indien occidental Dynamique Colloque régional francophone du 18– 21 septembre 2017 à Mahajanga, Madagascar.

✓ Bemana N. J. RANAIVOSON, G. PENNOBER, M. ROBIN, P. VALADE. « Aide à la caractérisation de la productivité d’une ressource halieutique sous tension par l’analyse spatiale : le cas du crabe « *Scylla serrata* » des mangroves, ouest de Madagascar ». ECOSYSTEMES ET DEVELOPPEMENT DURABLE Transformations naturelles et humaines des écosystèmes terrestres et côtiers. Education - Gouvernance - Etat des savoirs et partage des connaissances. CIFEODD/IFP 2018. Colloque bilingue du 23 au 25 Octobre 2018 à Pondichéry en Inde.

✓ Bemana N. J. RANAIVOSON, G. PENNOBER, M. ROBIN, P. VALADE, P. ROUET, C. REVILION. « Mangrove characterization and crab (*Scylla serrata*) productivity estimation using spatial tools: the case of three West Malagasy mangroves ». 11th WIOMSA Scientific symposium, Réduit, Maurice du 01 au 06 Juillet 2019.

✓ B. N. J. RANAIVOSON, G. PENNOBER, C. REVILION. « Usage de la télédétection pour des multiples études de l’écosystème « Mangrove ». Atelier National sur la Gouvernance et la Gestion des Mangroves et Célébration Nationale de la Journée Internationale de Conservation des Écosystèmes de Mangroves du 23 au 26 juillet 2019.

REMERCIEMENTS

Une partie que je juge très important dans ce manuscrit et sans y être obligé ni par mimétisme de la structuration d'une thèse, je tiens à témoigner mes sincères remerciements premièrement à Dieu tout puissant de m'avoir donné la force et la santé tout au long de cette thèse malgré les périodes sombres traversées.

Cette thèse n'aurait jamais vu le jour sans l'appui du Professeure Gwenaëlle PENNOBER. Je tiens à la remercier car mon aventure dans la recherche à commencer en 2014 avec mon recrutement dans la cohorte des masters 2 TRN et son encadrement pour le stage de Master 2 (2015). Merci de m'avoir fait confiance pour la thèse et d'avoir continué à m'encadrer et m'épauler durant ces années. Je voudrais également remercier Pr Marc ROBIN, qui a co-diriger cette thèse, participer aux multiples réunions depuis Mahajanga en 2017 et par visio-conférence, sur l'avancement de la thèse et ses conseils pour mener à bien la partie terrain. Mr Pierre VALADE, de m'avoir encadré depuis 2015 et à continuer cela durant ma thèse. Merci pour vos conseils si précieux et votre aide.

J'exprime tous mes remerciements à l'ensemble des membres de mon jury : Gilbert DAVID, Directeur de recherche IRD à Montpellier, Solofo RAKOTONDRAOMPIANA, Professeur, Université d'Antananarivo et Monsieur Jamal MAHAFINA, Maître de conférences à l'Université de Toliara.

Pr Hassan BENCHERIF, directeur du Master 2 TRN 2014-2015 de m'avoir donné la chance d'intégrer le master 2 TRN en 2014. Je me souviens encore de l'entretien que j'ai passé en votre présence à l'IOGA à Tana. Merci pour votre confiance.

Mes comités de suivi de thèse : Dr Pascale CHABANET et Dr Vincent HERBRETEAU, pour leurs conseils et surtout leurs encouragements à chaque réunion.

Je ne saurais oublier toute l'équipe de SEAS-OI : Christophe REVILION, Philippe ROUET, Pascal MOUQUET pour leur soutien, aide logistique et traitement des données.

Mr Jamal MAHAFINA, directeur de l'IH.SM d'avoir accepté la coopération avec l'OCEA-consult pour la réalisation du volet 2 du projet COI (CRABMADA), qui a facilité la partie terrain via la mise en contact avec les institutions de chaque site.

Le laboratoire de l'UMR Espace-Dev et l'IRD de m'avoir accueilli, mise à disposition des matériels pour que je puisse mener à bien ma thèse et surtout d'avoir financé mes déplacements aux différents colloques. L'école Doctorale de l'université de La Réunion, pour

le financement de mes déplacements lors des différents colloques et les différentes formations que je juge utile tout au long de mon parcours en tant que doctorant.

Aina Le Don et Rado qui m'ont aidé pour les traitements statistiques sur R. Merci pour les petits cours de statistique sur R. Mes frères de terrain : Hervé, Théo et Bary de m'avoir aidé durant la dure campagne de collecte des données sur le terrain. Travailler dans la mangrove n'est pas facile (la fatigue, l'eau non potable qu'on a bu, les lits non confortables, la peur des crocodiles et autres animaux sauvages). On a bien tenu les mecs et on l'a fait. Vous êtes des bons coéquipiers. Une grande pensée aussi aux pêcheurs : Jean jacques de Morombe, Solaimana et Jony d'Ampitsopitsoka (Mahavavy) et Zamany vola de Mahajamba qui nous ont aidés durant le terrain, sans lesquels nous ne serons jamais parvenus à finir les collectes des données. Misaotra bevata !

A mes collègues de bureau : Benjamin, Angélique, Jaimie et Marian pour vos réconforts, encouragement, moment de détente et rigolades (discussion, pizza party, thé et autres...).

Mme SAMINANDIN Maryline, « notre gentille comptable » qui était toujours là pour moi lors des moments difficiles. Merci pour votre aide et surtout vos conseils qui m'ont grandement aidé.

Toute la famille, surtout mon père et ma mère qui m'ont toujours épaulé dans tout ce que j'ai entrepris. Je vous serais éternellement reconnaissant. Et ceux qui ont participé de loin ou de près. Merci !

Un grand merci pour ma femme et mon fils, qui malgré la distance et les moments durs a su me réconforter, m'encourager et m'épauler. Ma victoire est votre ma chère petite famille.

MAHAVELO BEVATA !

LISTE DES ABREVIATIONS ET SIGLES

ALOS	Advanced Land Observing Satellite
AMP	Aire Marine Protégée
AVHRR	Advanced Very High Resolution Radiometer
AVNIR	Advanced Visible and Near-Infrared Radiometer
CIRAD	Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement
CNES	Centre National d'Etudes Spatiales
CNRS	Centre National de la Recherche Scientifique
COI	Commission de l'Océan Indien
CSP	Centre de Surveillance de Pêche
DEM	Digital Elevation Model
DHP	Diamètre à Hauteur de Poitrine
DRPEB	Direction Régionale de la Pêche et de l'Economie Bleue
DSM	Digital Surface Model
ESA	European Spatial Agency
FAO	Food and Agriculture Organisation
FEDER	Fonds européen de développement régional
FMG	Franc Malgache
FTM	Foibe Tao-Tsaran'i Madagasikara ou Institut Géographique et Hydrographique de Madagascar
GIEC	Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat
GIZC	Gestion Intégrée de la Zone côtière
GPS	Global Positioning System
HRS	Haute Résolution Spatiale
IFREMER	Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la MER
IRD	Institut de Recherche pour le Développement
IWP	Indo-West-Pacific
JAXA	Japan Aerospace Exploration Agency
LAI	Leaf Area Index
LIDAR	Light Detection And Ranging
MIR	Moyen Infra Rouge
MNE	Modèle Numérique de l'Élévation
MNT	Modèle Numérique de Terrain
MODIS	Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer
MPRH	Ministère de la Pêche et des Ressources Halieutiques
MSP	Marine Spatial Planning
MSS	Multispectral Scanner System
NASA	National Aeronautics and Space Administration
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index
NWA	North-Western Australia
ONG	Organisation non gouvernementale
ORSTOM	Organisation de la Recherche Scientifique et technique d'Outre-Mer
OSM	Open Street Map
PIB	Produit Intérieur Brut
PIR	Proche Infra Rouge
PME	Production Maximale Equilibrée

PNUD	Programme des Nations unies pour le développement
PNUE	Programme des Nations unies pour l'environnement
PTCA	Prélèvements Totaux des Captures Annuels
RNGM	Réseau de Nivellement Général de Madagascar
SAR	Synthetic Aperture Radar
SCO	Space Climate Observatory
SEAS-OI	Surveillance de l'Environnement Assisté par Satellite de l'Océan Indien
SFPT	Société Française de Photogrammétrie et de Télédétection
SIG	Système d'information géographique
SRTM	Shuttle Radar Topography Mission
SVM	Support Vector Machine
SWIR	Short-Wave Infrared
SWOI	South West Ocean indian
THRS	Très haute résolution spatiale
ULM	Ultra-Léger Motorisé
UMR	Unité Mixte de Recherche
USGS	United States Geological Survey
UTM	Universal Transverse Mercator
WIOMSA	Western Indian Ocean Marine Science Association
WPO	Western Pacific Ocean
WWF	World Wildlife Fund
ZEE	Zone Economique Exclusive

INTRODUCTION GENERALE

Les ressources ou espèces d'intérêt halieutiques littorales et les habitats dont elles dépendent montrent une vulnérabilité croissante en raison de l'accélération du changement climatique et de son intensification (IPCC, 2021) d'une part et d'autre part de pressions anthropiques croissantes non maîtrisées. Ainsi dans les deltas et les estuaires, la hausse du niveau des mers et le débit de plus en plus réduit des rivières en période sèche sont la cause de l'intrusion croissante d'eau salée modifiant les conditions hydrologiques des zones fonctionnelles halieutiques (traduction de l'« Essential Fish Habitat » de Wright en 1936¹). A l'inverse, les périodes de fortes pluies qui tendent à se concentrer dans le temps, se traduisent par une augmentation des apports solides des bassins versants qui modifient les conditions hydrologiques. Se pose alors la question de la capacité d'adaptation des espèces halieutiques qui y sont exploitées (captures de pêche) en milieu naturel en raison du niveau élevé de biens alimentaires essentiels qu'ils fournissent.

Pour aborder cette question il faut être capable d'expliquer (i) comment se distribue une espèce et plus spécifiquement ici une espèce fonctionnelle dans cet environnement (ii) quels sont les facteurs qui conditionnent sa distribution. Si les recherches sont avancées sur les milieux tempérés, dans les pays tropicaux dominés par les pays en voie de développement et émergeant beaucoup d'environnement littoraux exploités sont sous investigués. Une situation due à la complexité de cet espace, nécessitant un approche pluridisciplinaire mais dont les points de vue sont différents dans une même réalité (Dronkers et de Vries, 1999 ; Gourmelon, 2008). En 2010, l'Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER) pointait que « les extinctions d'espèces d'invertébrés marins et estuariens, récentes ou historiques sont rarement présentées dans la littérature ». Non seulement la Liste rouge de l'UICN répertorie un nombre croissant d'espèces marines menacées, mais seule une petite fraction d'espèces marines connues a été évaluée et, dans de nombreux cas, les données sont insuffisantes pour dresser un bilan satisfaisant (Tanzer *et al.*, 2015). Dans certaines zones de l'océan, les connaissances sur la biodiversité marine sont encore incomplètes et même inexistantes car les inventaires qualitatifs et quantitatifs sont difficiles et rares (Amara, 2010).

¹ Une première définition donnée en 1976 (Magnuson-Stevens Fishery Act, 2007) « sont considérées comme zones fonctionnelles pour une espèce l'ensemble des eaux et substrats nécessaires à la ponte, la reproduction, l'alimentation, et la croissance jusqu'à la maturité. »

Pourtant les systèmes marins côtiers sont parmi les plus riches de la planète sur le plan écologique et socio-économique. On estime que les habitats marins, de la zone intertidale jusqu'au bord du plateau continental, fournissent chaque année plus de 14 000 milliards de dollars américains de biens (des aliments et des matières premières) et de services (la régulation des perturbations et le cycle des nutriments), soit environ 43 % du total mondial (Costanza *et al.*, 1997).

Les perturbations sur la biodiversité marine et littorale dues aux changements climatiques sont multiples (Harley *et al.*, 2006). Elles se manifestent par exemple par le déplacement d'espèces exploitées car même les pêcheurs associent l'évolution de leurs captures à l'impact de celui-ci (Beare *et al.*, 2004; Amara, 2010). Dans les pays en voie de développement où la dépendance aux ressources halieutiques littorales est forte, la pêche, l'aquaculture et les habitats sont en danger en particulier dans les deltas et les estuaires². Dans ces environnements l'habitat de mangroves y est particulièrement vulnérable car affecté par de multiples processus résultant des changements climatiques : (i) la montée des eaux qui a des implications graves pour la croissance, la respiration et la survie des végétaux, (ii) l'intensification des phénomènes de sécheresse (augmentation de la salinité) qui affecterait la croissance des végétaux, réduit l'apport en sédiment, altère la floraison et la fructification, (iii) l'intensification potentielle des cyclones (occurrence, intensité) où les vents associés abîment leurs feuillages, dessèchent les tissus végétaux et accroissent les taux d'évaporation et le stress salin (Bell *et al.*, 2012). En 2011, M. Bell, (*in* Gascoigne, 2011) écrivait : « le changement climatique représente une menace pour les populations tributaires des ressources côtières. Elles devront chercher de nouvelles sources d'alimentation. L'élévation de la température des eaux de surface, l'acidification de l'océan et la perte d'importants habitats tels que les récifs coralliens, les herbiers, les mangroves et les platiers intertidaux devraient avoir une incidence désastreuse sur les poissons et coquillages dont dépendent de nombreuses communautés côtières ».

Le changement climatique n'est évidemment pas le seul responsable de ces perturbations, les actions anthropiques telles que la surpêche, la pollution (etc...) sont depuis 30 ans montrés du doigt par les scientifiques (Amara, 2010 ; Revéret et Dancette, 2010). L'exploitation des stocks de poissons et invertébrés par l'Homme est principalement représenté par les activités de

² <http://www.fao.org/3/a-i1072f.pdf>

pêche, dont les conséquences d'une mauvaise gestion sont la surexploitation et les pertes d'habitats (IFREMER, 2010). Certains stocks ont déjà fait l'objet d'une pêche intensive depuis plusieurs siècles mais la mise en exploitation des océans est une affaire récente. Jusqu'au début du vingtième siècle, la pêche maritime était limitée à quelques espèces sur les rivages des pays développés. A cette époque, la production mondiale ne dépassait pas quelques millions de tonnes par an. Au cours même du vingtième siècle, tout s'accélère avec l'apparition des navires motorisés, le développement progressif des engins de pêche et des grandes flottes de pêche industrielle, « conquérant » ainsi progressivement les différents océans. La production mondiale s'accroît alors de 7% par an, et passe de 20 millions de tonnes par an à plus de 50 millions dans les années 1950 et 1960. En parallèle, la proportion des ressources marines considérées comme non exploitées chute de 50 % à environ 15% (Roux et Noël, 2007; Gascuel, 2009). Depuis 1961, la croissance annuelle mondiale de la consommation de poisson a doublé par rapport à la croissance démographique. La production mondiale totale du secteur a atteint 171 millions de tonnes en 2016, dont 53 % de ce total provient des pêches de capture, dont la valeur est estimée à 130 milliard de dollar américain (FAO, 2018). Ce développement des pêches mondiales a provoqué une très forte diminution de l'abondance des ressources exploitées se manifestant généralement par la division par 3 ou 4, et parfois par 10 ou 20 de la biomasse des stocks cibles (Amara, 2010).

Parmi les habitats concernés par ces perturbations, les biomes emblématiques des littoraux tropicaux que sont les mangroves et les récifs coralliens sont les plus vulnérables en raison de l'intensité et la diversité des pressions anthropiques directs (pêcheries, extraction minière, aquaculture,...) (IFREMER, 2010). Au cours de ces 50 dernières années, plus de 50% de la superficie de la mangrove mondiale aurait été perdues (Vietnam : 102 000 ha, Honduras : plus de 12 000 ha, en Equateur : plus de 180 000 ha, Thaïlande : plus de 80 000 ha) (Carrere et Fonseca, 2002). Les causes en sont, les actions anthropique directes comme : l'élevage de crevette, l'agriculture, l'exportation du bois, l'extraction de sel, le développement urbain, l'essor du tourisme et ses infrastructures mais à cela s'ajoute aussi, les impacts causés par l'exploitation et le détournement de rivières et la pollution des eaux par des métaux lourds, des déversements des pétroles, des pesticides et autres produits (Carrere et Fonseca, 2002). Cette perte continue aujourd'hui au rythme d'environ 1 % de pertes surfaciques par an (de Almeida *et al.*, 2016). Tout comme la biodiversité terrestre, la biodiversité marine traverse une longue phase d'érosion intensive et accélérée marquée par l'ajout de plusieurs espèces à

la liste rouge de l'UICN (tortue luth, tortue caouanne , raies et requins), la surexploitation voir l'extinction de nombreux stocks de ressources (diminution du pool génétique de leur espèce) et la dégradation de plusieurs écosystèmes due à l'usage des engins de pêche et la pollution (Revéret et Dancette, 2010).

Le rapport de l'UNEP (2007) sur l'avenir de l'environnement mondial rappelle que les pauvres sont les plus affectées par les détériorations des écosystèmes marins car ils dépendent davantage des écosystèmes locaux et vivent souvent dans des lieux plus vulnérables au changement climatique mais surtout ont moins de capacité d'adaptation. La cause de la sauvegarde des ressources halieutiques marines et la gestion durable des pêches est directement liée à celle de la réduction de la pauvreté et l'amélioration de la situation socioéconomique des pêcheurs et des travailleurs du secteur de la pêche (FAO, 1995).

Les écosystèmes côtiers et estuariens sont extrêmement riches d'un point de vue biologique et jouent un rôle essentiel de par leurs fonctions naturelles dans le renouvellement des ressources halieutiques (Costanza *et al.*, 1997). De nombreuses espèces de poissons et d'invertébrés passent au cours de leur cycle biologique par des habitats restreints et instables dont les nourriceries situées dans ces secteurs. Ces écosystèmes sont essentiels pour la croissance des jeunes poissons et les juvéniles y restent concentrés durant leurs premières années de vie (Miller *et al.*, 1984; Lenanton et Potter, 1987 ; Diaz *et al.*, 2003).

Environ 97% des pêcheurs vivent dans les pays en développement, où la pêche est extrêmement importante. Ces populations ont un niveau bas d'apport en protéines animales. Le poisson garantit fréquemment plus de 50 % de cet apport. Les protéines de poisson prennent dans leur alimentation une part plus importante même s'ils consomment relativement peu de poisson comparé aux habitants des pays développés. En outre, le secteur pêche contribue de plus en plus à la croissance économique et à la lutte contre la pauvreté dans les zones littorales. Dans ce secteur, 54% des exportations proviennent des pays en voie de développement, dont la valeur a atteint les 152 milliards de dollar américain, liée à une demande plus importante et la hausse des prix (FAO, 2005b ; FAO, 2018b).

En 2019, avant la pandémie de Covid-19, Madagascar est classée par la Banque Mondiale parmi les pays les plus pauvres au monde avec 75 % de la population qui vit avec moins de 1,90 dollar par jour (en parité de pouvoir d'achat) et faisant partie des pays d'Afrique les plus

affectés par les conséquences du changement climatique (source Banque Mondiale³), s'inscrit bien dans ce schéma. La pandémie, en perturbant les échanges internationaux et par le confinement décrété au niveau national a encore aggravé ces difficultés économiques et donc la situation des plus précaires. Cette île continentale des marges insulaires de l'Afrique orientale d'une superficie de 587 040 km² entre les latitudes 11,5° S et 25,3°S et les longitudes 43° et 47°E, se caractérise par un linéaire côtier estimé à 4 828 km (CIA⁴). Elle dispose des ressources marines diversifiées et abondantes le long de la côte ouest, qui sont exploitées et valorisées par différents types d'acteurs, tant pour la consommation locale et l'alimentation du marché intérieure que pour l'exportation en direction de l'Europe ou des marchés asiatiques (Domalain *et al.*, 2002; Chaboud *et al.*, 2007). Selon une enquête réalisée par la FAO en 1987/88, il existait 1.250 villages de pêcheurs sur l'ensemble des côtes Malgache dont la majorité était située dans la région entre Antsiranana (au Nord) et de Toliara (sud-ouest). Les pêcheurs sont concentrés sur la côte ouest en raison des conditions de mer (canal du Mozambique *versus* Océan Indien) et pêche plus favorables. Les récifs coralliens et les mangroves couvrent des zones beaucoup plus vastes sur la côte ouest que sur la côte est (plus de 90 % de tous les récifs et environ 98 % de toutes les mangroves se trouvent sur la côte ouest) (Kiener, 1972 ; Cooke, 2012). Ainsi dans la région de Toliara et de Mahajanga (nord-ouest) résident respectivement 36 % et 27% des pêcheurs traditionnels maritimes. Par contre, les pêcheurs à pied sont plus nombreux à Mahajanga car la collecte de crabe, de chevaquines, de crevettes et de trépangs y est très importante alors qu'à Toliara, ce sont les piroguiers qui dominent (Source FAO⁵).

La filière pêche est importante pour les habitants du littoral malgache car elle constitue une source de revenu importante pour certaines communes des régions côtières. Le repli économique local et national lié à la pandémie en raison des confinements et la crise des transports internationaux a sans doute dû exacerber cette importance. En termes de production, la pêche traditionnelle occupe la première place en 2001 en fournissant environ les trois quarts de la production totale de la pêche maritime (Banque Mondiale, 2003). Les produits de la pêche constituent une source importante de recettes en devises pour le pays (environ 160 millions de dollars américains par an) et les produits de la mer ont représenté

³ <https://www.banquemondiale.org/fr/country/Madagasikara/overview>

⁴ https://www.cia.gov/library/publications/resources/the-world-factbook/geos/print_ma.html

⁵ <http://www.fao.org/3/AB836F/AB836F04.htm>

environ 11% du total des recettes d'exportation au cours de l'année 2000 (Ralison et Minten, 2001). La contribution de ce secteur aux exportations est en pleine expansion, due à une hausse de la production de langouste du sud (145 tonnes en 1987 contre plus de 300 tonnes en 1988) et d'une augmentation des exportations de crabe de mangrove *Scylla serrata* (Roullot, 1988a). En 2017, plus de 517 milliards d'Ariary (soit environ 177 millions de dollars américains) de recettes d'exportation ont été enregistrées pour Madagascar et le secteur de la Pêche a contribué à hauteur de 7 % au PIB du pays⁶.

Ainsi, Madagascar possède la troisième plus grande mangrove de l'Afrique avec une surface estimée entre 400 000 ha et 303 814 ha (selon les estimations réalisées entre 1921-2004) (FAO, 2005a). 98% de cette mangrove se localisent sur la côte ouest, les 2% restants, se retrouvent sur la côte est dans les zones abritées (Kiener, 1972 ; Cooke, 2012). Dans cet écosystème, une espèce d'intérêt halieutique occupe une place particulière (le crabe « *Scylla serrata* ») connue sous le nom vernaculaire de crabe de boue ou crabe de palétuvier. Une étude de Roullot (1988) la signalait en densité importante sur toute la côte Ouest de la région Diana au Nord jusqu'à Sud-Ouest. Si l'ensemble du littoral, à mangrove ouest du pays, constitue une zone fonctionnelle halieutique pour le crabe de mangrove, la pêcherie s'est surtout développée dans le Nord-ouest dans l'ensemble compris entre la baie de la Mahajamba et le Cap St André (**Figure 1**). Il a été pêché et commercialisé depuis toujours par les pêcheurs malgaches et vendus uniquement sur les marchés locaux. A partir de 1987, Madagascar commence son exportation vers la Réunion puis la Guadeloupe et la France. En 2015, selon les statistiques du Ministère de la Pêche et des Ressources Halieutiques in (Randriamiarisoa, 2015), la production est passée de 1 500 tonnes en 2004 à 4 515 tonnes en 2014 (augmentation de 300 %) en 10 ans. Cette augmentation de la production est particulièrement liée à l'ouverture du marché des crabes vivants vers les pays asiatiques⁷.

Cette croissance exponentielle de la production a alarmé l'Etat malgache sur une menace de surexploitation des ressources en crabe. Ainsi, l'état a décrété un arrêté N°32101/2014 du 24/10/14, prise comme mesure de précaution en l'absence de données d'estimation récentes, stipule dans son article premier que, « *Les prélèvements totaux des captures annuels (PTCA) de crabe sont fixés à 5 000 tonnes de poids vifs* ». A cette arrêté du 2014 sur l'exploitation du

⁶ <http://www.midi-madagasikara.mg/economie/2018/01/13/peche-et-aquaculture-plus-de-517-milliards-ar-de-recettes-dexportation-en-2017/>

⁷ <https://lexpress.mg/04/10/2018/ressources-les-crabes-de-mangrove-disparaissent/>

crabe s'ajoute l'arrêté interministériel n° 32100-2014 du 24 octobre 2014 portant sur l'interdiction d'exploitation de bois de mangroves à l'échelle du territoire national, au regard de la dégradation alarmante des forêts de mangroves en particulier celles se trouvant aux alentours des grandes villes comme les mangroves des baies de Bombetoka et de Mahajamba (Randriamiarisoa, 2015). Cette décision, semble nuire aux populations locales qui vivent au dépend de la mangrove, une situation déjà évoquée par Andriamalala en 2007 comme problématique. A Madagascar, les ressources naturelles liées aux mangroves sont source de conflits entre les organismes de la conservation et les exploitants. Ces conflits tendent à s'aggraver en raison des responsabilités mal définies entre organismes de la conservation et de gestion des mangroves, entre les départements environnementaux, sylviculture et pêche où les plans de développement écologiques et socio-économiques sont insuffisants (Andriamalala, 2007b).

Chaque année l'état malgache décrète ou non une période de fermeture de la pêche au crabe. Il n'y a pas de gestion pluriannuelle. Ceci montre que la gestion de la ressource n'est pas encore maîtrisée. De même pour la mangrove, sans unanimité et sans une étude attestant une réelle dégradation (localisée ou à l'échelle du pays) de cette forêt, l'état décide d'interdire l'exploitation du bois de mangrove au niveau nationale. Le manque de données ou de connaissance sur la mangrove et le crabe malgache rend la gestion de ces ressources très difficiles.

Comme beaucoup de pays du sud, Lebigre notait en 1984 que les mangroves malgaches étaient très mal connues et qu'il n'avait pas les éléments nécessaires à un bon diagnostic. En 2018, Andriantsiaronandroy fait encore le même constat. Travailler dans la mangrove est très contraignant pour différentes raisons liées à ses caractéristiques amphibies. A commencer d'abord par l'étendue de la forêt qui rend impossible sa couverture totale en termes d'échantillonnage sur le terrain, en plus des racines en échasse des palétuviers qui rend son accès pénibles voire même impossible (Thollot, 1996). On peut évoquer aussi son caractère inhospitalier par la présence des insectes (moustiques) et d'animaux sauvages de type crocodile, etc...) (Moreau, 1991 ; Rochotte *et al.*, 2003a).

La télédétection a été très tôt investie sur ce type d'environnement impénétrable. En 1996 Ferdinand Bonn en citant les travaux de Michel de 1969 et de Bertrand en 1989 écrit "...les inventaires généraux sur l'état des mangroves et leur dégradation sont avantageusement conduits à partir des données satellitaires" (Bonn, 1996). On notera ici l'objectif de suivre la

dégradation de ces environnements forestiers des marais maritimes. A Madagascar, en 1984, Lebigre notait combien les marais maritimes étaient mal connus et soulignait l'intérêt de la production d'un atlas des marais maritimes à l'échelle nationale, pour l'aménagement et la protection de ces milieux menacés (Lebigre, 1984). Malheureusement il ne verra jamais le jour. Pourtant les images des satellites optiques haute résolution spatiale Landsat et SPOT sont dès les années 1970 pour l'un et 1980 pour l'autre d'ores et déjà disponibles. Mais à ces résolutions spatiales, elles sont alors payantes ce qui constituera sans doute un facteur limitant pour des applications dans les pays en voie de développement. La programmation en fonction d'un modèle de nébulosité et de modèles économiques (vente potentielle des images) réalisée sur la majorité de la planète limite le nombre d'images acquises dans la zone intertropicale en développement. De même, les données prétraitées ne sont accessibles que pour certaines aires géographiques. Il faudra attendre le satellite Landsat 7 lancé en 1999 pour un changement des politiques spatiales dans le domaine de la haute résolution optique. Si en 1999, les données sont payantes hors partenaires américains, elles deviennent gratuites à la faveur d'un problème technique suite à l'altération d'une des barrettes de capteur en 2003 rendant le produit non commercialisable (Woodcock *et al.*, 2008). La distribution gratuite et de manière non discriminatoire des données brutes produites par des satellites haute résolution à l'image de ce qui se faisait déjà pour la basse résolution était un des principaux freins à la généralisation de leur usage (Verger et Ghirardi, 2002). Les données prétraitées, elles ne seront accessibles que pour certaines aires géographiques. Les données Landsat deviennent alors les données les plus utilisées dans le monde même si les données du satellite Landsat 7 sont altérées suite à un problème technique à partir de 2003 et que les acquisitions ne sont systématiques, à chaque passage du satellite, que sur les Etats Unis. Pour le reste du monde une programmation en fonction d'un modèle de nébulosité est réalisée ce qui limite le nombre d'images acquises dans la zone intertropicale. En Juin 2015, l'Europe lance son premier satellite multispectral, haute résolution spatiale et libre d'utilisation (Sentinel-2A) et le deuxième en Mars 2017 (Sentinel-2B) (ESA⁸) elle vise à concurrencer cette hégémonie américaine. Ensemble, ces deux satellites ont des résolutions spatiales et temporelles, plus

8

http://www.esa.int/Space_in_Member_States/France/Lancement_du_satellite_Sentinel_2B_de_la_constellation_Copernicus

performantes que Landsat ce qui ouvre de nouvelles opportunités en termes de cartographie et donc ici de suivis des littoraux à mangroves.

Peu à peu ce type de mesure à distance depuis l'espace a montré son efficacité pour l'étude de la mangrove et permet d'apporter un certain nombre d'informations pertinentes pour la connaissance et la gestion de cet écosystème côtier (Rahmania, 2018). Ces indicateurs sont de plus en plus diversifiés. Taureau *et al.*, 2015, pour l'IFRECOR (Initiative française pour les récifs coralliens) propose, dans le guide méthodologique pour la cartographie des mangroves de l'Outre-mer français, l'extraction des images optiques de plusieurs proxys éprouvés des indicateurs suivis dans les inventaires forestiers permettant d'estimer les dynamiques forestières : l'espèce de palétuvier, la hauteur des arbres et le taux de recouvrement de la forêt.

Depuis les années 1980 plusieurs cartographies des mangroves ont été produites à partir des données des capteurs moyennes et haute résolution. Elles auraient dû permettre d'établir l'état de la surface des mangroves à Madagascar. Mais en 2011, Eddy Renoux remarquait déjà que si nous nous référons à la littérature sur les surfaces des forêts à Madagascar, nous obtenons des résultats présentant des dynamiques et surfaces très différentes. Les différences entre les types de données de référence, niveaux d'échelle d'analyse, typologies et méthodes utilisées pour quantifier ces surfaces expliquent en partie les dynamiques annoncées. En 2018, Andriantsiaronandroy, revient sur l'affirmation de la dégradation de la mangrove malgache : « *Les discours classiques des autorités compétentes, des organismes non gouvernementaux et de la population locale, prêchent pour cette destruction, telle une fatalité définitive, alors qu'aucune preuve scientifique (carte fiable, travaux de recherche approfondis sur le terrain) ne vient attester cette assertion* ». En utilisant la télédétection, il montrait que la superficie de la mangrove du sud-ouest de Madagascar peut être stable, avec des zones de gain et de perte. La mobilité des mangroves ou translation des ceintures végétales en fonction de l'hydrodynamisme est un facteur connu auquel s'ajoute les usages anthropiques.

De même, les connaissances des ressources halieutiques de ces espaces qui en font des espaces à protéger en priorité, sont encore mal connues. Ainsi, la connaissance de la ressource crabe « *Scylla serrata* », est encore très lacunaire. Nombreuses sont les recherches biologiques, écologiques et socio-économiques si on évoque quelques auteurs les plus cités dans ce domaine comme Le Reste *et al.*, 1976; Delathière, 1990 ; mais rares sont les études caractérisant la répartition spatiale de ce crabe dans son habitat naturel. C'est

pourtant une connaissance fondamentale qui pourrait orienter une gestion efficace de cette espèce fonctionnelle.

Les recherches en écologie du paysage ont démontré le rôle fondamental de l'agencement du paysage et de leur structure dans le déplacement des espèces animales et végétales (Fahrig *et al.*, 2011; Clergeau *et al.*, 2016). Il est nécessaire de comprendre les modes de déplacement des espèces, de les intégrer dans les plans d'aménagement locaux et de minimiser la fragmentation de ces espèces (Liénard et Clergeau, 2011). De ce fait, (Fauvel *et al.*, 2013) affirmait que l'apport des données numériques, plus particulièrement celles de la télédétection dans la caractérisation des milieux est fondamental.

C'est dans l'optique d'éclairer le système mangrove et ressource en crabe de mangrove que cette thèse a été pensée. Financée par une allocation de recherche de la Région Réunion, elle s'inscrit dans le contexte du projet CRABMADA (2017-2018) lui-même financé par la Commission de l'Océan Indien et portée par le bureau d'étude Ocea-consult, en collaboration avec l'UMR Espace-Dev et l'Institut Halieutique et des Sciences Marines de l'Université de Toliara (IH.SM). Ce projet a pour objectif d'étudier la filière crabe "*Scylla serrata*" de Madagascar. Il est structuré en trois grands volets : (i) Enquête halieutiques sur la pêche de crabe à Madagascar, (ii) Développement d'une base de données géoréférencée sur la pêche du crabe à Madagascar et (iii) Caractérisation de la distribution spatiale des terriers de crabe *Scylla serrata* soutenue par la télédétection. Cette étude associe une étude de la dynamique de systèmes estuariens porteurs d'écosystèmes de mangrove à l'échelle des paysages sur 30 ans. Les trois sites d'études sélectionnés sont reconnus pour leur caractère fonctionnel. Afin d'analyser, de comprendre les facteurs régulant la productivité des espaces en crabe *Scylla serrata*, une caractérisation fine de la mangrove par télédétection est réalisée (le taxon, la hauteur et le taux de recouvrement). Ces informations spatialisées complétées d'inventaires poussés sur le terrain permettent d'étudier la répartition spatiale du crabe *Scylla serrata* dans un objectif de fournir un outil de gestion plus efficient. Pour répondre à ces objectifs, plusieurs phases de travaux ont été nécessaires : Les travaux au laboratoire et la campagne de terrain. En premier lieu, une phase de préparation, consistant à la bibliographie sur l'usage de la télédétection pour l'étude de la mangrove, les différentes méthodes utilisées pour l'extraction des informations à partir de l'imagerie satellitaire ainsi que sa caractérisation. Cette phase de lecture a permis aussi de définir en fonction des paramètres du terrain, les variables à relever, la méthode de mesure à adopter et les matériels à utiliser en fonction des résultats attendus

lors de la campagne sur le terrain. Cette phase est suivie de traitement d'imagerie satellitaire afin d'appréhender les caractéristiques des sites et choisir ainsi la méthode d'échantillonnage à adopter une fois sur le terrain. Et enfin, la campagne sur le terrain pour la collecte des données sur les paramètres écologiques de l'écosystème mangrove pouvant expliquer la répartition du crabe et les points de références pour la validation de la cartographie effectuée au laboratoire.

Ce travail se divise donc en trois parties composées chacune de plusieurs chapitres. Dans la première partie, le premier chapitre propose un état de l'art à l'échelle globale de la connaissance sur la mangrove et le crabe « *Scylla serrata* », pour se focaliser ensuite sur Madagascar où ces ressources halieutiques sont exploitées. Le deuxième chapitre est consacré à un état de l'art sur l'apport de l'information spatialisée dans l'étude de ces ressources halieutiques côtières.

Dans la deuxième partie qui est consacrée particulièrement à la méthodologie générale de l'étude, le premier chapitre va décrire le cadre géographique de l'étude et la justification du choix des sites. Le deuxième chapitre va présenter l'itinéraire méthodologique sur la collecte des données sur le terrain et les traitements d'images satellitaires.

La troisième et dernière partie va présenter les résultats ainsi que leurs discussions. Elle est composée de deux chapitres distincts et les éléments de discussions seront présentés dans chaque sous chapitre. Le premier chapitre sera consacré à la présentation des résultats sur l'évaluation de la précision des classifications. Ensuite, l'étude de la dynamique de la mangrove à l'échelle de Madagascar (2016 et 2018) et au niveau des trois sites d'études (Baie de Mahajamba, Delta de Mahavavy et baie de Tsingilofilo) (**Figure 1**) sur 30 années d'écart. Le second chapitre de cette dernière partie abordera la ressource halieutique *Scylla serrata* : de la caractérisation des ressources à partir des données de terrain, la comparaison des jeux de donnée issue du terrain et la caractérisation des facteurs pouvant influencer la répartition spatiale du crabe *Scylla serrata* dans son habitat.

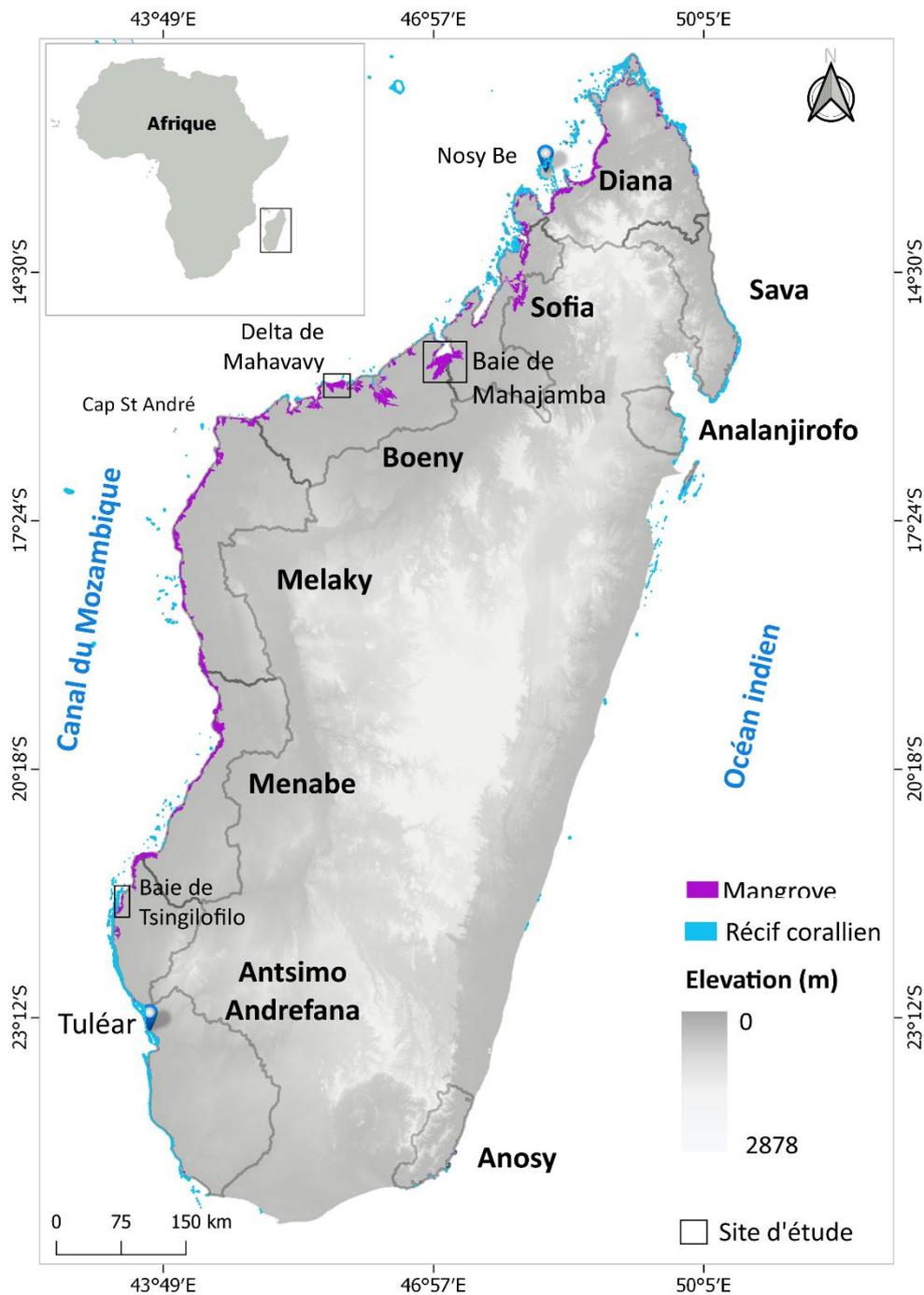


Figure 1: Carte de localisation de Madagascar et les zones d'études. (Données : MNT ALOS, régions: BD 500, mangrove : Sentinel-2 © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2020, Récif : UNEP-WCMC *et al.*, 2010)

Partie 1 : Etat de connaissance sur la mangrove en tant qu'habitat du crabe *Scylla serrata* et l'apport de l'information géographique dans leurs études

La mangrove est un écosystème forestier et halieutique unique des littoraux tropicaux représentant un enjeu de conservation fort par les services écosystémiques qu'il porte mais c'est aussi, du point de vue des pays du sud un écosystème exploité dans une perspective vivrière et de commerce international dans certains contextes. Les mangroves représentent moins de 1% de l'ensemble des forêts tropicales à travers le monde, et moins de 0,4% du domaine forestier mondial⁹. Rares, les mangroves sont parmi les écosystèmes les plus productifs au monde, avec une biomasse qui peut atteindre 700 t/ ha (Clough, 1992) et une valeur économique remarquable qui sont généralement dans la fourchette de 2000 à 9000 dollars par hectare et par an (Spalding *et al.*, 2010). En raison des enjeux, des services écosystémiques rendus par cet environnement emblématique, les politiques publiques de gestion de la ressource jonglent entre nécessité ou coercition des organisations internationales pour une conservation et pression d'exploitation par des communautés locales et entreprise internationales. Seules 10 % des mangroves (environ un quart des mangroves restantes du monde) sont protégées par un statut à des fins de conservation (Spalding *et al.*, 2010). Pourtant, dès 1997, Lebigre, signalait que la mangrove est le point de départ de chaînes trophiques extrêmement complexes. De même sa destruction a une répercussion négative immédiate sur les ressources halieutiques de la zone maritime circum-côtière. Elle tend, en outre à une surexposition aux forçages météo-marins des zones littorales. Les tsunamis, en Asie du Sud ont rappelé le rôle fondamental des mangroves dans l'amortissement des houles (Dahdouh-Guebas *et al.*, 2005) déjà signalées dans les zones sous influence des cyclones.

Dans cette forêt de palétuviers, le crabe *Scylla serrata* a élu une part importante de son habitat naturel. Une grande partie de son cycle de vie se fait au sein de la mangrove. C'est la ressource halieutique la plus prisée de l'écosystème mangrove de l'Océan Indien, du Pacifique occidental (Lebigre, 1997 ; Fratini *et al.*, 2010) et Madagascar ne fait pas exception. Comme

⁹ <http://www.unesco.org/new/fr/unesco/events/prizes-and-celebrations/celebrations/international-days/int-day-for-the-conservation-of-the-mangrove-ecosystem/mangrove-ecosystem-2017/>

sur beaucoup de territoires les conditions et l'intensité d'exploitation de cette ressource ont beaucoup évolué à Madagascar. Avant l'année 1987, cette ressource était exploitée d'une façon artisanale pour une consommation locale ou intérieure. Elle est devenue progressivement une ressource à valeur économique très importante pour le pays dès lors qu'elle est devenue un produit d'exportation. Cette activité s'est développée très vite avec une augmentation exponentielle de la valeur du produit et de l'ouverture du marché international. Actuellement, elle est considérée comme une ressource menacée de surexploitation et la gestion est encore floue par manque de connaissances précises et robustes concernant cette ressource.

En 1992, lors du sommet de Rio de Janeiro, les participants ont souligné l'importance et la nécessité de l'utilisation de l'information spatialisée pour aborder les problèmes qui préoccupent la communauté mondiale (détérioration de l'environnement, déforestation, pollution, épuisement des stocks de poissons, etc.). En 2003, lors du sommet mondial sur le développement durable tenu à Johannesburg, il a été souligné et illustré, au travers de cas pratiques, les capacités et les potentialités de l'utilisation de l'information géographique en appui à la gestion de l'environnement et au développement durable. La gestion des espaces côtiers offre de nombreux exemples depuis les années 1980 (Verger, 1984 ; Robin et Gourmelon, 2005; El Mahrad *et al.*, 2020) sous toutes les latitudes et quel que soit le niveau de développement du pays. Dans ce contexte, en raison de la difficulté de production d'informations géolocalisées à partir du terrain dans ces espaces souvent impénétrables, la télédétection est une approche qui a souvent été utilisée et qui a fait ses preuves pour fournir des connaissances à différentes échelles ou résolutions (Kuenzer *et al.*, 2011). En effet, depuis les premiers satellites d'observation de la Terre, la télédétection est devenue un outil incontournable dans l'étude de l'écosystème océanique et côtier. En 2016, un numéro spécial de la revue *Remote Sensing* (coordonné par Mishra et Gould et intitulée « *Remote Sensing in Coastal Environments* ») permet d'avoir un large éventail bien que non exhaustif des champs d'applications et des techniques mobilisées pour répondre à différentes questions sur les milieux et les processus côtiers.

Dans l'étude des ressources halieutiques côtières, si l'on se focalise sur les écosystèmes à mangrove, la nécessité des représentations spatiales, de la constitution et du partage de bases

de données spatialisées multisources mobilisant des données satellitaires, pour caractériser les organisations spatiales et surveiller les changements environnementaux dans cet écosystème (Magris et Barreto, 2010) s'est imposée rapidement. Elle a comme objectif final l'élaboration et la mise en œuvre de politiques publiques efficaces pour la conservation et l'exploitation durable des environnements à mangroves (Walters *et al.*, 2008).

Les systèmes d'information géographique (SIG) constituent le cadre naturel pour le traitement et la représentation des données spatiales. Ils se sont imposés comme des outils puissants ayant des applications utiles dans toutes les composantes des sciences marines. Ils présentent encore des approches innovantes dans l'examen des relations dynamiques qui caractérisent le monde marin (Valavanis, 2019). Ils sont depuis les années 2000 au cœur des grands concepts de gestion de ces espaces (Robin et Gourmelon, 2005): La Gestion intégrée des zones côtières (GIZC) (Le Berre *et al.*, 2010), l'approche du continuum terre-mer à travers la caractérisation des dynamique de l'eau , de la matière et de la biodiversité exprimés au travers les continuités écologiques et physiques (Billion, 2018), le Marine Spatial Planning (MSP) (Ouellette et Getinet, 2016) mais aussi des considérations de gestion écosystémique (McLeod et Leslie, 2012) ou des paysages marins (Doornenbal *et al.*, 2022) qui supportent les politiques publiques.

Cette première partie est scindée en deux grands chapitres dont la première abordera la mangrove et la ressource halieutiques *Scylla serrata* et le deuxième chapitre parlera de l'apport de l'information géographique dans l'étude de ces ressources halieutiques.

Chapitre.1 Mangrove et exploitation des ressources halieutiques : l'espèce de crabe « *scylla serrata* »

Afin de présenter précisément la problématique, le premier chapitre de contextualisation sera scindé en deux parties dont l'un sera consacré à la mangrove et l'autre à la ressource halieutique crabe « *Scylla serrata* ». Dans la première partie, nous allons revenir sur les caractéristiques et définitions de cet environnement original appréhendé par différentes disciplines. Puis, nous allons faire un tour d'horizon sur la distribution de la mangrove à l'échelle mondiale, suivie par sa zonation de la communauté végétale, les systèmes d'adaptation des palétuviers, l'importance économique et écologique de la mangrove, les menaces qui pèsent sur cet écosystème. La deuxième partie va aborder le crabe *Scylla serrata*, à travers sa bio-écologie générale et puis la pêche de cette ressource à Madagascar, les menaces qui pèsent sur elle et les mesures de gestion mises en place depuis que l'espèce est exploitée jusqu'à nos jours.

1.1. La mangrove, un écosystème des zones intertidales tropicales sous contraintes

La documentation sur les mangroves est faible avant le XX^{ème} siècle car ce milieu provoque souvent de la part des voyageurs explorateurs et scientifiques un sentiment de répulsion. Compte-tenu des multiples services rendus à l'Homme et à l'environnement, la mangrove a suscité peu à peu un intérêt pour la conservation et la recherche. Depuis les années 1960-70, la prise de conscience de l'importance écologique des zones humides littorales a mis en lumière l'impact des activités humaines et a promu une politique de protection et de conservation de cet écosystème. Les études concernant l'écosystème mangrove se sont alors multipliées, dans différents domaines disciplinaires (Taureau, 2017; Cormier Salem, 2018).

1.1.1. La mangrove : définition d'un objet à multiples dimensions

Un bref aperçu de la littérature, fait ressortir rapidement toute l'ambiguïté terminologique du terme mangrove. La diversité des disciplines s'intéressant à cet environnement remarquable n'est pas étrangère à cette difficulté à poser une définition consensuelle.

Le problème de la définition de la mangrove est ancien et reste toujours d'actualité il se traduit parfois par des détections erronées de processus. Au sein des communautés de botanistes Schimper (1819) et Herberlandt (1893), deux botanistes allemands, puis plus récemment Macnae (1968), Walsh (1974), Chapman (1976), Tomlinson (1986) et Duke (1992) sont parmi les premiers à s'être interrogés sur la définition des mangroves et les limites de la mangrove ne font pas toujours consensus. L'une des premières divergences entre les botanistes porte sur les espèces floristiques à considérer ou non comme faisant partie de la mangrove (Cormier Salem, 1999). La mangrove est couramment définie comme une espèce d'arbre au feuillage persistant, le plus souvent appartenant à la famille des *Rhizophoraceae* et poussant dans les zones intertidales. Dans son acceptation la plus large, la mangrove peut être considérée comme un paysage forestier, un biotope dynamique à défaut d'utiliser le terme d'association végétale décrite car elle ne prend pas en compte la compétition entre les espèces en raison de l'évolution constante des conditions environnementales (Chevalier et Guinier, 1953). Selon (Guillaumin, 1928) en reprenant des travaux plus anciens de Perrier de la Bathie : la mangrove est la formation végétale qui couvre les vases salées des embouchures et des côtes basses. Et dans ce sens, elle est divisée en deux types : la mangrove proprement dite, qui s'étend sur les substrats vaseux et inondés à marée haute par la mer, l'autre se retrouvant à la limite de la terre ferme pas toujours affectée par l'eau salée. Cette définition prend en compte le fait que la mangrove peut être un système "progradant" et que l'adaptation des formations végétales est parfois lente. Cette définition tend à se rapprocher de celles des géographes. Comme le rappelle Cormier Salem en 1999, le terme mangrove désigne avant tout un marais maritime tropical, porteur d'un écosystème littoral forestier qui se caractérise par un paysage amphibie. Cette définition géomorphologique du terme a pour conséquence de considérer dans l'espace mangrove des zones nues comme les slikkes et les tannes. Cet espace est aussi envisagé comme une zone fonctionnelle halieutique car elle est un élément biotique des écosystèmes aquatiques présentant un intérêt pour l'exploitation commerciale par la pêche (FAO, 2016). Selon (Magnuson-Stevens *et al.*, 2007), « Un espace est considéré comme une zone fonctionnelle halieutique à partir du moment où il est le siège d'au moins une phase du cycle de vie d'une ressource halieutique ». Ce qui est le cas de la mangrove car cet écosystème est à la fois, zone de nourricerie, de ponte et de reproduction pour certaines espèces. L'espace support de cette définition varie donc en fonction des espèces considérées. Elle peut donc se traduire par des estimations de surfaces différentes.

1.1.2. Mangrove : notions générales de distribution et d'aires de répartition

La mangrove apparaîtrait au début de l'Oligocène. Il n'existerait en effet aucune continuité phylogénétique entre les formations de gymnospermes du Carbonifère et les mangroves modernes (post-Eocène) à angiospermes. Elle serait contemporaine des forêts tropicales humides sempervirentes, mais contrairement à ces formations, elle se caractérise par une plus faible diversité floristique (Guiral *et al.*, 1999) ce qui peut s'expliquer par les contraintes environnementales des zones intertidales et littorales tropicales.

Les mangroves sont présentes dans 123 pays à travers le monde mais constituent un type de forêt relativement rare, couvrant une superficie estimée à 152 000 km² (équivalent à la moitié de la superficie des Philippines ou à un quart de Madagascar), soit environ 75 % du littoral mondial (Chapman, 1976), moins de 0,4 % des superficies forestières (Rochotte *et al.*, 2003) ; (Spalding *et al.*, 2010; UNEP, 2014). Dans les régions intertropicales, elles se trouvent entre la latitude 31° nord et 31° sud, le long des côtes tropicales et subtropicales d'Australie, d'Asie, d'Afrique et des Amériques (Simard *et al.*, 2008) (**Figure 2**). Environ 50% des surfaces recouvertes par les mangroves sont représentées par trois pays : Brésil (25 000 Km²), Indonésie (21 000 km²) et Australie (11 000 Km²) mais c'est le delta de Gange qui a le plus grand complexe continu de mangroves (6 300 km dont 4 000 Km au Bangladesh et le reste en Inde) (Blasco, 1982). Du point de vue biogéographique, les mangroves se distribuent selon deux aires distinctes : la mangrove indopacifique (groupe oriental) et la mangrove atlantique (groupe occidental). La « mangrove indopacifique » se localise sur les côtes de l'Afrique de l'Est, de l'Asie continentale, de l'Asie insulaire, de certaines îles du Pacifique et de la côte ouest de l'Amérique et celle de la « mangrove atlantique » sur les côtes de l'Afrique et de l'Est de l'Amérique.

Dans le monde, entre 60 et 70 espèces végétales dites caractéristiques des mangroves sont citées. Comme le montre la carte de Deltares en 2014, la diversité n'est pas homogène à l'échelle de la planète. On trouve de 3 à 47 espèces de palétuviers dans les mangroves de l'indopacifique plus riche que la mangrove atlantique dont la diversité se limite 1 à 8 espèces (**Figure 2**).

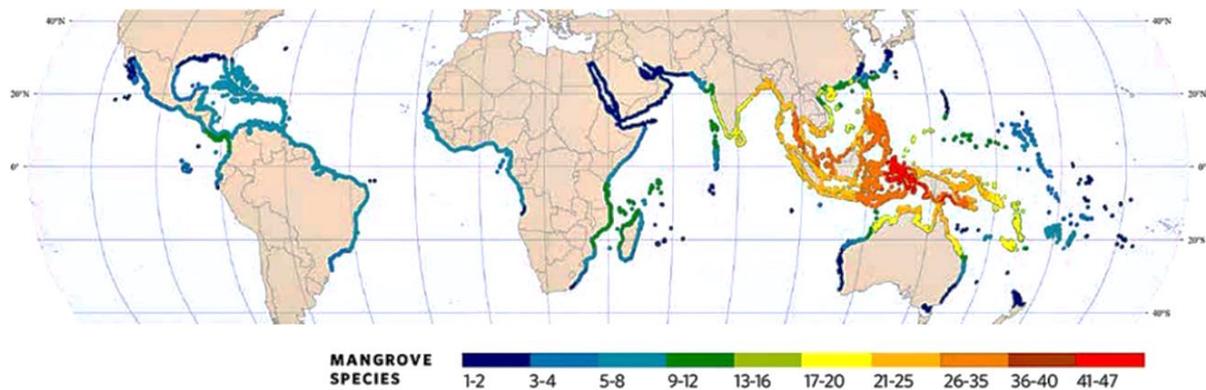


Figure 2: Carte des zones de distribution mondiale des mangroves et du nombre d'espèces de palétuvier dans chaque région. Source : Deltares, 2014 in Jacqueline, 2014

S'il existe peu de littérature sur l'explication de cette différence de diversité, la publication en 2019 de Van der Stocken *et al.* qui porte sur une tentative de mesure de la connectivité des aires de mangrove dans une perspective d'évaluer leur résilience potentielle montre certaines similitudes avec la carte de Deltares (2014) mais aussi des différences notables en particulier sur les littoraux de la côte pacifique des Etats-Unis. Dans cette publication, la simulation de transport des propagules montre une densité élevée de propagules transportées le long de la côte dans des nombreuses régions. La dispersion des propagules (= connectivité des régions) est en partie conditionnée par leurs périodes de flottabilité. Pour une période de flottabilité maximale de 12 mois, une dispersion à longue distance se produit dans les océans Atlantique, Indien et Pacifique tandis que pour une période de flottabilité entre 6 à 1 mois, le bassin océanique forme une barrière de dispersion. Même si, la connectivité s'affaiblit pour une période de flottabilité maximale de 1 mois, une connectivité élevée est toujours observée dans la mangrove du sud de l'Indopacifique occidentale pour toutes les valeurs maximales de la période de flottabilité considérées. Ce qui peut s'expliquer par sa géographie, avec ces nombreuses îles et la proximité de courants océaniques vigoureux favorisant la connectivité dans cette région. Aucune connectivité n'est observée entre la mangrove de la côte de l'Amérique et de l'Afrique car la masse terrestre ou le continent agit comme une barrière de dispersion. Les processus océaniques comme les marées, les tourbillons à méso-échelles et les fronts ont aussi la capacité de moduler le transport des espèces marines et côtières et donc d'influencer le potentiel des particules à atteindre des habitats appropriés pendant leur période de viabilité. Il a été signalé que cette période de flottabilité dépend aussi des taxons et pour les espèces à large spectre comme *Avicennia* et *Rhizophora*, elle est de plusieurs mois. Les propagules d'*A. marina* se sont avérées viables jusqu'à 7 mois (période de flottabilité et

période de viabilité dépassant le flottement et la durée de compétence reporté pour d'autres taxons marins), facilitant les évènements de longue durée de dispersion extrême (Figure 3).

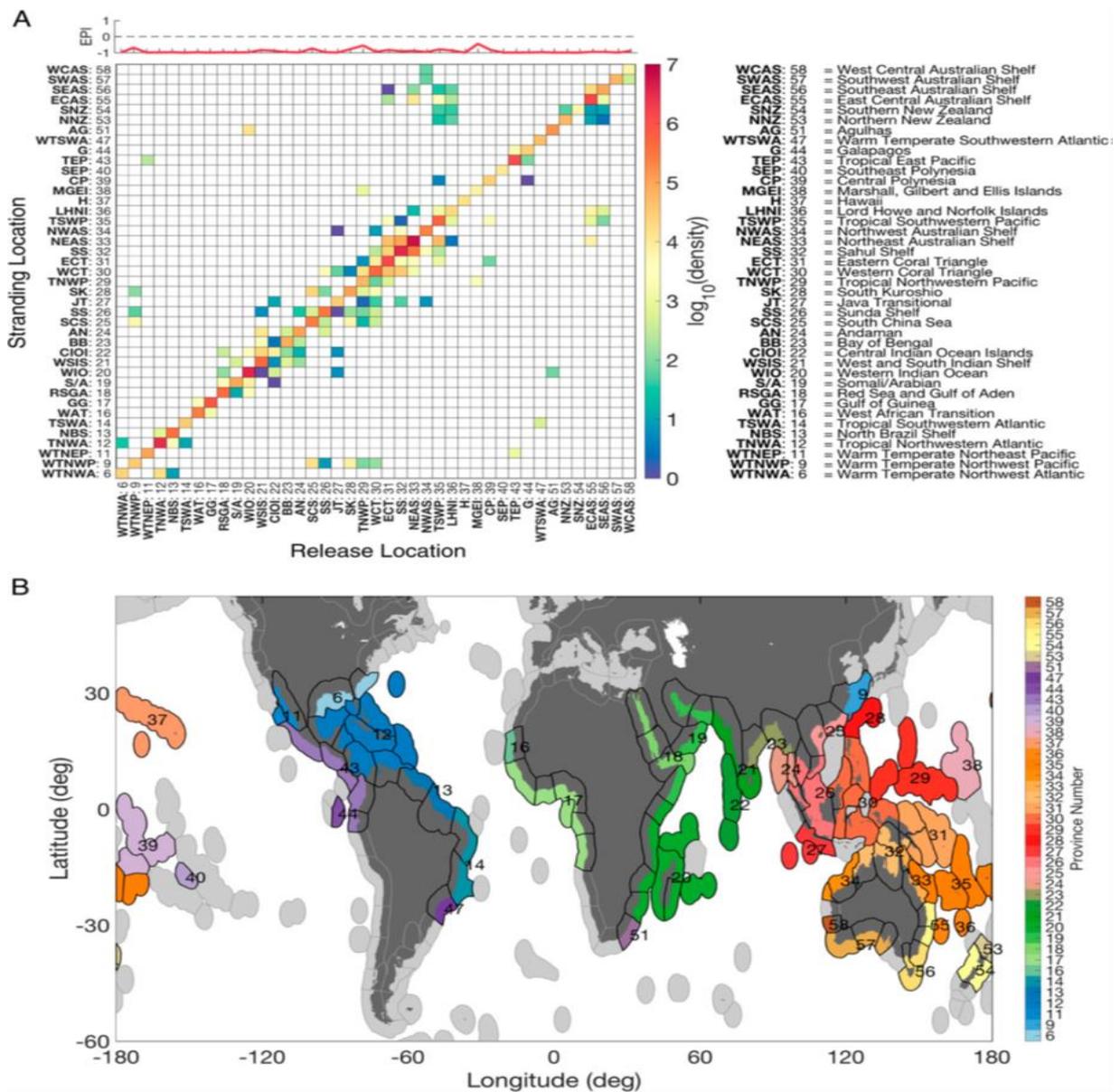


Figure 3: Matrice de connectivité mondiale. (A) La matrice montre la connectivité simulée entre les lieux de libération (axe des x) et les lieux d'échouage prévus (axe des y) pour un propagateur avec une PF-min de 5 jours et une PF-max de 6 mois. Au-dessus de la matrice, l'IPe = [(échouage à distance - auto-échouage) / (échouage à distance + auto-échouage)] est une mesure de l'importance relative de l'auto-échouage et l'exportation de particules vers des provinces éloignées. (B) Carte mondiale indiquant les provinces (code couleur) et le numéro correspondant pour les interprétations de la matrice de connectivité. Les contours noirs indiquent les limites d'écorégions ; les tons de gris indiquent les écorégions sans mangroves. (Van der Stocken *et al.*, 2019).

La diversité des contextes géologiques et hydrologiques (marée, fetch des houles) des façades maritimes est sans doute un autre facteur explicatif. Les mangroves colonisent des zones

littorales marines calmes et peu profondes, généralement alimentées en eau douce et en situation d'abri, comme les estuaires, les systèmes lagunaires littoraux et les baies abritées. Elles s'installent au niveau des zones présentant une amplitude de marée suffisante, peu pentues et peu profondes. Ces zones sont favorables à l'accrétion (la progradation dans le cas de systèmes deltaïques) des atterrissements fluviaux qu'elles favorisent par leur système racinaire. Chaque espèce végétale tolère des conditions de vie sensiblement différentes. Elles tendent donc à se "déplacer" au cours du temps ainsi on qualifie souvent la mangrove de mobile. C'est à dire que les plans meurent dès lors qu'ils n'ont plus de bonnes conditions de vie. Le mode de déplacement des propagules leur permet de tenter de coloniser de nouveaux espaces (Guiral *et al.*, 1999).

Ainsi on peut retenir qu'évaluer l'état de santé d'une mangrove en fonction de la présence ou l'absence de systèmes forestiers implique donc d'être capable de définir la dynamique spatiale et temporelle naturelle du site qui va dépendre des dynamiques morphologiques et de la diversité biologique. De même, la valeur écologique de la mangrove n'est pas donc pas portée par sa diversité végétale qui reste faible de (1 à 47 espèces), même si le palétuvier est l'emblème de la mangrove, mais par ses spécificités fonctionnelles qui sont le support de son niveau de très haute productivité et donc dans la particularité des espèces qui composent cet écosystème (Marchand, 2003).

1.1.3. Les mangroves malgaches

Dans les années 1990, Iltis (1994) estimait qu'à Madagascar, les mangroves représentaient environ 0,5% du territoire national et 2,6% du domaine boisé. Ces mangroves de Madagascar représenteraient ainsi 2% des mangroves du monde (Ioniarilala, 2000) et 9 % des mangroves africaines, juste derrière le Nigeria (32%) et le Mozambique (12%)(FAO, 2007). La façade ouest de l'île, située à l'est du canal du Mozambique offre des conditions favorables à son développement. Elle n'est pas exposée directement aux houles océaniques de l'Océan Indien et de l'océan Austral. De même, en raison du rétrécissement du canal du Mozambique et de la profondeur réduite à son extrémité nord (de 5000 m à environ 1300 m), la côte ouest de Madagascar a les plus grandes amplitudes de marée de l'Océan Indien occidental (3,8 m à Mahajanga et de 2,6 m à Toliara) (Cooke, 2012). Par conséquent, les récifs coralliens et les mangroves couvrent des zones beaucoup plus vastes sur la côte ouest que sur la côte est (plus de 90 % de tous les récifs et environ 98 % de toutes les mangroves malagasy se trouvent sur

la côte ouest) (Kiener, 1972 ; Cooke, 2012). En plus de la dissymétrie végétale entre la côte Ouest et Est du continent, s'ajoute les différences morphologique et hydrologique des deux côtes (Iltis, 1995).

Cette mangrove malagasy appartient à la « mangrove indopacifique » mais ne possède que huit espèces de palétuviers appartenant à six familles du fait de la faible connectivité due au rôle barrière de dispersion de l'Océan Indien (Van der Stocken *et al.*, 2019).

1.1.4. Une zonation des communautés végétales marquées

La zonation spatiale des communautés végétales qui composent la mangrove et leur structuration en différents faciès sur un gradient terre-mer est l'un des caractères marquant de cet écosystème (Walcker, 2015). Les mangroves ont évolué pour tolérer les sédiments salins et l'inondation par l'eau de mer, avec différentes espèces présentant une gamme de tolérances. Cette variabilité de la tolérance aux conditions salines contribue aux modèles de distribution des espèces dans la zone intertidale (Waycott *et al.*, 2011) (**Figure 5**). À l'échelle locale, la répartition spatiale de ces diverses espèces est déterminée par les caractéristiques morpho-sédimentaires du littoral qui résultent des dynamiques fluviales, océaniques et climatiques (**Figure 4**) (Guiral *et al.*, 1999). Le **Tableau 1**, ci-dessous, montre une répartition type des espèces de palétuvier dans les mangroves Malagasy. Mais Lebigre (1997), signalait que les combinaisons des paramètres entre eux sont tellement variées et les aptitudes écologiques des plantes tellement plus larges qu'on ne l'imagine, qu'il en découle une multitude de types de zonations, ou même parfois une absence de zonation.

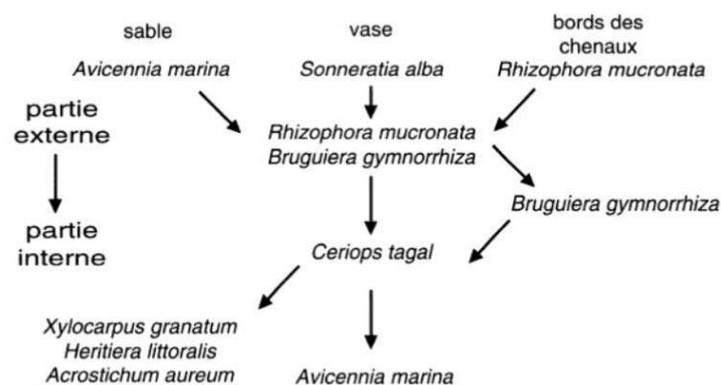


Figure 4: Les zonations végétales dans les mangroves de la partie centrale du littoral de l'Afrique. (d'après V.J. Chapman, 1976: p. 103 in Lebigre, 1997).

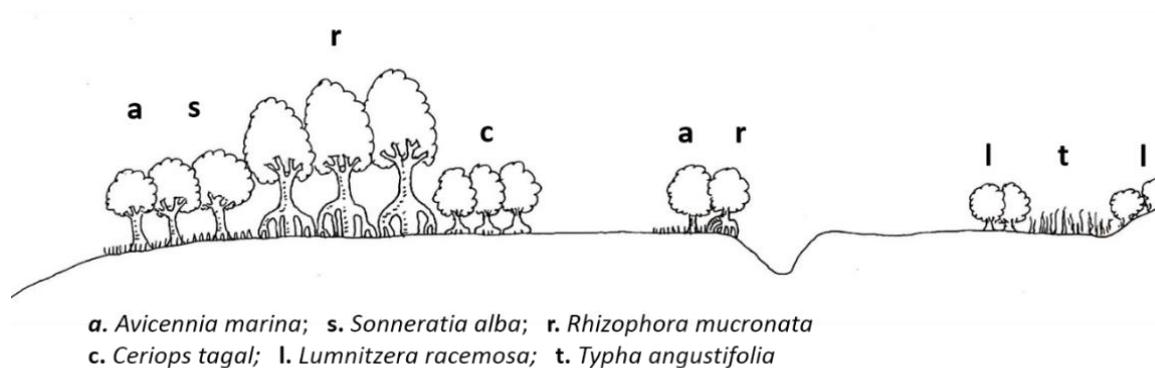


Figure 5: Coupe végétale caractéristique de la mangrove de Tsingilofilo, Sud-Ouest de Madagascar. (RANAIVOSON d'après Lebigre, 1997b)

Cette zonation de la communauté végétale dans la mangrove est dictée par les conditions du milieu. Dans une zone estuarienne, on peut observer une zonation bien définie des espèces en fonction de la salinité du milieu, de la nature du substrat de la partie interne vers la partie externe de la mangrove. Dans les cas d'une zone alimentée en eau douce souterraine et d'un climat semi-aride (raréfaction de pluie), elle est dominée par une ou deux espèces comme le cas des îlots à mangrove dominé par des *A. marina* et *S. alba*. On peut ainsi dire que la répartition et la richesse spécifique de la mangrove est influencée par l'apport en eau douce (apport en sédiment et variation de la salinité) (Osland *et al.*, 2017), donc à la dynamique morphologique du site, donc de succession de contexte avec un retard d'adaptation des espèces qui bien qu'elle se pérennise ne sont pas en situation climacique. A Madagascar l'altération des bassins versants aboutit à une hypersédimentation en milieu littoral (Payet *et al.*, 2012), donc des dynamiques morphologiques rapides. L'observation de Lebigre (1997) sur l'absence de zonation est à resituer dans ce contexte.

La disposition des espèces de palétuviers dans la forêt à mangrove dépend des trois critères principaux : la nature du sol, la durée d'immersion qui peut être liée à l'amplitude et au type de marées l'élévation et le pendage de l'estran et sa tolérance en sel. Mais parmi toutes les espèces, *Avicennia marina* est celle qui a le gradient d'adaptations ou de tolérance le plus élevée car elle peut être rencontrée en front de mer comme au bord des tannes contrairement à *Sonneratia alba* qui ne se rencontre généralement que sur la zone frontale, en immersion presque permanente. Et les espèces comme *X. granatum*, *L. racemosa* et *H. Littoralis* sont plutôt des espèces que l'on ne rencontre qu'en zone interne et vers l'arrière mangrove. *C. tagal* quant à elle, se retrouve souvent associée à *R. mucronata*, d'où vient leur nom

vernaculaire malagasy « Tangalahy ou palétuvier mâle pour le *R. mucronata* » et « Tangavavy ou palétuvier femelle pour le *C. tagal* ».

Tableau 1: Stations préférentielles des huit espèces de palétuvier de la mangrove Malagasy. Source : d'après (Robin, 2010) et DORIS¹⁰

Nom latin et vernaculaire Malagasy	Nature du substrat	Durée et fréquence d'inondation	Système racinaire	Station préférentielle ou localisation	Physionomie sur le terrain	Photographie des espèces
<i>Sonneratia alba</i> Farafaka	Sédiments nouvellement formés (Sols sableux ou sablo-vaseux)	Très longue voire permanente. Inondée à toutes les marées sauf à marée basse de vives eaux. Halotolérance moyenne : 13,92 à 35,190g/l	Pneumatophores coniques, de 30-40 cm de haut et 1 cm de diamètre. Densité forte autour du tronc puis diminue progressivement. Présents jusqu'à plusieurs dizaines de mètres de l'arbre.	Il s'agit d'une essence souvent pionnière, fréquente sur les banquettes de front d'alluvionnement des estuaires et deltas. On la retrouve sur la pointe des îlots colonisés par la mangrove. C'est-à-dire en zone frontale	Hauteur moyenne 3 à 12 m, diamètre houppier 3-4 m. 15 à 25 cm de diamètre de tronc. Les feuilles sont simples et ovales, aux dimensions maximales de 5 cm de large sur 15 cm de long. Elles sont coriaces, d'un vert clair intense, et situées deux par deux en opposition sur les branches. La fleur est éphémère et nocturne : son épanouissement ne se fait que sur une nuit seulement.	
<i>Avicennia marina</i> Afiaty	Constant d'installation des fronts pionniers sur sols sablo-vaseux stables	Immersion quotidienne à occasionnelle (Espèce ubiquiste). Forte halotolérance : 15 à 45 g/l	La plupart des racines sont sous-terraines et s'enfoncent peu profondément dans les sols meubles et inondés du bord de mer. Elles forment un grand tapis horizontal à faible profondeur, et développent à la verticale de très nombreux pneumatophore en forme de crayon. Emergent au-dessus de la surface du sol et	On l'observe principalement sur les berges (mais son amplitude écologique est large). Par conséquent, on le rencontre aussi sur les franges terrestres des mangroves en bordure des tannes. C'est une Véritable espèce ubiquiste.	4 à 10 m de haut, 15 à 20 cm de diamètre. D'une hauteur moyenne et gros diamètre en zone interne. Les feuilles sont vert clair, et disposées par deux, en opposition sur la tige avec une extrémité en pointe crochue mais deviennent elliptiques avec un bout arrondi (dans un milieu fortement salin). En période de floraison (Octobre/Novembre), du bourgeon situé à l'aisselle des feuilles terminales s'érige un long pédoncule floral qui se	

¹⁰ <https://doris.ffessm.fr/>

			ne sont totalement immergés qu'à marée haute. Leur hauteur semble conditionnée par leur temps d'immersion moyen : plus l'inondation est importante, plus ils sont hauts. La partie émergée des pneumatophores est recouverte de lenticelles.		termine par un bouquet de petites fleurs (environ 5 mm). La floraison est induite par la durée du jour : elle n'a lieu que si la journée dure plus de douze heures.	
<i>Rhizophora mucronata</i> Honko lahy	Sols sablo-vaseux à sableux riches en substances colloïdales	Immersion courte mais régulière (au minimum lors des marées de vive-eau). Halotolérance forte (7,753 à 42,41 g/l)	Racines aériennes en échasse en forme d'arceau, leur permettant une fixation sur les bordures des chenaux ou sur des substrats meuble.	Cette essence se rencontre en zone moyenne ou en zone post-frontale sur les berges surélevées. Pousse en peuplement pure en sols vaseux mous (racines échasses) et souvent en association avec les deux autres rhizophoracées. Les plantules se plantent dans le sol.	Hauteur variable de 7 à 12 m, diamètre moyen 10-15 cm et houppier étroit. Feuilles longues, étroites et se terminant par une forme microscopique pointue.	
<i>Bruguiera gymnorrhiza</i> Tsitolony	Sols sablo-vaseux à compact	Immersion courte mais régulière (au minimum lors des marées de vive-eau). Halotolérance forte : 15 à 45 g/l	Les racines sont souterraines, mais elles présentent des expansions verticales très reconnaissables : les racines en genoux, ou pneumatophores. Les genoux s'élèvent à 30 cm au-dessus de	Souvent associé au <i>Rhizophora</i> et au <i>Ceriops</i> , se développe principalement sur les berges surélevées et en zone post-frontal, au soleil ou sous couvert d'autres palétuviers. Reproduction avec	10 à 14 m de haut, 10 à 15 cm de diamètre. Le feuillage est bien fourni. Les feuilles sont vert foncé, coriaces à épaisse cuticule* brillante sur la face supérieure (la face inférieure à des couleurs variées du vert au rouge lie-de-vin), à bords lisses et de forme elliptique	

			la vase, et sont ponctués d'orifices par lesquels se fait la respiration des racines	plantules qui se fichent dans le sol (parfois plus de 400 départs sous le pied mère)	mais pointues à leur extrémité. Elles font environ 15 cm de long et 6 de large. La saison de floraison est d'avril à août.	
<i>Xylocarpus granatum</i> <hr/> Sarigavo	Sols sablo-vaseux	Immersion occasionnelle. Lors des marées de vive-eau. (Halotolérance Faible (10 à 20 g/l), marqueur du radoucissement de l'eau)	Racine sous forme de contreforts comprimés latéralement ressemblant à de grosses racines palettes	On le rencontre sur les berges surélevées et dans la zone moyenne de la mangrove Développement des plantules sous le couvert des palétuviers hautes	10 à 12 m de haut, de gros diamètre (60 cm)	
<i>Ceriops tagal</i> <hr/> Honko vavy	Sols Sablo-vaseux à sableux	Immersion courte mais régulière (résiste à une exondation prolongée). Inondé à marée haute (en zone centrale) et à marée haute de vives eaux (zone interne). Halotolérance forte (15 à 45 g/l)	Racine sous forme de contreforts ailés	Terrains ensoleillés mais aussi sous le couvert d'autres palétuviers, Tronc avec contreforts. Pousse souvent en association avec <i>Rhizophora mucronata</i>	2 à 4 m de haut, de petit diamètre (<10 cm). (Feuilles arrondies)	
<i>Lumnitzera racemosa</i> <hr/> Lovinjo	Sol sableux	Immersion occasionnelle. N'est inondé qu'à marée haute des vives eaux. Halotolérance forte (2,625 à 43,02 g/l)	Racine ne présentant pas une forme particulière.	Milieux très abrités (mangrove interne) et lisières terrestres dans les zones de tannes sursalés. Graines de dimensions inférieures au centimètre.	Espèce rabougrie < 2 m de hauteur, d'avantage buissonnante. Petit feuillage	

<p><i>Heritiera littoralis</i></p> <hr/> <p>Moromony</p>	<p>Sols sableux</p>	<p>Occasionnelle. N'est inondé qu'à marée haute des vives eaux. Halotolérance faible (10 – 20 g/l)</p>	<p>Racine sous forme de contreforts ailés</p>	<p>Pousse en zone interne. Graines cuirassées pouvant flotter</p>	<p>3 à 4 m de haut, 7 à 10 cm de diamètre. Grandes feuilles (15-20 cm) coriaces vert foncé dessus, gris-blanc à brun clair à la face inférieure en raison de poils épidermiques étoilés. L'arbre possède de nombreuses petites fleurs en forme de cloche, d'un vert jaunâtre. Les fruits sont durs et brillants, de 4 à 8 cm de long.</p>	
--	---------------------	--	---	---	---	---

Localisation des espèces

■	Zone frontale	■	Zone centrale	■	Zone interne	■	Zone frontale et interne
■	Zone centrale et interne						

1.1.5. Les systèmes d'adaptation des palétuviers à un environnement contraignant

Face aux nombreux facteurs abiotiques et biotiques contraignants, tels que des substrats instables et anoxiques, une salinité variable, une submersion aux rythmes des marées et des concentrations faibles en nutriments, les mangroves ont des systèmes adaptatifs particuliers (Jadot, 2016).

➤ **Adaptations morphologiques**

Grace à leur système racinaire, les palétuviers sont capables de se fixer sur les substrats très instables de la vasière littorale (Jadot, 2016). Les *Rhizophora mucronata* présentent des racines en échasses aériennes en forme d'arceau tandis que les *Avicennia marina* (de petits pneumatophores grêles, flexibles et très nombreux), *Bruguiera gymnorhiza* (des pneumatophores d'apparence de genou plié) et *Sonneratia alba* (des pneumatophores peu nombreux, coniques et rigides) ont des pneumatophores de formes différentes et variées. *Xylocarpus granatum*, *Ceriops tagal* et *Bruguiera gymnorhiza* présentent des contreforts. Les espèces *X. granatum* ont des contreforts comprimés latéralement ressemblant à de grosses racines palettes, les *C. tagal* et *B. gymnorhiza* ont des contreforts ailés (**Figure 6**). Seule l'espèce *Lumnitzera racemosa* ne présente pas un ancrage particulier et elle se rencontre surtout près de la terre ferme où l'inondation est occasionnelle (Andriamalala, 2007a).

➤ **Adaptations physiologiques**

Le sol de mangrove est riche en gaz carbonique et pauvre en oxygène car toujours gorgé d'eau (Andriamalala, 2007b). Les palétuviers ont une aptitude à absorber de l'oxygène atmosphérique et à rejeter le gaz carbonique dans le sol grâce à leurs racines aériennes. Pour l'espèce *Rhizophora*, les feuilles sont couvertes de duvets protecteurs qui limitent l'évapotranspiration, et les pneumatophores de *Bruguiera*, *Sonneratia* et *Avicennia* comportent des lenticelles et des parenchymes lacuneux assurant des échanges gazeux avec l'atmosphère (Lemée, 1978; Blasco, 1982; Jadot, 2016).

De plus, les forêts à mangroves sont résistantes aux hautes teneurs en sel, par adaptation physiologiques. Toutes les espèces végétales de palétuvier sont halorésistantes, ou halophytes obligatoirement, car en moyenne, la salinité de l'eau inondant la mangrove, oscille entre 5 et 25‰ (Blasco, 1982). L'espèce *Avicennia* dispose d'un mécanisme de sécrétion du sel par l'intermédiaire des glandes à sel à la base des feuilles et d'endoderms qui diminuent

l'absorption d'eau (Nguyen *et al.*, 2015 ; Jadot, 2016). Le sel excrété se cristallise alors sur les feuilles par évaporation. Le *Rhizophora* est capable de filtrer le sel dissous dans l'eau grâce aux membranes de leurs racines (Blasco, 1982).

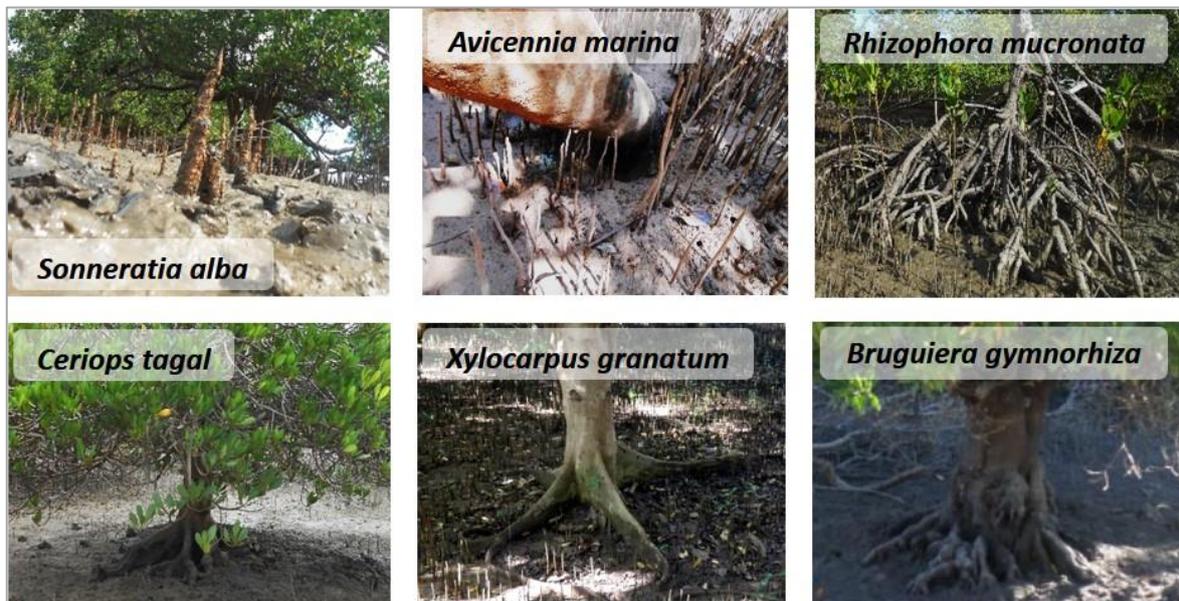


Figure 6: Systèmes racinaires des palétuviers (*Sonneratia alba* et *Avicennia marina* : Pneumatophore, *Rhizophora mucronata* : Racine en échasse, *Ceriops tagal*, *Xylocarpus granatum* et *Bruguiera gymnorhiza* : Racine en contrefort) (Photographies : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018)

➤ Adaptations reproductives

Les palétuviers ont développé de nombreuses adaptations particulières (viviparité, hydrochorie, glandes à sels, pneumatophores...) leur permettant de survivre dans ces milieux à fortes contraintes (Betoulle, 1998). Selon Joshi en 1972, chez les populations végétales littorales, où les conditions sont souvent défavorables à la germination, la viviparité est avantageuse car elle évite la germination en milieu salin (Robert *et al.*, 2015).

Après fécondation des fleurs, les embryons se développent lorsqu'ils sont encore sur le pied mère, les palétuviers sont donc vivipares. Elles peuvent ainsi produire leur propre nourriture par l'intermédiaire de la photosynthèse. Les mécanismes de régénération naturelle des palétuviers ne nécessitent l'intervention d'aucun vecteur animal (reproduction par fécondation anémophile et germination directe de graines hydrocores¹¹, donc sans dispersion par des animaux disséminateurs). Les graines ou propagules sont capables de flotter et sont

¹¹ Mode de dispersion des spores et des graines par l'eau

dispersées par les courants ce qui garantit la colonisation de nouveaux espaces dès lors qu'une connectivité existe et que les conditions de développement sont réunies (Guiral *et al.*, 1999) (**Figure 7** et **Figure 8**). En 1988, Lebigre notait d'ailleurs que la spécificité la plus remarquable de la mangrove est sa dynamique naturelle.

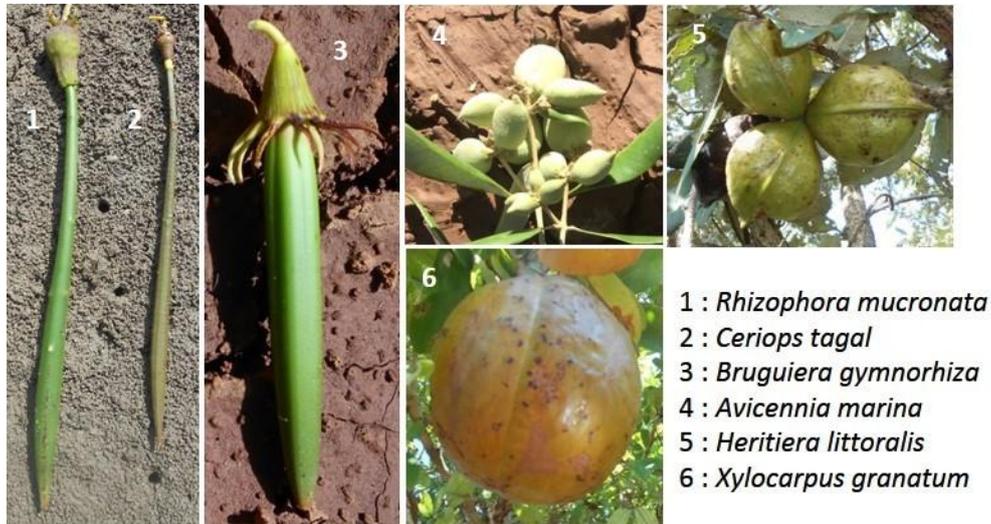


Figure 7: Organes de reproduction des palétuviers (Photographies : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018)



Figure 8: Système de germination et régénération du *Xylocarpus granatum* (Photographies : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018)

Les systèmes d'adaptation des palétuviers sont différents d'une espèce à l'autre en fonction des contraintes du milieu. Pour la salinité, certaines espèces excrètent le sel au niveau de leurs feuilles, d'autres le filtre directement au niveau des racines. De même, pour la nature du substrat, certaines espèces ont des racines en échasse pour maintenir leur équilibre, et d'autre ont des racines ailées qui agissent comme contrefort. Pour la reproduction, le caractère vivipare des palétuviers, permet la survie de leurs semis dans l'eau pour une certaine durée jusqu'à la rencontre d'une zone favorable à leur implantation. Ces modes de reproduction favorisent la colonisation, des zones éloignées et différenciées. On peut ainsi

dire que la présence de palétuvier dans une zone donnée apporte des informations sur les conditions du milieu comme la salinité et la nature du substrat mais aussi sur une certaine connectivité.

1.1.6. Les services rendus par l'écosystème

Dans les zones côtières à mangrove des pays intertropicaux en voie de développement, cet écosystème fournit d'importantes ressources naturelles pour le développement et la résilience des villages ou communautés côtières (UNEP, 2014). Dans le contexte de cette dépendance, le rôle des mangroves est très important tant sur le plan économique qu'écologique (Jadot, 2016). La mangrove fournit des aliments de deux sortes : (i) des aliments de famine autrement appelés de subsistance précaire (plantule, graines, feuilles, fruits, gommages) ; (ii) des aliments qui peuvent ou ont fait l'objet de mouvement commerciaux de quelque ampleur : vin, sucre, miel, mollusque, crabe et crevette (Rollet, 1975).

Au-delà de ce service premier d'approvisionnement, la mangrove fournit nombreux services écosystémiques comme présenté dans la **Figure 9** ci-dessous.



Figure 9: Les services écosystémiques de la mangrove¹²

¹² <http://www.pole-tropical.org/wp-content/uploads/2014/11/Bloc-diagram.png>

Du point de vue de la question emblématique du stockage du carbone qui devait se traduire par une rémunération de services environnementaux (PSE) pour stimuler les investissements de protection et de production de ces services l'évaluation des capacités de la mangrove a été largement investie. Ainsi, elles constituent des sources non négligeables de matière organique et leurs sédiments en sont de véritables « pièges à carbone » (Pouliquen, 2016). Les chronoséquences des sols de mangroves (Vieillefon, 1969) de la slikke aux différents sols hydromorphes jusqu'aux sols halomorphes (tannes vifs) présentent des successions à haut potentiel. Ils sont constitués d'une couche anoxique d'épaisseur variable, submergée par la marée supportant les voies de décomposition anaérobie et ayant une concentration en Carbone allant du modérée à élevée (Chimura *et al.*, 2003 ; Alongi, 2004 ; kristensen *et al.*, 2008). Sur la base d'une superficie globale de mangrove de 200 000 km², Jennerjahn et Ittekkot en 2002 estimaient que les sédiments des mangroves pouvaient accumuler jusqu'à 23x10¹² g de carbone par an et ils approximent également le carbone introduit dans les écosystèmes marins côtiers à 46x10¹² g de carbone par an. Ce qui représenterait 11% des apports totaux de carbone terrestre dans les océans et 15% du carbone accumulé dans les sédiments marins actuels (Alongi, 2012). En 2011, Donato a constaté que les mangroves sont parmi les forêts les plus riches en carbone dans les tropiques et qu'elles ont une capacité de stockage de carbone exceptionnellement élevée par rapport à la moyenne des principaux domaines forestiers du monde (**Figure 10**).

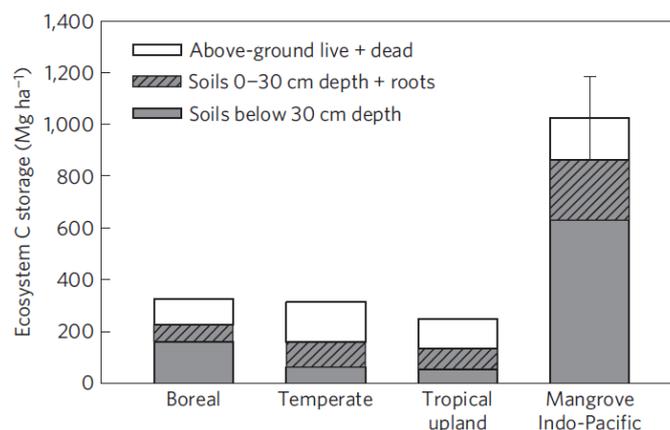


Figure 10: Comparaison du carbone stocké par les mangroves (moyenne à $\pm 95\%$ d'intervalle de confiance) avec d'autres grands écosystèmes forestiers (Donato *et al.*, 2011).

On trouve aussi parmi les plus cités, le rôle que jouent les mangroves dans la production de biomasse halieutique. La mangrove constitue une zone de refuge pour des populations de

poissons. La morphologie complexe des racines enchevêtrées en font des refuges efficaces contre les prédateurs en particulier pour les juvéniles (Serafy *et al.*, 2015). D'autre part, la biomasse des populations de poissons adultes dans les mangroves saines le long de certaines côtes est aussi beaucoup plus élevée que celle de systèmes pauvres en mangroves, parfois jusqu'à 25 à 50%. De même, dans ces régions, Ellison (2008) montrait qu'environ 80% des poissons était directement ou indirectement dépendants des mangroves. Ce regroupement de juvéniles et de populations adultes montre l'importance que peut avoir la mangrove dans différentes phases de cycle de vie des poissons mais aussi et surtout en tant que nurserie.

Les matières végétales fournies par la mangrove ont aussi des vertus médicinales reconnues dans la pharmacopée traditionnelle. Ainsi l'Albuminurie (albumine dans les urines) : peut se traiter par une décoction d'écorce de *Rhizophora mangle*. La partie interne de l'écorce de racine de *R. mucronata* donne une réaction antibiotique légèrement positive sur le staphylocoque du typhus, le staphylocoque doré et *Staph. Mycophlei* ; etc... (Rollet, 1975).

La mangrove joue aussi un rôle important dans la protection des zones côtières. En Amérique, la présence de la mangrove protège l'activité économique contre les cyclones tropicaux (Del Valle *et al.*, 2020). Les mangroves atténuent directement et indirectement les vagues et les déferlements. Directement, ils peuvent fournir une résistance supplémentaire à l'énergie des vagues grâce à leurs troncs, leurs feuilles, leurs systèmes racinaires et leurs pneumatophores (Mazda *et al.*, 2006).

À Madagascar en particulier, un autre service d'approvisionnement reconnu mais non autorisé, la fourniture de bois pour la construction des maisons (Renoux, 2011). Dans les villages côtiers, le palétuvier, au bois dur et dense, est l'arbre le plus recherché pour la construction d'habitations. Le bois de *Rhizophora* donne d'excellents piquets: la résistance de ce bois est même vantée par le dicton Niominda: « *Celui qui n'amarre pas sa pirogue à un pieu en bois de palétuvier est responsable de la perte de la pirogue* » (Doyen, 1985).

Dans le sud de Madagascar, le bois de mangrove est utilisée en tant que : bois de chauffage pour la cuisine domestique, matériels de construction de case (maison), piquets pour l'aquaculture d'algue marine et la construction de four à chaux (Scales et Daniel, 2019).



Figure 11: Exemples d'utilisation du bois de palétuvier : jeunes arbres et arbres utilisés pour la construction de maisons (A) ; jeunes arbres utilisés comme clôtures (fond de B) et les grands arbres utilisés pour la construction des fours (C) qui produisent de l'enduit à la chaux pour les maisons (B) (Photographies : (A) ©Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018; (B et C) Scales et Daniel, 2019).

Une mauvaise gestion de l'exploitation des services d'approvisionnement de ressources halieutiques et forestières peut engendrer des menaces qui vont peser sur cet écosystème. D'autres menaces existent en parallèle et sont exposées dans le paragraphe suivant.

1.1.7. La mangrove : un écosystème menacé

Les forêts de mangroves sont globalement menacées (Polidoro *et al.*, 2010 ; Hamilton et Casey, 2016) par une gamme de pressions : (i) anthropiques (l'aquaculture, l'agriculture, le développement urbain, la récolte de la pâte à papier, le bois de feu, le charbon de bois et les matériaux de construction) et (ii) naturelles (les changements dans l'hydrologie et les bilans sédimentaires, et la montée du niveau de la mer) (UNEP, 2014). Au cours de ces 50 dernières années, plus de 50% de la superficie de la mangrove mondiale aurait été perdues (Vietnam : 102 000 ha, Honduras : plus de 12 000 ha, en Equateur : plus de 180 000 ha, Thaïlande : plus de 80 000 ha) (Carrere et Fonseca, 2002). Les mangroves disparaissent rapidement, alors que les taux de perte auraient diminué de 1,04 % par an de 1980 à 2005. Ces taux sont encore cependant de trois à cinq fois supérieurs aux taux globaux de perte de forêts dans le monde (Spalding *et al.*, 2010).

Le contexte littoral de ces forêts explique sans doute cela. En 1990, 16 % de la population mondiale vivait au bord de la mer et en 1997 elle est passée à 44 % (J. E. Cohen *et al.*, 1997). En 2010, Plus de 1,9 milliard de personnes vivaient dans des zones côtières en 2010 et ce chiffre devrait atteindre 2,4 milliards d'ici 2050 (Kummu *et al.*, 2016). Selon Noin (1999) : « Les océans exercent une forte attraction sur les populations dans toutes les parties du monde ».

Depuis des décennies, les littoraux subissent des mutations territoriales de grande ampleur, des dégradations environnementales et les conflits d'usages dus à un accroissement rapide de la population (Gourmelon, 2008). En 2014, l'UNEP on estimait à 100 millions le nombre de personnes vivant dans un rayon de 10 km autour d'importantes zones de mangroves, chiffre qui devrait atteindre près de 120 millions en 2015 (**Figure 12**). Cette augmentation de la population vivant à proximité de la mangrove est une des principales causes de la dégradation de celle-ci en absence de gestion.

Il est en effet nécessaire de rappeler, qu'une grande majorité des mangroves est localisée dans des pays dit en développement, avec un niveau de vie faible et des populations en pleine expansion démographique. D'une manière générale, ces communautés ont recours au bois pour le chauffage et la cuisine car elles n'ont pas d'électricité ou de gaz. Ainsi, une grande part des prélèvements de bois par ces populations est utilisée pour produire du charbon de bois, à usage domestique ou pour être revendu sur les marchés des villes riveraines (Pouliquen, 2016).

Par contre à l'échelle globale, l'exploitation du bois de mangrove par la population n'est pas la menace la plus préoccupante pour cet écosystème. Les mangroves sont largement reconnues comme l'un des écosystèmes mondiaux les plus menacés dont la cause principale est la conversion à l'aquaculture (Spalding *et al.*, 1997 ; Walters *et al.*, 2008 ; Richards et Friess, 2016). Dans la mangrove du delta du Mahanadi (Orissa), côte est de l'Inde, (Pattanaik et Narendra Prasad, 2011) ont constaté une augmentation de la surface d'aquaculture au dépend de la mangrove. Une perte nette de 2 606 ha de mangrove a été enregistrée entre 1973 et 2006 en raison de la conversion à d'autres catégories d'occupation du sol, qui comprennent principalement des étangs d'aquaculture (2 381 ha).

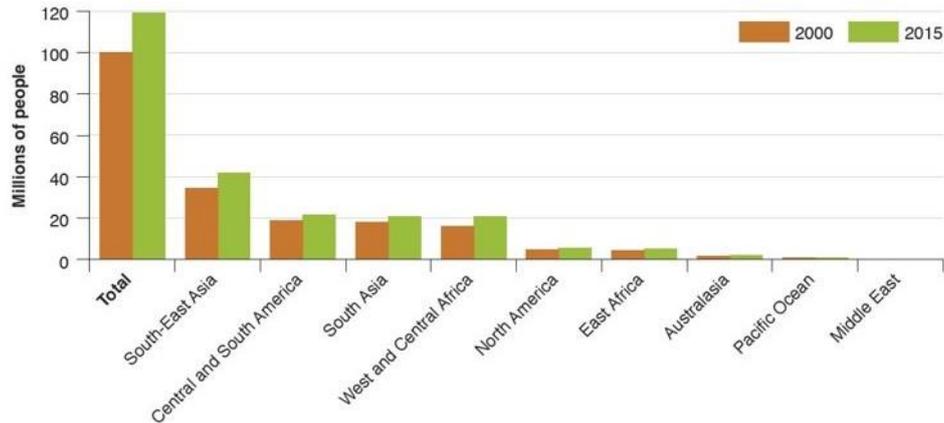


Figure 12: Population vivant à proximité immédiate (dans un rayon de 10 km) de zones de mangroves importantes (>100 ha) pour différentes régions de mangroves du monde. Les données démographiques sont présentées pour l'an 2000 et les projections pour 2015. (UNEP, 2014)

Sur les 70 véritables espèces de palétuviers, 11 (16%) sont qualifiées pour l'une des trois catégories de menace de la liste rouge de l'IUCN : En danger critique d'extinction, En danger ou Vulnérable. Les zones géographiques comportant un grand nombre d'espèces de palétuvier exposées à un risque élevé d'extinction sont susceptibles de présenter une perte de fonction de l'écosystème, en particulier dans les zones où la diversité des espèces est faible. À l'échelle mondiale, la plus grande proportion d'espèces de mangroves menacées se trouve le long des côtes atlantique et pacifique de l'Amérique centrale (Polidoro *et al.*, 2010) (**Figure 13**).

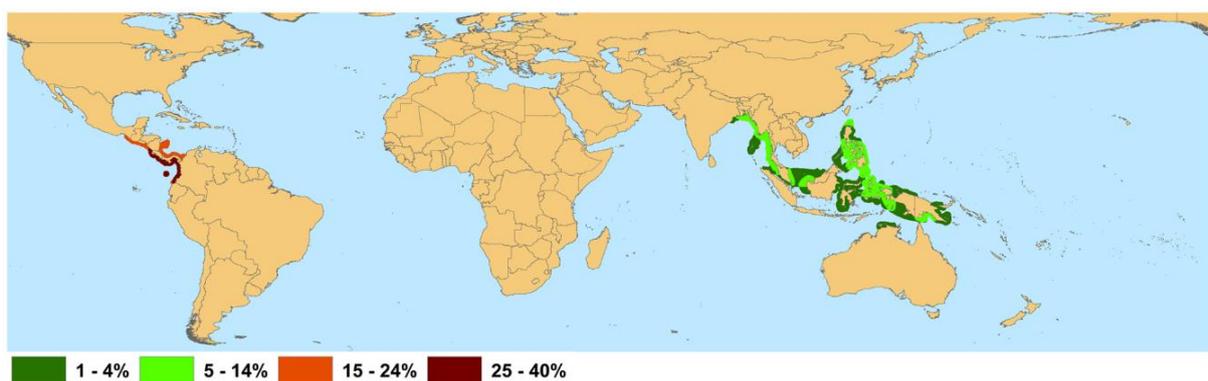


Figure 13: Proportion des espèces de palétuviers menacées (en danger critique d'extinction, en voie de disparition et vulnérables)(Polidoro *et al.*, 2010)

En outre de nouveaux usages pouvant porter atteinte à l'écosystème mangrove apparaît basé sur les propriétés de ces espaces. La mangrove est reconnue pour sa fonction de biofiltre (Gautier *et al.*, 2001). Elle a une capacité importante de rétention et de traitement de matières

dissoutes mais surtout particulières d'origine organique et minérale provenant : (i) de sa productivité propre (feuilles et racines constituant la litière) et (ii) de sources extérieures (apports naturels par les pluies par exemple ou anthropiques par le déversement d'effluents domestiques, aquacoles ou agricoles par exemple). D'une manière naturelle, sa productivité est généralement contrôlée par la capacité de rétention du sol et du système racinaire mais les apports extérieurs ne sont pas toujours traités et assimilés par la mangrove (Virly *et al.*, 2005).

Après une étude visant à évaluer l'impact des eaux usées sur la mangrove à Mayotte (deux ans), (Herteman, 2010) a conclu que les résultats paraissent encourageant sur les palétuviers mais craint qu'à long terme, il soit possible que des aspects négatifs se révèlent. De plus, plusieurs auteurs ont également mis en avant des effets négatifs des eaux usées sur les populations de crabes (Cannicci *et al.*, 2009; Penha-Lopes *et al.*, 2009), sur la végétation (Lovelock *et al.*, 2009 ; Pi *et al.*, 2009) ou encore sur la composition physico-chimique et les processus biochimiques du sédiment (Tam *et al.*, 2009).

En fin, de façon naturelle, les forçages climatiques participent à la dynamique de l'écosystème mangrove. Le changement climatique a des impacts négatifs à la fois sur la forêt elle-même et les espèces associées. Avec l'élévation de la température, la productivité est réduite (mortalité des planctons et de la macrofaune benthique) ce qui perturbera la chaîne trophique. Dans le cas de l'élévation du niveau de la mer, si cette élévation est progressive, la mangrove peut reculer au rythme de celle-ci à condition qu'il y ait une surface d'accueil. Mais si cette élévation est importante et rapide, ce qui est le cas de la dynamique du changement climatique actuelle, cela pourrait être fatal pour la mangrove (Roche et Cu, 2015). Le danger du changement climatique réside en effet dans la rapidité des modifications du forçage qu'il engendre. Le dernier maillon de la chaîne dont la population de la côte qui dépend de la mangrove pour survivre sera le plus touchée, mais elle est aussi responsable des changements et de la résilience de la mangrove (usages directs ou indirects plus ou moins gérés). La **Figure 14** ci-dessous résume les différents types de forçages en contexte de changement climatique et de leurs impacts attendus sur l'écosystème mangrove.

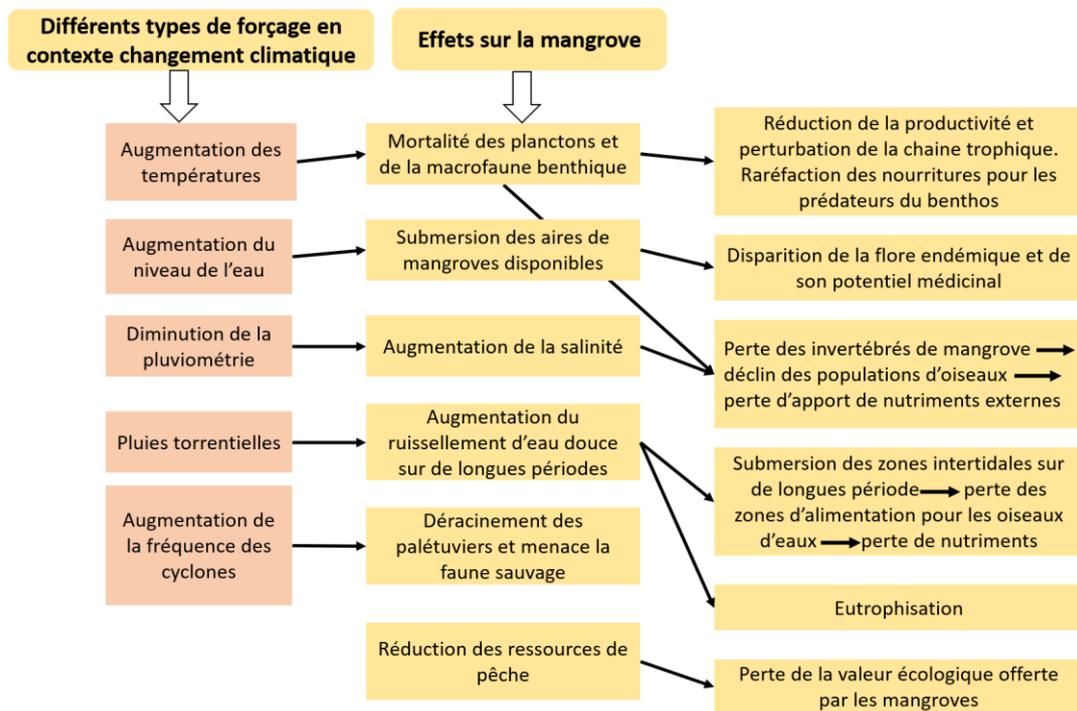


Figure 14: Impact des changements climatiques sur les mangroves. Traduit d'après (Sandilyan, 2014)

A Madagascar, dans son contexte de pays du sud et de sa richesse en mangrove (3ème plus grande mangrove de l'Afrique), cet écosystème est aussi menacé pour d'autres raisons. Selon (Scales et Daniel, 2019), les mangroves malagasy jouent un rôle principal dans les moyens de subsistance de nombreuses communautés côtières. A Madagascar, la mangrove serait déjà menacés par la conversion à l'agriculture et la production de charbon de bois (Giri et Muhlhausen, 2008 ; Jones *et al.*, 2016). Mais il existe des variations géographiques considérables dans les dynamiques socio-écologiques (Jones *et al.*, 2016). Si, on prend le cas d'une étude menée à l'échelle locale dans la Baie des Assassins au sud-ouest, les mangroves sont exploitées pour deux raisons principales : construction de maison et de palissades et comme combustible dans les fours de production d'enduits à la chaux. Les résultats de cette étude ont montré que les mangroves de la baie des Assassins sont fortement exploitées surtout pour l'usage à titre de combustible. La construction de fours nécessite 120 poteaux de bois de mangrove, avec un volume total de 2,5 m³. Un four produit entre 35 et 40 sacs de riz (50 kg) de chaux et la construction d'une maison de taille moyenne requiert 70 sacs (Scales et Daniel, 2019). Une étude à l'échelle du pays menée par (Giri et Muhlhausen, 2008) ont révélé une perte nette de 7% des forêts de mangroves entre 1975 et 2005. Mais ce taux est inférieur à la perte de forêts de mangrove dans de nombreux autres pays de la partie du monde. A

Madagascar, les principales causes anthropiques identifiées de la déforestation des mangroves sont la conversion à l'agriculture (35%), la conversion à l'aquaculture (3%), la conversion au développement urbain (1%) (**Figure 16**), l'exploitation forestière (16%) (**Figure 15**).



Figure 15: Production de charbon de bois à partir des palétuviers de la zone de mangrove dans le district d'Ambanja (Nord-ouest de Madagascar), (Source : MIHARI, 2020)



Figure 16: Coupe rase de la mangrove par urbanisation, en pleine ville de la commune urbaine de Toliara, sud-ouest de Madagascar (Données : Globe virtuel Google Earth)

1.2. Le crabe de mangrove « *Scylla serrata* », une ressource halieutique en surexploitation

Le *Scylla serrata* est la seule espèce de crabe de la famille Portunidae qui est étroitement associée à l'écosystème mangrove (Overton *et al.*, 1997). Elle a été étudiée depuis les années 1940, et plus de 590 articles de recherche, thèses et rapports ont été publiés, la majorité (67%) après la révision du genre en 1998 (Keenan et Blackshaw, 1999). Depuis l'année 1990, ce crabe est la ressource alimentaire la plus prisée dans toutes les mangroves de l'Océan Indien et de l'Océan Pacifique Occidental où sa pêche contribue de manière significative à la pêche côtière de nombreux pays en développement dans l'Asie. Selon (Halford, 2019), l'Indonésie est le plus important pays de pêche de crabes de palétuvier (64 602 tonnes en 2017) et

Singapour est l'un des principaux importateurs. Malgré son importance économique et le grand nombre de publications, certains aspects fondamentaux de la biologie et de l'écologie de *S. serrata* nécessaire à l'optimisation de sa conservation et de sa gestion, comme par exemple la dispersion des larves ou le choix de l'habitat, ne sont pas encore bien compris (Alberts-Hubatsch *et al.*, 2016).

Pour commencer ce sous-chapitre, consacré à *S. serrata* nous reviendrons sur sa bio-écologie à travers sa répartition géographique, sa taxonomie, sa morphologie, son mode de reproduction. Puis nous étudierons, son statut de ressource halieutique et son poids dans l'économie. Enfin nous étudierons les conditions de son exploitation, les différents types d'engins utilisés, les menaces qui pèsent sur cette ressource et les mesures de gestion d'ores et déjà mises en place.

1.2.1. Bio-écologie du « *Scylla serrata* »

1.2.1.1. Distribution géographique

Scylla serrata est l'espèce la plus répandue du genre *Scylla*. Elle est présente dans les régions côtières tropicales et subtropicales de l'Indopacifique ouest, y compris la côte sud de l'Afrique du Sud (34°S) possédant des mangroves (Du Plessis, 1971 ; Le Reste *et al.*, 1976). Sur la côte est de l'Afrique (Le Reste *et al.*, 1976; Barnes *et al.*, 2002 ; Davis *et al.*, 2004; Fondo *et al.*, 2010), la mer Rouge (Keenan & Blackshaw, 1999), le golfe d'Aden (Simões *et al.*, 2001), le golfe Arabo-Persique (Hogarth & M., 2001; Kamrani *et al.*, 2013), l'Asie du Sud-Est et de l'Est (baie du Bengale, 19-21°N) (Mohanty *et al.*, 2006; Zafar *et al.*, 2006), l'Indonésie, 5°N-10°S (Nordhaus *et al.*, 2009), le nord de la mer des Philippines (34°N) (Imai *et al.*, 2004b), l'Australie (Keenan & Blackshaw, 1999), les Seychelles, les Maldives et Maurice (Gopurenko *et al.*, 1999; Anand *et al.*, 2006 ; Fratini *et al.*, 2010). L'espèce a été introduite dans l'archipel hawaïen entre 1926 et 1935 et est devenue depuis une population établie (DeFelice *et al.*, 2001). *Scylla serrata* est présente dans des zones allant jusqu'à 38°S, alors que les trois autres espèces sont centrées autour de l'équateur (**Figure 17**).

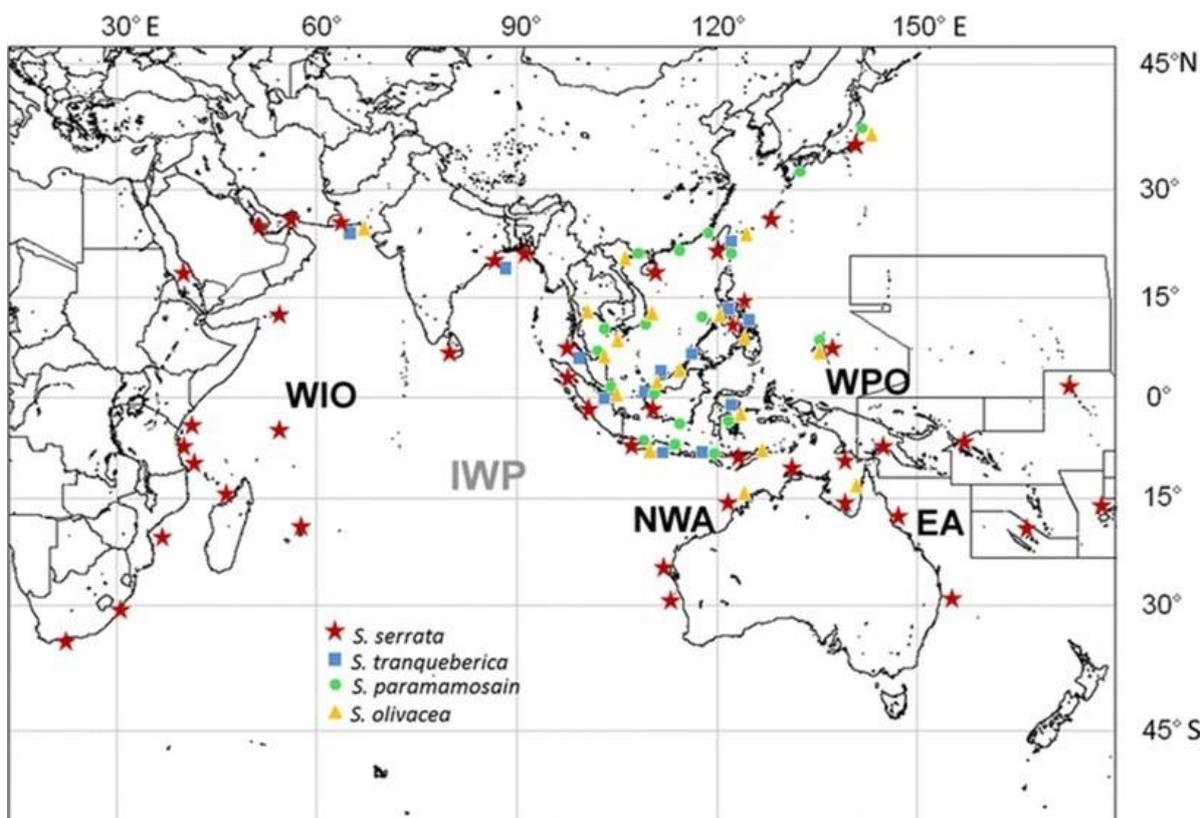


Figure 17: Aire de répartition géographique du crabe *Scylla* spp (WIO : Western Indian Ocean, IWP : Indo-West-Pacific, NWA : North-Western Australia, WPO : Western Pacific Ocean, EA : Eastern Australia). (Alberts-Hubatsch *et al.*, 2016)

1.2.1.2. Taxonomie de 1 à 4 espèces décrites

Les études sur la taxonomie des portunidae crabes du genre *Scylla* ont été basées historiquement sur des méthodes descriptives traditionnelles impliquant peu de spécimens ou d'échantillons et provenant de zones restreintes. L'écart entre les descriptions publiées a créé beaucoup de confusion concernant le statut de *Scylla en particulier* : y a-t-il une ou plusieurs espèces ? (Julia, 2001). En 1998, Keenan avait identifié quatre espèces de crabe *Scylla*, présentant des différences morphologiques et génétiques (Ketut & Jhon, 1999). Plus tard ces observations ont été confirmées (Imai *et al.*, 2004a) en utilisant une méthode d'identification par ADN. Les espèces différenciées sont alors : *Scylla serrata*, *Scylla olivacea*, *Scylla paramamosain* et *Scylla tranquebarica*.

On notera que parmi les quatre espèces de genres *Scylla*, seule l'espèce *Scylla serrata* a été observée dans la mangrove de Madagascar. On restreint donc notre étude à cette espèce (**Figure 18**).

Règne	Animal
Embranchement	Arthropodes
Sous embranchement	Antennates Mandibulates
Classe	Crustacés
Sous-classe	Malacostracés
Séries	Eumalacostracés
Super ordres	Eucarides
Ordre	Décapodes
Infra ordre	Brachyoures
Famille	Portunidés
Genre	Scylla
Espèce	<i>Scylla serrata</i> (Forskal, 1755)



Figure 18: Fiche synthétique de l'espèce : « *Scylla serrata* », (Illustration : Rachel O'Shea, CPS)

1.2.1.3. Morphologie du crabe de palétuvier

Le crabe de palétuviers *Scylla serrata* présente une carapace glabre (dépourvue de poils), lisse, nettement plus large que longue, dont le front est découpé en quatre dents (appelés lobes). Elle est traversée de trois rangées de fines granulations : une sur la région gastrique (interrompue en son milieu) et une sur chaque région épibranchiale (Crosnier, 1962). Les deux bords antéro-latéraux de la carapace portent neuf dents égales. L'antenne, dont l'article basal est court et large, est pourvue d'un flagelle qui communique avec l'orbite (Delathière, 1990). Les crabes *Scylla serrata* sont caractérisés par des premières pattes transformées en pince, le céphalothorax élargi, et la présence d'un squelette externe constitué de chitine formant une carapace dorsale. La tête est composée d'une paire d'antennes, deux antennules (qui sont des organes sensoriels), d'une paire d'yeux et d'une cavité buccale entre les antennes. L'abdomen est une poche incubatrice pour les œufs. Les pinces servent à se défendre et à se nourrir (Julia, 2001). Le crabe *Scylla serrata* appartient à la famille des portunidés, dont l'une de leur

caractéristique est la présence d'une patte aplatie en forme de pagaie (P5), on les appelle aussi « crabe nageurs » (Poupin et Juncker, 2010a) (**Figure 19**).

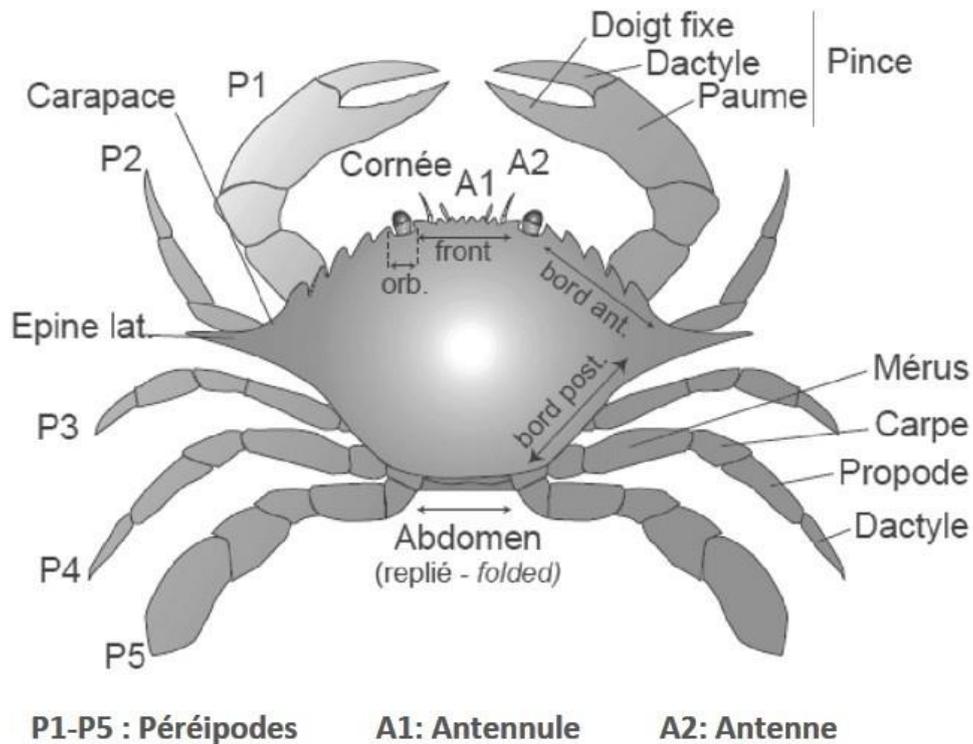


Figure 19: Morphologie externe du crabe *Scylla serrata* , (Adapté selon Minemizu, 2000 ; Kato & Okuno, 2001 In Poupin & Juncker, 2010b).

Ce crabe est l'espèce la plus prisée de la famille des portunidés de par sa grande taille et la chair est très appréciée (Kasprzyk, 2014) car très goûteuse (Keenan, 1999).

1.2.1.4. Cycle de reproduction

Le crabe *Scylla serrata* est gonochorique¹³ et la reproduction est sexuée. Les sexes sont séparés avec un dimorphisme sexuel remarquable (Delathière, 1990; Delaporte, 2007). C'est principalement la forme de leur abdomen qui permet l'identification du sexe (**Figure 20**), dont elle est généralement circulaire ou ovale chez la femelle (Appolinaire *et al.*, 2017).

¹³ Sexes séparés dans des individus distincts



Figure 20: Vue abdominale du *Scylla serrata* mâle (à gauche) et femelle (à droite), (Photographies : ©Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018)

Les différents étapes du cycle de vie du crabe de mangrove se déroule dans plusieurs milieux avec des conditions de température et de salinités propres à chaque stade (**Figure 21**) (Frotté, 2009). L'accouplement a lieu dans un terrier durant la saison humide. Après la mue de la femelle, lorsque sa carapace devient molle, environ 48 heures après sa mue, elle se place sous la protection du mâle. Ils restent généralement à l'abri dans un terrier pendant les quelques jours nécessaires à la solidification de sa carapace. Le sperme est gardé jusqu'à l'expulsion des œufs et reste viable durant six mois. Un seul et même accouplement permet de féconder les différentes pontes d'une saison (Knuckey, 1999). Les femelles grainées migrent dans les eaux profondes du large (Hill, 1994). Elles parcourent ainsi entre 3 et 95 km pour atteindre des profondeurs entre 10 et 60 m pour que les larves aient des conditions favorables et plus stables pour se développer (faible température et forte salinité) (Le Vay, 2001). Après l'éclosion, toute en se développant, les larves planctoniques se rapprochent de la côte au gré des courants marins, et atteignent un état semi-pélagique avant de se fixer sur un substrat adéquat dans des eaux peu profondes. Après 5 à 12 jours, elles se métamorphosent en crabes juvéniles et s'abritent entre les racines des palétuviers et sur les platiers (Knuckey, 1999).

Le cycle de reproduction passe par des phases successives de maturation des organes génitaux, d'accouplement au cours de laquelle les ovules sont fécondées, de ponte, d'incubation des œufs et d'éclosion ou libération des larves (Zouari, 2010).

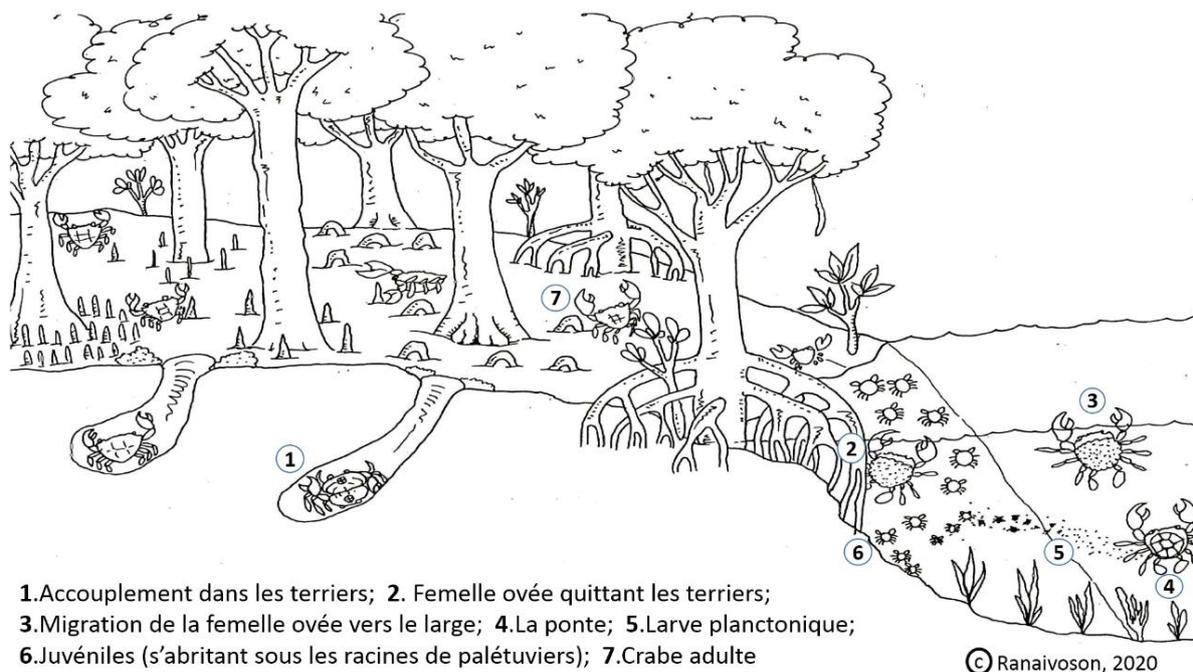


Figure 21: Cycle de vie du crabe de mangrove (*Scylla serrata*)

Le crabe *Scylla serrata* traverse différentes écophases¹⁴ et état au cours de son cycle de vie. La ressource présente durant son cycle biologique une vulnérabilité particulière au niveau de la mangrove car c'est le lieu de reproduction. Les crabes mous (dont les femelles en mue de reproduction) sont des proies faciles pour les prédateurs mais sont aussi très appréciés des pêcheurs car très goûteux et faciles à manger car ils ne possèdent pas de carapace. Même chose pour les femelles œuvées qui sont très appréciées par un type de consommateurs à cause de leurs œufs et se retrouvent donc recherchées par certains pêcheurs. Enfin, les crabes juvéniles sont vulnérables aux engins de pêche non sélectifs, surtout au niveau des chenaux. On peut déjà esquisser ici que *Scylla serrata* serait plus vulnérable dans la mangrove où se conjuguent reproduction et activité de pêche.

1.2.1.5. Croissance et alimentation

Le crabe *Scylla serrata* a une durée de vie courte (3 à 5 ans) au plus avec un taux de croissance de 9 mm à 10 mm par mue respectivement pour les mâles et pour les femelles. Mensuellement, son taux de croissance est de 70 %, soit 1,5 cm/mois. L'essentiel de la croissance se déroule avant le 15^{ème} mois de vie. A deux ans, le crabe mesure entre 15 et 17

¹⁴ Une écophase précise un stade du développement ou du cycle vital d'une espèce adaptée à une niche dans un milieu écologique particulier.

cm. A partir de la 3^{ème} année, il ne mue qu'une seule fois dans l'année pour atteindre 17 à 21 cm au 36^{ème} mois de sa vie (Delathière, 1990).

Selon Stephenson (1962, 1972), *Scylla serrata* représente un prédateur puissant pour toutes les espèces benthiques sessiles ou peu mobiles, en particulier les mollusques bivalves. C'est le seul crabe Portunidé à avoir totalement envahi les eaux saumâtres et estuariennes des littoraux indo pacifiques. Mais d'autres publications de la même période (Le Reste *et al.*, 1976 ; Delathière, 1990) affirment que c'est une espèce omnivore car en complément des crevettes, d'autres crabes, de poissons et de bivalves, le crabe *S. serrata* se nourrit aussi de végétaux (plantes marines et algues) et des débris de coraux. En 1998, une publication (Keenan *et al.*, 1998) estimait que *S. serrata*, peut être associé à des mangroves inondées avec une eau à forte salinité pendant la majeure partie de l'année. En résumé, c'est une espèce euryhaline, capable de s'adapter à une grande variation de salinité (Delathière, 1990).

On peut ainsi dire que le crabe *S. serrata* a une croissance rapide en moins de 1 an elle peut atteindre sa taille exploitable de 11 cm dans certains pays comme Madagascar. C'est un prédateur redoutable pour toutes les espèces benthiques sessiles ou peu mobiles et la principale menace pour cette ressource est la surpêche. Il est omnivore et capable de s'adapter à une grande variation de salinité ce qui fait de lui la seule espèce de la famille des *Portunidae* à avoir colonisé les eaux saumâtres, les autres espèces étant marines.

1.2.2. *Scylla serrata* : une ressource vivrière et commerciale

1.2.2.1. Dans l'Océan Indien et pacifique occidental

Le crabe *Scylla serrata* est l'un des invertébrés à importance commerciale dans l'écosystème estuarien (Paital et Chainy, 2009). Depuis les années 1990, c'était une ressource alimentaire la plus prisée dans toutes les mangroves de l'Océan Indien et du Pacifique occidental. La pêche de ce crabe a contribué de manière significative à la pêche côtière de nombreux pays en développement dans l'Asie, par exemple le Bangladesh, l'Inde, le Sri Lanka, l'Indonésie, Thaïlande, Vietnam et Philippines (Ferdouse, 1990 ; Liong, 1993). Très apprécié, le crabe *S. serrata* est un des mets particulièrement recherchés par des consommateurs prêts à « payer cher » pour s'en offrir. Au Japon et en Australie, le kilo du crabe sauvage vivant peut dépasser 40 euros. Ils ont une valeur nutritionnelle intéressante : leur chair est riche en minéraux et pauvre en matières grasses (**Tableau 2**) (Trudeau, 2005 ; Halford, 2019) . En 2006,

Une étude conduite par l'unité de recherche CoRéUs de l'IRD fait état de l'importance de la production vendue dans la commune de Voh en Nouvelle-Calédonie. A Madagascar, si le crabe de palétuvier faisait l'objet d'une pêche à caractère vivrier et traditionnel, - cela a évolué progressivement vers un type commercial depuis les années 2000 (Rocklin, 2006).

Tableau 2: Composition biochimique du muscle du *Scylla serrata* (Bharathi *et al.*, 2018)

Protéine		Lipide		Carbohydate	
Mâle	Femelle	Mâle	Femelle	Mâle	Femelle
39,6	30,06	5,69	5,46	0,37	0,36

En termes de composition biochimique, le crabe *Scylla serrata* mâle est plus riche que la femelle surtout au niveau de la teneur en protéines. Par contre les pêcheurs du sud-ouest de Madagascar affirment que les crabes femelles en mue (en période de reproduction) sont très goûteux et sont très appréciés, bien que leur pêche soit interdite.

1.2.2.2. L'activité de pêche au crabe à Madagascar

1.2.2.2.1. L'ethnicité dans la pêcherie sur la côte ouest de Madagascar

A Madagascar, 18 ethnies différentes composent la mosaïque de peuples qui constitue la nation malgache. Quand on parle de navigation marine et de pêche, c'est l'ethnie « Vezo » du sud-ouest qui arrive dans l'esprit de tous les malgaches (Pascal, 2008). L'épicentre de ce peuplement se situe entre Toliara et Morombe mais il est spatialement très éclaté sur plus d'un millier de kilomètres de côte le long du canal de Mozambique (entre Androka au sud et la région de Mahajanga au nord) alors que l'ethnie historique sur cette côte est le peuple Sakalava dont l'aire d'influence s'étend sur la majorité de la côte Ouest de Madagascar (**Figure 22**)(Renoux, 2011).



Figure 22: Cartes des groupes ethniques de Madagascar. En carrés blancs : les zones d'études (Jaovelo-Dzao, 1996 in Renoux, 2011)

Dans la région du nord-ouest où les Sakalava dominent, leur principale activité est la pêche. La côte ouest est reconnue pour son mode calme dans le canal de Mozambique et la présence de forêts de mangrove du nord au sud, permettant une diversification de l'activité de pêche. Suite à la crise de 2002 et à la fermeture de nombreuses usines à Mahajanga (filrière textile, cimenterie d'Amboanio...) une immigration importante a été observée dans les villages du

littoral de la région de Mahajanga où les 60 % des populations recensées n'étaient pas originaires des villages où ils résident (Renoux, 2011). Cette migration vers le littoral est favorisée par la perception des migrants de l'activité de pêche comme étant facile et lucrative. Par contre cette dernière est reconnue pour être dangereuse car la navigation nécessite d'une expérience longue à acquérir. C'est pourquoi les nouveaux arrivants préfèrent les activités de pêche à pied ou dans les chenaux, comme la pêche au crabe. En 2011, Renoux, signalait que pendant longtemps les littoraux de Mahajanga avaient été peu soumis aux pressions anthropiques de la part des ethnies étrangères, la tendance tendait à s'inverser et à s'accélérer.

Dans les sud-ouest de Madagascar, où l'ethnie Vezo (étant une déclinaison du groupe Sakalava) domine, la pêche est aussi l'activité principale. Les « Vezo » n'ont jamais eu de structure de royauté comme le Sakalava, Masikoro, Mahafaly ou Antandroy mais ils se sont toujours plus ou moins étroitement rattachés à ces derniers (Pascal, 2008). Sur la carte ci-dessus ne figure pas l'ethnie "Masikoro" qui sont des populations qui vivent à l'arrière-pays dont les activités principales sont l'agriculture et l'élevage. Ils ont une relation commerciale avec les "Vezo" avec lesquels ils effectuent du troc (produits de mer contre des produits agricoles). Lors d'un entretien avec un pêcheur de crabe Vezo, celui-ci a affirmé que sa capture journalière a diminué depuis l'arrivée des migrants Masikoro qui effectuent aussi une pêche au crabe mais spécialement à pied par manque d'expérience de navigation. Selon lui, la diminution de ses captures est liée aussi à la destruction de l'habitat du crabe qui se manifeste par l'utilisation de la pelle pour déterrer les crabes de leur terrier. Il affirme que ces pratiques font fuir les crabes. Les conflits d'usage de l'espace et d'activité entre l'ethnie Vezo et Masikoro ne sont pas récents. Les Masikoro sont accusés par les pêcheurs Vezo d'être responsables de la diminution de leur capture à cause de la destruction des habitats (récifs coralliens). Les Masikoro sont réputés utiliser des engins comme les barres de fer pour la pêche au poulpe et ainsi détruire l'habitat de cette ressource. Ce qui est le plus dangereux et se traduit par le fait que les pêcheurs Masikoro sont réputés gagner plus que les Vezo. Cette tendance incite ces derniers à l'usage des méthodes destructrices même si leur culture leur enseigne d'être soucieux de l'environnement marin.

On peut ainsi dire que la migration est une cause de la dégradation de l'environnement car les ethnies étrangères viennent en surnombre dans une zone et exploite la ressource avec des pratiques peu durables. Dans le nord-ouest, aucun conflit n'est observé pour le moment entre

les migrants nationaux et la population originaire du littoral contrairement à celle du sud où les Vezo commencent à se plaindre de la diminution des captures.

1.2.2.2. Les engins et la saisonnalité de pêche au crabe à Madagascar

A Madagascar, les crabes *Scylla serrata* sont exploités d'une façon artisanale, c'est-à-dire, que la pêche est effectuée à pieds ou avec une petite pirogue non motorisée. Les pêcheurs utilisent des techniques de pêches simples et peu coûteuses (Roullot, 1988b).

Comme engins de pêche, on peut citer les cerceaux, le rochet, la ligne et le casier. La pêche à pied s'effectue au moment de la marée basse dans la mangrove ou en bordure des chenaux. A cette phase de marée, les crabes sont généralement cachés dans des terriers remplis d'eau et ils sont extraits à l'aide d'un crochet (**Figure 23**).



Figure 23: Deux pêcheurs d'Ampitsopitsoka avec leurs crochets à la main droite et leurs captures en main gauche. (Photographies : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018)

La pêche en pirogue nécessite différents engins tels que la balance (**Figure 24**), la ligne et le casier (**Figure 26**). Comme appâts, les pêcheurs utilisent des juvéniles de crabe *Scylla serrata* ou de la chair de poisson crue. Le casier est fabriqué en fibres végétales, il est muni d'un flotteur souvent constitué d'une bouteille en plastique. Ils peuvent être fixés à l'aide d'un piquet (Rabenaivo, 2013). Les pêcheurs utilisent également des balances à crabe améliorées (**Figure 25**), dont la pêche est sélective, plus productive et moins fatigant. Elle permet une économie d'appâts, le même morceau d'appât peut être utilisé plusieurs fois. De même une économie de travail car on ne remonte la balance que lorsque le flotteur bouge (indiquant la

présence du crabe). La double balance à crabe est aussi sélective, elle permet d'avoir 1,5 à 3 kg de crabe par balance pour deux immersions soit de 15 à 30 kg pour 10 balances sur une journée. Elle se pratique uniquement sur 15 jours par mois et cela en période d'abondance des crabes pleins¹⁵. Et enfin, la pêche au le filet maillant à crabe (30 mm) (**Figure 27**), se pratique aussi au maximum 15 jours par mois et cela pendant la période des marées de vives eaux. A chaque immersion, le filet a un potentiel de capture en moyenne 5 Kg de crabe (Kasprzyk et Levrel, 2018).

A Madagascar, la pêche au crabe est caractérisée par des périodes bien définies en fonction de la saison et du cycle lunaire. La pêche au crabe s'arrête en période des pluies et reprend à la fin de la saison des pluies et début de la saison sèche. La pêche serait favorable pendant la nouvelle lune et la pleine lune. Au cours de son cycle biologique, le crabe *Scylla serrata* traverse des écophases différentes mais à cela s'ajoute aussi les migrations nyctémérale et saisonnière, souvent liées à l'influence du cycle lunaire (Hill, 1975 ; Le Reste *et al.*, 1976). A l'échelle journalière, le crabe suit le rythme tidal, pénétrant à marée haute plus ou moins haut dans les mangroves à la recherche de nourriture et c'est à ce moment que les terriers sont repeuplés (Hill, 1975; Perrine, 1978 ; Bautil *et al.*, 1988).



Figure 24: Jeune pêcheur Sakalava avec sa pirogue et ses balances à crabe dans la Baie de Mahajamba. (Photographie : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018)

¹⁵ Bien charnu (carapace plein et lourd)

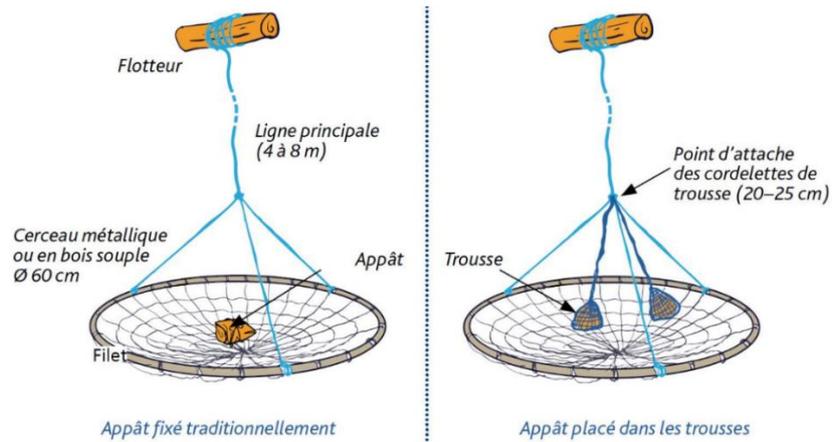


Figure 25: Balance à crabe améliorée, double balance à crabe (De gauche à droite), Source : Kasprzyk et Levrel, 2018.

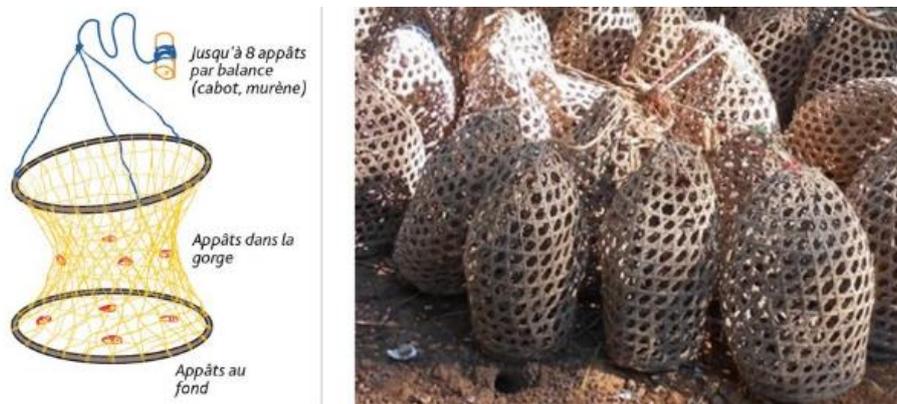


Figure 26: Casier à crabe (nasse). Source : (Kasprzyk et Levrel, 2018) et Photographie : Ranaivoson, 2018.

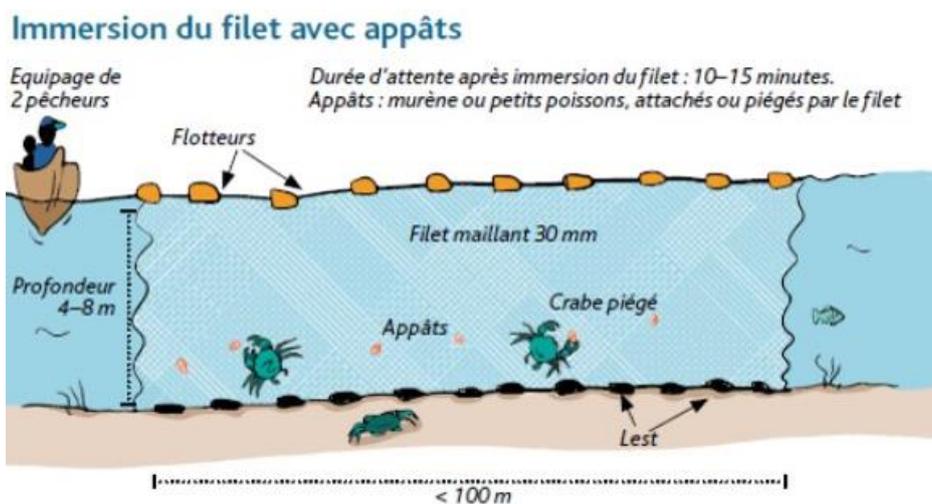


Figure 27: Pêche des crabes au filet maillant. Source : (Kasprzyk et Levrel, 2018)

1.2.2.2.3. Chaîne d'acheminement du produit

Jusqu'à l'arrivée du produit chez le consommateur, les crabes *Scylla serrata* passent par diverses étapes ou chaînes. Au niveau du pêcheur, il y a les mareyeurs et les sous collecteurs. Les sous collecteurs approvisionnent les sociétés qui s'occupent de l'exportation. Au Sud-ouest de Madagascar dans le district de Morombe par exemple, les pêcheurs locaux utilisent différentes méthodes de pêche mais leurs produits sont généralement destinés à une seule personne qu'on nomme le collecteur. Ce dernier travaille pour la société COPEFRITO, qui lui fournit la logistique nécessaire pour la collecte des produits de la pêche (Hangar de stockage, glacières, barres de glace et argent pour l'achat des produits). Ce collecteur, reste sur place mais la société envoie un camion pour acheminer les produits vers l'usine de transformation à Toliara. Au niveau de ce collecteur, un premier tri qui se fait sur des critères de taille des crabes, seuls les plus gros iront en direction de la société. C'est la société qui s'occupe de l'exportation vers les pays comme La Réunion, Maurice et les pays asiatiques.

1.2.2.2.4. Historique de l'évolution de la production en crabe de mangrove à Madagascar

Concernant la production en crabe *Scylla serrata* à Madagascar, il existe des données produites par la COFREPECHE et la DRPEB depuis 1970 jusqu'en 2021 mais il y a dix années de lacune entre 1990 et 2000 (**Figure 28**).

De 1970 à 1990 :

Entre 1970 à 1973 les crabes sont vendus sur le marché intérieur où pour l'ensemble du pays pour un total estimé à 178 tonnes. En 1984, la société REFRIGEPECHE-OUEST s'installe dans la région de Mahajanga et achète du crabe, des crevettes et du poisson auprès des pêcheurs traditionnels. A cette époque, les pêcheurs particuliers apportaient eux-mêmes leurs produits directement au siège de la société. La production a alors augmenté à partir de 1985 (500 tonnes) pour atteindre les 1200 tonnes en 1990. A partir de 1987, des collecteurs-boutiquiers sont installés au sein des neuf différentes mangroves de la région et achètent à titre privé le crabe aux pêcheurs. Ils le revendent à la société avec un bénéfice de 25 FMG par kilogramme. C'est au moyen de vedettes achetées ou louées à des particuliers que la société collecte régulièrement les crabes. Durant cette année, les produits ont été exportés, essentiellement

en morceaux congelés, vers le marché de la Réunion dont le potentiel d'absorption est estimé à 200 tonnes de crabes entiers par an. En janvier 1988, une usine moderne de traitement du crabe ("entier-cuit-congelé", "morceaux-crus-congelés", "pincés-entières-cuites" et pincés dites "cocktail") a été construite à Mahajanga, sa capacité annuelle de traitement s'élève à 1 000 tonnes de crabes entiers lavés. Ce qui explique l'augmentation de la production à 1000 tonnes en cette année. A partir du mois de mars 1988, une chaîne d'extraction de chair de crabe était opérationnelle et de la chair de crabe surgelée constituait un nouveau conditionnement. Afin d'assurer l'approvisionnement régulier en crabe pour l'usine, la société a recrutée en 1988 huit groupes de 10 pêcheurs et les a équipés d'engins de pêche et de pirogues. Ces pêcheurs sont des salariés que l'on dénomme "pêcheurs associés", ils pratiquent la pêche toute l'année et pêchent essentiellement à l'aide de balances. En 1989, la production diminue à cause des difficultés financières liées à la chute du prix du crabe sur le marché français. En effet, la concurrence exercée par certains pays comme la Thaïlande qui exporte en France la chair de *Scylla serrata* à moins de 26 FF/kg et la concurrence exercée par des produits tels que le "Surimi" ont entraîné la chute du prix du crabe de Madagascar. Mais en 1990, la production a atteint les 1200 tonnes.

De 2000 à 2021 :

Entre l'année 2000 et 2006, la production en crabe ne cesse d'augmenter, passant de 1030 tonnes à 1600 tonnes. Par contre, elle a diminué de 230 tonnes pour l'année 2007 et 2008, où la production est de 1370 tonnes contre 1600 tonnes en 2006. A partir de 2008 jusqu'à 2014, on constate une production en dent de scie où la production affiche une baisse et une augmentation d'une année à l'autre. En prenant comme référence l'année 2008 (1370 tonnes), malgré cette variation de la production, sa diminution en 2010 (1219 tonnes) et 2012 (2280 tonnes) ne descend pas en dessous de celle de l'année 2008. En 2014, la production affiche une augmentation exponentielle atteignant 6946 tonnes, presque le double de la production en 2013. A partir de 2014, la production de crabe ne descend pas en dessous des 4000 tonnes et atteint son maximum en 2015 (7306 tonnes). Entre les années 2005 et 2014, le nombre de permis de collecte du crabe a considérablement augmenté, passant de 95 à 178 permis délivrés par le MRHP (Ministère des Ressources halieutiques et de la Pêche). L'année 2014 aussi est marquée par l'ouverture du marché du crabe vivant vers les pays asiatiques. Ce qui peut expliquer l'augmentation de la production en 2014. Sachant que la PTCA a été fixée

à 5000 tonnes, elle a été dépassée à partir de 2014. Il est à noter aussi que la fermeture annuelle de la pêche au crabe a été suspendue par l'état malgache en 2017 et 2018. Une progression constante est observée de 2016 (4474 tonnes) à 2018 (6651 tonnes). Par contre à partir de 2019 (6249 tonnes) on constate une diminution constante de la production jusqu'en 2021 (4902 tonnes).

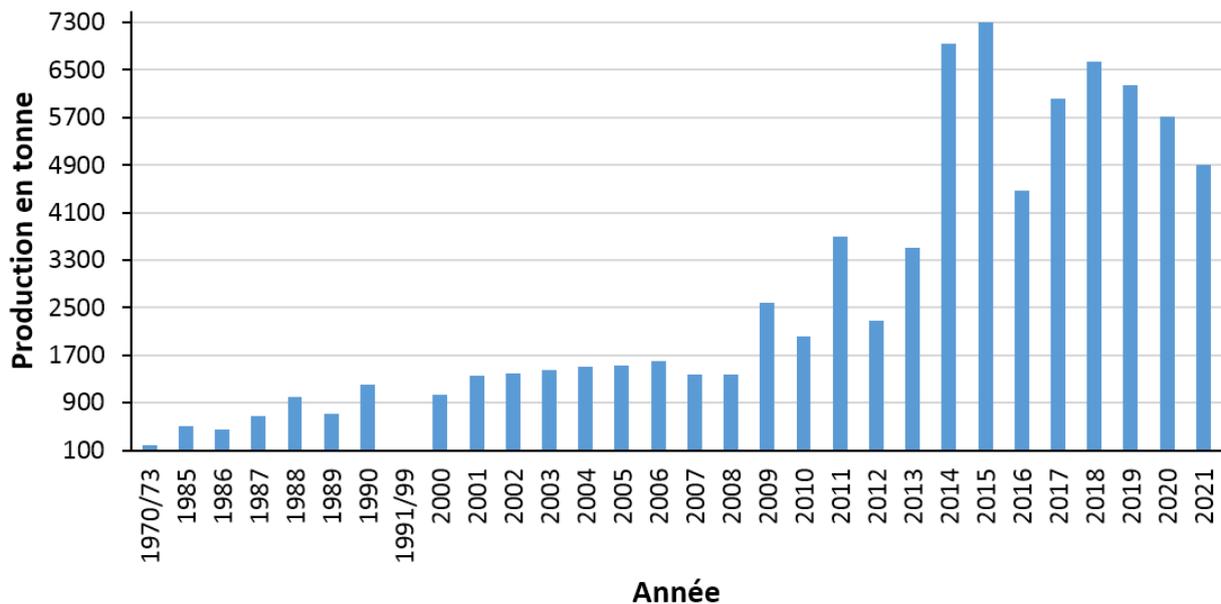


Figure 28: Production de crabes de 1970/73 à 2021 (en tonne) (COFREPECHE *et al.*, 2014 ; DRPEB, 2021)

1.2.2.2.5. Menaces qui pèsent sur la ressource crabe

Sur les 7 entités de mangrove de Mahajanga, Bautil *et al.*, (1988) défendaient l'idée que la ressource en crabe *Scylla serrata* est encore en sous exploitation et qu'il fallait augmenter l'effort de pêche de 35 fois pour atteindre la Production Maximale Equilibrée (PME)¹⁶ ou encore appelé Rendement Maximal Durable qui se traduit en anglais *Maximum Sustainable Yield*. Mais rapidement, des études menées sur différentes régions du pays dans le début des années 2000 montrent que le taux et la taille de la capture de crabe ne cesse de diminuer. Selon les données statistiques fournies par la PECHEXPORT, entre 2005 à 2008 ; la proportion de crabes de petite taille (10 à 14 cm Lc) a fortement augmenté tandis que celle des crabes de grandes tailles (plus de 14 cm) diminuent. A cela s'ajoute le taux élevé de la mortalité post-

¹⁶ Prise maximale qui peut être prélevée pendant une période indéfinie sans causer l'épuisement du stock, en supposant que les prélèvements et la mortalité naturelle sont équilibrés par un recrutement et une croissance stable.

capture (de la pêche à l'usine), les 18% à 24 % des prises sont perdues suite à la mortalité des crabes (AZIMUT, 2011). La plus grande menace qui pèse sur cette ressource halieutique est celle de la surexploitation. Entre 2012 et 2013, la production de crabes a augmenté de 50% environ et l'augmentation de la valeur d'exportation (multipliée par 5 entre 2014 et 2015 et par 3,5 entre 2016 et 2017) (Service de la statistique du MRHP, 2018) n'ont fait qu'amplifier cela. En 2012, l'exportation est dominée par les produits congelés mais depuis 2014, par les crabes vivants avec l'ouverture du marché internationale. Les données fournies ou présentés par les ONG travaillant au niveau des villages durant les séminaires et colloques montrent tous la diminution de la capture ainsi que la taille des crabes capturés.

A cette surexploitation liée à l'ouverture de nouveaux marchés se surajoutent :

- Les mauvaises pratiques : comme la destruction des terriers durant la pêche au crochet. Certains pêcheurs utilisent la pagaie (pelle) pour creuser les terriers des crabes. Cette pratique provoquerait "une réticence des crabes à revenir dans cette zone" selon les pêcheurs locaux expérimentés. La destruction des terriers diminue le nombre d'abris disponibles car les terriers sont potentiellement réutilisés à chaque marée basse. Même chose pour la pêche de nuit qui provoque la réticence des crabes pour les zones concernées par cette pratique. Ce fait est reconnu par tous les pêcheurs si bien que cela a été évoqué lors des réunions sur la gestion de la pêcherie de cette ressource.

- Le non-respect de la législation sur la taille des prises. Malgré cette loi, interdisant la commercialisation des prises des crabes de moins de 11 cm de largeur céphalothoracique, certains acteurs de la filière les achètent quand même (COI, 2012). De plus, ce sont ces crabes de petite taille que l'on retrouve sur les marchés locaux vendus à bas prix.

- Le manque des connaissances techniques des pêcheurs et des sous-collecteurs en méthode de conservation des crabes avant et pendant l'acheminement des produits vers les usines et les marchés locaux se traduit par des pertes considérables.

La pérennité de la ressource crabe est menacée par diverses causes. Si cette ressource a été exploitée seulement pour la vente locale avant 1989, l'installation de l'usine de transformation au nord de Madagascar a accéléré le rythme de production. Cette pêcherie de crabe n'a cessé d'évoluer dans ce pays, tant au niveau du taux de production qu'au nature des produits exportés. A partir de 2014, avec l'ouverture du marché internationale, les crabes sont exportés vivants vers les pays Asiatiques. D'où, cette même année la production a augmenté

de 300 % par rapport à l'année précédente. Une surexploitation est constatée par différents acteurs et surtout les ONG car les données collectées montrent que le taux et la taille de capture ne cesse de diminuer. A cette surexploitation s'ajoute aussi comme menaces : l'importante mortalité post-capture due à la mauvaise condition de transport, les mauvaises pratiques de pêche (engins dégradant l'habitat et de produit, la pêche de nuit, le non-respect de la réglementation sur la taille des crabes).

1.2.2.2.6. Mesures de gestion mise en place

A Madagascar, il n'existe pas de mesures d'aménagement de la pêche au crabe. Cependant, les crabes de petites tailles (< 9 cm¹⁷), sont évitées, notamment pour des raisons de rendement à l'extraction (Bautil *et al.*, 1990).

Le 4 mai 1993, l'ordonnance de 93/022 reconnaît l'exploitation du crabe de mangrove comme une pêche traditionnelle. Dans ce cadre, l'accès à cette ressource est libre et permet à chaque citoyen malagasy de pratiquer cette activité. Des changements majeurs sont intervenus depuis dans la gestion de cette pêcherie.

Une des réglementations mise en place dans l'exploitation de cette ressource à Madagascar est la mise en place du PME (Production Maximale Equilibrée). Le modèle de Thompson et Bell de 1934 contribue à prédire les effets des modifications de l'effort de pêche sur les futures productions et biomasses d'une pêcherie. Il a été appliqué à Madagascar pour estimer une production maximale équilibrée (PME) de crabe *S. serrata* (Bautil et Ardill, 1991). Le modèle donne entre 2,5 et 3,97 tonnes/km²/an entre avril 1989 et avril 1990 dans 7 mangroves reconnues comme productives : Baly, Marambitsy, Mahavavy, Boeny, Ampasimariny, Marosakoa, Mahajamba, dans le Nord-Ouest de Madagascar. La PME avait été posée à 2,5 tonnes/km²/an en 1987 par Ralison sur la base des observations dans d'autres pays exploitant le crabe comme l'Afrique du sud et la Thaïlande où la PME était estimée entre 2,0 et 2,5 tonne/km²/an (Kasprzyk et Levrel, 2018).

A l'échelle national la superficie de mangrove pour le calcul de la PME est fixée à 3 000 km² (Ralison, 1987), à partir des publications de l'époque (FAO/PNUD, 1981 ; Faramala, 1981 ; Wacharakitty, 1983 ; Saenger *et al.* 1983). Sur la base de ces références, le potentiel en crabe

¹⁷ Les tailles sont exprimées en largeur-céphalothoracique.

de mangrove *S. serrata* à Madagascar se situait donc entre 7 000 et 11 000 tonnes/an. La valeur retenue par l'administration malgache est de 7500 t/an.

Le premier résultat de cette étude sera la mise à jour de la superficie de la mangrove support au calcul de la PME à l'échelle des sites de référence et à l'échelle nationale. Les dynamiques de couvert végétal seront discutées au regard de la possible obsolescence des mesures historiques de la PME locale.

De 2006 à nos jours, différents ateliers ont été menés à Madagascar dans l'objectif de gérer et d'aménager la filière pêche crabe. Ces ateliers étaient tenus en fonction des besoins et des problématiques au niveau de cette filière. Parfois, des mesures sous forme de décret ministériel étaient prises en ce qui concerne la fermeture de la pêche au crabe.

Tableau 3: Les différents types de mesures de gestion de la pêche crabe « *Scylla serrata* » à Madagascar depuis 2006 à nos jours

Année	Evènement	Mesure de gestion prise
2006	L'atelier « Aménagement pêche crabe » (MAEP/JICA/Océan Consultant, mars, Morondava-Mahajanga-Antananarivo)	<ul style="list-style-type: none"> • La taille minimale de capture égale à 10 Cm • Interdiction captures femelles ovées et crabes mous • Préservation des mangroves et programme de transfert de gestion • Etude bio-statistique complète (12 mois) • Prise en compte des spécificités des différentes zones de pêche • Diminution des pertes après-captures • Actualisation concertée du plan tous les 2 ans. <p>Un arrêté a été décrété : Arrêté n°16365/2006 (septembre):</p> <ul style="list-style-type: none"> -Restriction totale sur l'exploitation des crabes <10 cm -Restriction totale sur l'exploitation des crabes mous et femelles ovées
2012	Atelier national « Développement durable de la filière et meilleure valorisation des captures » (Antananarivo)	<ul style="list-style-type: none"> • Etude bio-statistique complète (12 mois) • Estimation des captures améliorée (incluant mortalité post-capture) • Réduction du taux de mortalité post-capture • Programme de construction de pirogue en planche plutôt que monoxyles
2014	Suite à l'atelier national de Mahajanga :	<p>Arrêté N° 25830/14 (août) :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Période de fermeture totale: septembre-octobre <p>Arrêté interministériel N°32100/14 (octobre) :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Interdiction totale d'exploitation de bois de mangroves <p>Arrêté 32101/14 (octobre) :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Plafond des captures annuelles : 5 000 tonnes • Taille minimale de capture : 11 cm • Interdiction de manipulation de crabes sans pinces avant commercialisation • Période de fermeture totale : [février-mars] et [septembre-octobre] <p>Arrêté N°32102/14 (octobre) :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Total d'Exportation de Crabe Maximal Autorisé (TECMA) : 4 250 T/an • Interdiction d'exportation des crabes mous et femelles ovées <p>Arrêté N° 37206/14 (décembre) :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Période de fermeture totale : [juillet-octobre]

2015	Atelier national « Réduction des pertes après capture » (Antananarivo)	<ul style="list-style-type: none"> • Continuation de tous efforts de diminution des pertes • Mobilisation des ressources pour une mise en œuvre optimale de la réglementation • Réévaluation des stocks et PME via une étude de caractérisation des mangroves • Définition scientifique de la période de fermeture en intégrant les aspects socio-économiques
2016	Décret ministériel	<p>Arrêté N° 14096/16 (juillet) :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Période de fermeture totale : [juillet- Août]
2017 et 2018	Décret ministériel (juillet)	<ul style="list-style-type: none"> • Suspension de la période de fermeture
2018	Ateliers « Gestion responsable pêche de crabe » (MIHARI, Morondava-Ambanja-Antananarivo).	<ul style="list-style-type: none"> • Réduction des pertes après captures selon les pratiques décrites dans le guide spécialisé MIHARI/MRHP • Préserver et restaurer les mangroves • Inscrire dans la réglementation, les bonnes pratiques d'exploitation : remise à l'eau des crabes non règlementaire, interdiction d'utilisation des crochets et des pelles, réglementation stricte sur la maille des nasses, vulgarisation de l'utilisation de la balance à crabes, interdiction de la pêche de nuit de crabe • Remise en œuvre d'une fermeture nationale en 2019 • Augmentation de la taille minimale de capture à 12 cm en 2020 • Promouvoir la mise en place d'AMGLs et accompagner davantage les CLBs en fonction de leurs besoins • Améliorer les systèmes de Suivis/Contrôles/Surveillance • Promouvoir et développer les éclosiers de crabes • Rassembler, valoriser et rendre accessible les connaissances et données utiles à toutes les parties prenantes pour faciliter la prise de décision • Intégrer et appliquer aux conditions d'octroi des permis de collecte, la législation en vigueur concernant le fonctionnement des sociétés à Madagascar (droit du travail et imposition). • Chercher des solutions pour instaurer des prix relativement stables permettant aux pêcheurs de planifier leur activité et d'investir.
2019	Décret ministériel	<p>Arrêté 14 274/2019 :</p> <p>Période de fermeture totale : 10 août au 31 octobre 2019.</p>
2020		nouvelle fermeture nationale du 15 octobre au 15 décembre.
2021	Décret ministériel	la décision n°193/2021/MPEB : annulation du quota de crabe de 16 Décembre 2021

L'aménagement de la pêcherie crabe a toujours été fait selon les avis et données des scientifiques ou experts dans le domaine du crabe *Scylla serrata*. Cette gestion du crabe n'est pas seulement au niveau de la pérennisation de la ressource (non capture des crabes selon une certaine taille, non capture des femelles œuvées et la préservation de son habitat) mais aussi dans la gestion des produits (réduction de la mortalité post-capture). Mais alarmé par l'augmentation de la production en crabe de 300%, la fermeture de la pêche au crabe ainsi que l'exploitation du bois de mangrove à l'échelle du territoire à commencer en 2014. En 2017 et 2018, cette fermeture annuelle a été suspendue pour être remise en œuvre en 2019 selon une recommandation lors de l'atelier qui s'est tenue à Ambanja en 2018. Différentes nouvelles propositions ont émané de cet atelier, comme l'augmentation de la taille réglementaire du crabe à 12 cm, l'interdiction d'utilisation des crochets et des pelles, la réglementation stricte sur la maille des nasses, la vulgarisation de l'utilisation de la balance à crabes et l'interdiction de la pêche de nuit de crabe.

Parmi les mesures déjà mise en place par l'état malgache dans la gestion de ces ressources halieutiques, il y a l'intervention de la CSP (Centre de Surveillance des Pêches) sur les zones de pêche. Dans chaque district et région, le CSP effectue des patrouilles pour le suivi de l'usage des matériels de pêche interdits mais cela est inefficace à cause du manque de moyen (carburant). De plus, dans certains endroits, les pêcheurs s'installent dans des zones enclavées et difficilement accessibles au contrôle (temps d'accès).

Conclusion du chapitre 1

La mangrove est un écosystème halieutique et forestier des zones intertidales tropicales, qui est complexe du fait de sa localisation à l'interface terre/mer. Cette complexité dans la multiplicité de ses définitions, qui diffère selon la discipline des scientifiques et les objectifs de leurs études. De même sa particularité à s'adapter à cet environnement au sol meuble, pauvre en oxygène et salé. Par ses différents organes (racines, feuilles et fruit), les palétuviers régulent la salinité, et sont capables de s'ancrer au sol. Ils ont une reproduction vivipare. A l'échelle mondiale, le développement des mangroves est favorisé par les courants marins, les proximités des territoires mais aussi par la durée et la période de flottaison ou de viabilité des propagules des essences de palétuviers. C'est un écosystème très important tant au niveau écologique mais surtout économique et social. Il s'agit d'un habitat très fréquenté par de nombreuses espèces, que ce soit aquatique ou terrestre. Pour les espèces aquatiques, c'est à la fois une zone de frayère, de ponte, de reproduction et un abri pour certains stades de développement, mais aussi une zone de chasse pour des prédateurs. La mangrove est également une barrière efficace contre l'érosion des côtes mais son rôle le plus remarquable est sa capacité à atténuer l'effet dévastateur d'un tsunami. Elle participe d'une façon remarquable dans la séquestration du carbone et de ce fait à l'atténuation du changement climatique. Sur le plan socio-économique, la mangrove est utilisée soit directement pour son bois (de chauffe, matériel de construction, alimentation et médicinale) soit au travers de l'exploitation des espèces halieutiques. Propice à la pêche et à la conservation des ressources halieutiques en général, l'écosystème mangrove constitue une importante source d'alimentation et de revenus. Il en résulte un écosystème menacé par l'action conjuguée du changement climatique et de l'action anthropique (aquaculture, agriculture, urbanisation, etc...). La dégradation de cet écosystème met en péril les espèces et les sociétés qui y sont inféodées.

Le crabe *Scylla serrata* est une espèce dont la phase adulte de son cycle de vie se passe dans la mangrove. Cette dernière est son habitat naturel et elle s'abrite plus généralement dans des terriers qui lui servent aussi de lieu d'accouplement. Lorsque les ovules sont fécondés, la femelle effectue une migration vers le large où elle effectuera la ponte. Les larves planctoniques sont ramenées par les courants vers la côte, où elles évoluent en crabes juvéniles s'abritant sous les racines de palétuviers et pénètrent dans la mangrove à l'âge adulte. Le crabe *S. serrata* est l'espèce la plus répandue du genre *Scylla*. C'est le seule crabe

Portunidae à avoir totalement envahi les eaux saumâtres et estuariennes des littoraux indo pacifiques. C'est une ressource halieutique très prisée dans toutes les mangroves de l'Océan Indien et du Pacifique occidental. Elle a une place importante à la fois dans l'alimentation des populations côtières mais aussi au dans leurs économies. En termes économiques, les pays exportateurs en tire aussi un bénéfice non négligeable car le kilo peut coûter jusqu'à 44,5 euros. A Madagascar, le développement du marché international du crabe vivant vers les pays Asiatique a augmenté de 300 % du taux de crabe exportée en 2014. Cette surexploitation est l'une des menaces à la pérennité de cette ressource mais à cela s'ajoute aussi la mauvaise pratique de pêche et le non-respect de la loi (taille de capture). Malgré le manque des données pour mener à bien cette gestion, l'état malagasy avec l'aide des experts dans ce domaine a pu mettre en place des mesures de gestion comme la fermeture saisonnière annuelle et la maîtrise de la baisse de mortalité post-capture. Malheureusement, cette fermeture n'est pas toujours maintenue comme en 2017 et en 2018 où il n'y avait pas de fermeture de pêche. Cela reflète encore la manque et surtout de la difficulté de gestion de cette filière dans ce pays.

Chapitre.2 Apport de l'information spatialisée dans l'étude des ressources halieutiques côtières

Dans le cadre de ce chapitre nous abordons en premier lieu l'apport de la télédétection spatiale dans l'étude des écosystèmes littoraux et en deuxième par l'information géographique aux services des concepts de gestion des espaces et des ressources côtières. Nous reviendrons sur l'histoire de leur mobilisation à Madagascar qui a bénéficié très tôt d'expérimentations dans le domaine.

2.1. Apport de la télédétection spatiale à l'étude des écosystèmes littoraux

Avant les années 1980, les approches spatiales des milieux marins et côtiers étaient uniquement portées par la composante télédétection (Robin et Gourmelon, 2005). Elle reste une composante majeure encore aujourd'hui puisque l'une des principales sources d'information disponible sur ces environnements. Les informations issues de l'imagerie permettent de produire des informations au cœur des approches spatiales de l'environnement côtier de l'échelle des paysages à l'échelle globale.

2.1.1. Notion de télédétection spatiale

La télédétection spatiale basée sur l'acquisition d'informations à distance, sans contact direct avec l'objet étudié à partir de l'espace (Verger, 1984) est une discipline scientifique qui couvre un large éventail de technologies utilisés pour l'observation, l'analyse et l'interprétation des phénomènes terrestres et atmosphériques (Kregomard, 1990 ; Grau, 2012). L'acquisition d'informations à distance implique l'existence d'un flux entre la cible et le capteur qui est le rayonnement électromagnétique émis ou réfléchi par l'objet étudié. La quantité et le type de rayonnement émis dépend largement de la température de la cible et celle réfléchie de la source d'émission du rayonnement et de la nature de la dite cible (Bonn et Rochon, 1992). Les informations produites sur ces cibles, à différentes résolutions spatiales et spectrales (domaine du spectre) par les systèmes de télédétection constituent une technologie fondamentale pour la caractérisation et le suivi des processus qui affectent la surface de la Terre et l'atmosphère (Chartier et Servain, 2000 ; Sbai *et al.*, 2016).

Si le domaine de l'imagerie couvre une large gamme de vecteur potentielle (avion, drone microscope, etc...), l'espace est typiquement le domaine des plateformes satellitaires

d'observation de la terre et de l'atmosphère (Barnsley *et al.*, 2004). Ainsi, il existe des systèmes de satellites opérationnels pour échantillonner pratiquement toutes les régions du spectre électromagnétique, avec une large gamme de résolution spatiale (quelques dizaines de cm à plusieurs kilomètres). Le grand intérêt des communautés scientifiques dans les études spatio-temporelles du changement global, implique nécessairement l'utilisation de données de télédétection (Su *et al.*, 2012). Dès lors que les zones d'études sont vastes, que la notion de suivi dans le temps s'impose ou nécessite des conditions de reporting à l'échelle internationale, donc avec des protocoles comparables, la donnée satellitale ou satellitaire est irremplaçable (Deniel et Viatte, 2019). Les plateformes de type drone ou aérienne sont surtout opérationnelles localement ou lors de suivis à basse résolution temporelle (Lisein, 2016 ; Fadil *et al.*, 2020).

Depuis leur apparition en 1959, les images satellitaires occupent une place très importante dans l'observation, le suivi des phénomènes naturels et humains (Chartier et Servain, 2000 ; Sbai *et al.*, 2016). Ce sont des données en perpétuelle évolution améliorant ainsi les résultats obtenus suscitant son utilisation dans des nombreux domaines par différents types d'utilisateurs (Escadafal et Bégni, 2016). Les différentes résolutions spatiales et spectrales se traduisent par des usages très différents.

2.1.2. Grandes gammes de satellites imageurs et leurs usages

Deux principaux types de capteurs spatiaux caractérisent la télédétection spatiale à vocation d'imagerie :

- Les capteurs actifs, dont le plus utilisé en télédétection est le radar (plus précisément Radar à Synthèse d'Ouverture = RSO, ou SAR en anglais) (Kregomard, 1990). Il produit des images sur la base d'un signal micro-ondes (2 à 30 cm) émis et réceptionné par une antenne, après réflexion sur le sol (Kergomard, 1990 ; Applisat, 2020). Le domaine d'acquisition de l'imagerie satellitaire radar est dit actif car le rayonnement électromagnétique provient du capteur lui-même. Elle est caractérisée par sa capacité à opérer de jour comme de nuit (Boisvert *et al.*, 1996) et surtout par tous types de temps, c'est-à-dire même dans des zones à forte nébulosité (Vaguet, 1999). Les bandes spectrales utilisées par les radars imageurs sont désignées par un code sous forme de lettres. Le **Tableau 4** ci-dessous nous montre les bandes les plus utilisées avec leurs caractéristiques

Tableau 4: L'étendu spectral des ondes radar exploitées (Chamaillé, 2008)

Bande	Fréquence (GHz)	Longueur d'onde (cm)
L	1-2	15 à 30
C	4-8	3,75 à 7,5
X	8-12,5	2,4 à 3,75

Les différentes longueurs d'onde des capteurs RSO permettent ainsi d'accéder à différents niveaux d'information : les bandes L permet de détecter des glissements de terrain plus rapides même dans les zones de végétation (Notti *et al.*, 2010). Les bandes C, avec une simple polarisation, permet de détecter efficacement l'eau libre (Smith, 1997). En bande X, l'onde est atténuée par l'atmosphère, la pénétration est faible permettant uniquement la caractérisation de la canopée (Catry *et al.*, 2018).

- Les capteurs passifs, qui mesurent de façon quantitative le rayonnement disponible, dont l'acquisition des images est dite passif car le rayonnement électromagnétique utilisé provient d'une source naturelle comme le soleil (Applisat, 2020). C'est le cas de la majorité des satellites utilisés à des fins de suivi environnemental comme les constellations de satellites Landsat, SPOT (Satellite Pour L'Observation de la Terre), Sentinel-2, pléiades, CBERS (China-Brazil Earth Resources Satellite) ou encore Rapide Eye (Desconnets, 2017). Leurs bandes multispectrales leur permettent d'acquérir des images du visible, proche et moyen infrarouge (400 à 1 600 nm environ). On parle globalement d'images optiques pour qualifier ce type de capteur. Selon les caractéristiques du capteur, l'altitude du satellite (donc son orbite autour de la Terre), les images seront composées de pixels couvrant une surface au sol plus ou moins grande. On classera ainsi les images enregistrées en images : Basse résolution, Moyenne résolution, Haute Résolution (HRS) et Très Haute Résolution (THRS). Les images satellitaires de basses résolutions spatiales ou satellites « grand champ » sont surtout mobilisées pour des études à petite échelle (ex : régionale ou même planétaire)

2.1.2.1. Focus sur l'imagerie satellitaire optique haute résolution

Produire un bilan de l'imagerie satellite disponible aujourd'hui, de ses caractéristiques et de ses conditions d'accès est une gageure à laquelle il serait illusoire de s'attaquer tant elle est dynamique, diversifiée dans un contexte constant d'évolution des lanceurs, de la diminution de la taille des satellites qui ouvre l'espace à une communauté plus large, du nombre de

satellite lancé dans un seul tir, de la diversité de leurs objectifs. Pour ne donner que quelques chiffres en 2021, selon l'association UCS (Union of Concerned Scientists) reprise dans un article de futura science il y avait plus de 2000 satellites en orbite et plus de 700 destinés à l'observation de la Terre avec un nombre de lancement par an qui ne cesse de croître (plus de 300 en 2018) même si cet élan a été quelque peu freiné ces deux dernières années par la pandémie de Covid-19 (beaucoup de retard dans les lancements programmés en 2020 et 2021).

Outre les évolutions techniques (des résolutions toujours plus grandes, des capteurs plus diversifiés en terme de taille, des constellations de plus en plus grandes), des domaines spectraux nouveaux ou plus étendus à des résolutions plus fines, un élément qui a fortement changé la donne en matière d'utilisation d'imagerie satellite haute résolution spatiale c'est la politique de distribution (Herbreteau *et al.*, 2018).

L'accessibilité des données sous des globes virtuels comme Google Earth et la gratuité des images ont fortement contribué à démocratiser leur usage. Le globe virtuel Google Earth ouvre un accès à l'imagerie satellitaire haute résolution et très haute résolution sous forme de composition colorée permettant une visualisation hors du commun du globe à l'échelle des paysages et des analyses basiques telles que de la production d'information sous forme de photo-interprétation. Cela est rendu possible grâce à l'accès aux performances de calcul des serveurs de Google (Gorelick *et al.*, 2017; Mutanga et Kumar, 2019). Historiquement, Ce type de traitement était plutôt réservé à la photographie aérienne en raison de la non calibration des capteurs et de traitement de type ajustement de contraste visant à harmoniser les couleurs sur l'ensemble d'une campagne (Bisarah *et al.*, 2019) sans que cela soit assimilable à des corrections atmosphériques.

L'histoire du spatial, les évolutions technologiques et la concurrence a parfois obligé à faire évoluer le mode de distribution (Desconnets, 2017). Le passage à la gratuité des images Landsat en raison d'un problème technique sur Landsat 7 en 2013 a rendu accessible plusieurs millions d'images de la Terre (Chander *et al.*, 2009) avec une profondeur historique de 50 ans (de Landsat 1 lancé en 1972 à Landsat 9 en 2021). Les données LANDSAT 7, présentent en effet depuis 2013 des stries dès que l'on s'écarte du centre de l'image les rendant non commercialisables. Ces stries sont dues à la panne d'un miroir sur ce satellite dès 2013.

Le concurrent de Landsat en termes de résolution, les satellites SPOT (Satellites Pour l'Observation de la Terre) ont été conçu par le CNES (centre national d'étude spatial français)

pour étudier la Terre. De 1986 à 2015 la série de 5 satellites a pu prendre des images de la planète avec une résolution améliorée à chaque génération de satellites (de 20 m jusqu'à 2,5 m). Le programme SPOT World Heritage (SWH) du CNES permet aujourd'hui un accès gratuit à l'archive des satellites SPOT 1, 2, 3, 4 et 5 de plus de 5 ans. De même le programme DINAMIS (Dispositif Institutionnel National d'Approvisionnement Mutualisé en Imagerie Satellite) permet d'accéder sur certains territoires (essentiellement la France) et certains usagers (institutionnels) à des images SPOT6 et 7 à des tarifs préférentiels mais ces données sont à l'échelle de la planète des produits payants.

Le concurrent Européen de Landsat, de partage de séries temporelles gratuites est porté par le programme Copernicus et ses deux gammes de satellites emblématiques Sentinel-1 et 2 (radar et optique) à haute résolution spatiale proposent en outre tout une série de service spatiaux mais sur des séries temporelles. Le premier satellite optique haute résolution de la série Sentinel date de 2015 (Sentinel-2A).

Ces séries temporelles constituent des ressources uniques pour l'étude des changements climatiques, l'utilisation des sols, la cartographie, la gestion de l'habitat ; ainsi que pour de nombreuses autres applications dans les domaines de l'agriculture, la géologie, la sylviculture, l'éducation, etc... (USGS, 2020)¹⁸. Le satellite Landsat était le plus utilisé au monde mais les services offerts par d'autres programmes comme Copernicus ou Google Earth Engine (satellite Planète) peuvent avoir changé la donne.

2.1.3. La télédétection au service de la connaissance des environnements marins et côtiers

Pour étudier l'environnement marin et côtier, différents types de données spatiales sont disponibles et peuvent être utilisées. La télédétection est bien connue pour son rôle unique dans l'étude de la dynamique des paysages côtiers, des changements de la couverture et de l'utilisation des terres causés par les forces naturelles et anthropiques (Wang, 2009; Marghany, 2016). Mais le choix des données dépend de la zone et surtout de l'objectif de l'étude. Afin d'exploiter efficacement ces données, l'utilisateur doit tenir compte des capacités et des limites de chacun d'eux et adapter un système approprié à l'application cible et l'environnement (Miller *et al.*, 2005).

¹⁸ <https://Earthexplorer.usgs.gov/>

Les données basse résolution spatiale de par leur historicité et leur mode de distribution (gratuites sous forme de produits prétraités) tels que MODIS, SeaWiFS et AVHRR, sont les plus fréquemment utilisées pour étudier en océanographie la qualité de l'eau comme les concentrations totales de matières en suspension dans les eaux côtières qui affecte directement les processus benthiques tels que la production de phytoplancton (Miller et McKee, 2004 ; Alvain *et al.*, 2005; Chen *et al.*, 2011 ; Long et Pavelsky, 2013 ; Mouw *et al.*, 2015), la concentration en chlorophylle (Acker *et al.*, 2008 ; Gregg, 2008 ; Pasolli *et al.*, 2010) et les températures de surface de la mer (Marullo *et al.*, 2007 ; Miller, 2009). Cependant elles présentent une limite en zone côtière de par la taille de leurs pixels de 250 m à plus d'1 km, les données sont souvent inexploitable de par les pixels mixtes terre/mer (Weber *et al.*, 2004). Limitant l'approche de la zone côtière à un volet déjà hauturier pour de nombreux littoraux (Katlane *et al.*, 2010; Lampert, 2015).

La caractérisation des milieux côtiers est fortement liée au développement de la haute résolution spatiale en télédétection, en particulier les satellites Landsat et Spot (Wu *et al.*, 2022) puis aujourd'hui Sentinel. Les premières représentations à haute résolution spatiale de l'interface littorale ont été réalisées sous forme de spatio-cartes (Verger *et al.*, 1988 in Charbonneau *et al.*, 1989). En 1985, Galtier et Geiger définissent la spatio-carte comme un document résultant de la superposition de données cartographiques sur fond d'une visualisation d'une image satellitaire grâce à un système de projection cartographique compatible, cette dernière agissant comme fond de carte (Verger *et al.*, 1988 in Charbonneau *et al.*, 1989). Les données cartographiques peuvent être d'ordres topographique, planimétrique, socio-économique. Ces cartographies montrent pour la première fois les objets géographiques côtiers de façon synoptique (terrestre et marin) aussi bien en mode statique que cinématique (Verger, 1982 *in* Robin et Gourmelon, 2005). La technologie de la télédétection impliquant des systèmes de capteurs spatiaux et aériens dans l'acquisition et l'observation des données ont profondément changé la pratique de la surveillance et de la compréhension de la dynamique des environnements côtiers (Wang, 2009). La disponibilité d'images mondiales, quotidiennes, systématiques et à haute résolution obtenues par satellite est une source de données importante pour élucider les relations entre les organismes marins exploités et leur habitat (Polovina et Howell, 2005 ; Meaden et Aguilar-Manjarrez, 2013).

Depuis plusieurs décennies, les données multispectrales Landsat ont été aussi utilisées aussi dans ce domaine mais plutôt pour l'observation et la mesure des caractéristiques

biophysiques des habitats côtiers (Colwell, 1983 in Wang, 2009). Sa profondeur temporelle théorique (50 ans) fait de lui une source de données intéressante pour suivre les changements à court (mensuel, annuel) et moyen terme (décennie, quinquennal) (Wang et Moskovits, 2001).

Le **Tableau 5** ci-dessous nous montre quelques travaux où les différents types d'imageries satellitaires ont été utilisés pour répondre aux objectifs des études.

Tableau 5: Quelques travaux sur l'environnement côtier utilisant des imageries satellitaires optiques comme source des données

Titre	Objectif	Données	Zone d'étude	Echelle	Auteurs et année
Téledétection des algues macrophytes de l'Archipel de Molène (France) Radiométrie de terrain et application aux données du satellite SPOT.	Cartographie des végétaux marins et algues vertes.	Spot	L'archipel de Molène (France)	Régionale	Moussa <i>et al.</i> , 1989
Analyse spatiale de l'environnement côtier de l'archipel des Bijagos (Guinée Bissau).	Décrire les formations littorales et les processus côtiers qui les façonnent	Documents cartographiques, photographies aériennes et images satellitaires	L'archipel des Bijagos (Guinée Bissau).	Régionale	Pennober, 1999
Apport de la bande infrarouge Thermique du capteur ETM+ de Landsat-7 dans la détection de la pollution de l'eau de mer sur le littoral libanais.	Tester la capacité du nouveau capteur thermique amélioré ETM+ de Landsat-7 guidée par une base de données cartographique dans la détection de la pollution marine du littoral libanais.	Landsat-7	Le littoral libanais.	Régionale	Faour et Shaban, 2004
Apport de l'imagerie spatiale optique et radar pour la cartographie des bancs de vase en Guyane française.	Tester le potentiel des images RADARSAT, SPOT et LANDSAT pour la détection et la cartographie des bancs de vase.	Radar, Spot et Landsat	Guyane française.	Locale	Baghdadi <i>et al.</i> , 2005

Détection à très haute résolution spatiale du blanchissement corallien sur les récifs de l'île de La Réunion	Contribuer à l'élaboration d'une chaîne opérationnelle d'acquisition et de traitement d'images destinée au suivi à grande échelle de la santé de l'écosystème récifal.	Photographie aérienne ULM	L'île de La Réunion	Locale	Pennober et Borius, 2010
Systèmes spatio-temporels de suivi de l'urbanisation littorale ouest-africaine et des impacts socio-environnementaux.	Construction du système spatio-temporel de suivi de l'urbanisation par télédétection spatiale et aéroportée, au niveau régional qu'au niveau local.	Photographies aériennes, Landsat MSS, TM et ETM+, SPOT 3, 4, 5 et MNT	Littorale ouest-africaine	Locale et Régionale	Gadal, 2011
Dispositifs de suivi des mangroves en contexte minier : mesures in situ, télédétection satellitaire optique et radar.	Voir les types des données satellitaires et fréquences des observations pour la mise en place d'un dispositif de suivi des mangroves par télédétection.	GeoEye-1 à 50 cm et DEIMOS-1	Nouvelle Calédonie	Locale	Marchand <i>et al.</i> , 2013
Apport de l'imagerie satellitaire pour le suivi du trait de côte.	Faire le suivi du trait de côte.	Pléiades	Saint-Pierre-et-Miquelon, France	Locale	Roche <i>et al.</i> , 2014
Développement d'une méthodologie pour la construction de cartes d'occupation du sol de l'île de la réunion.	Tester la performance et contribuer à l'adaptation de la chaîne de traitement Sitsproc, conçue au sein de l'UMR-TETIS afin de développer une méthode pour la production de cartes d'occupation du sol du territoire de l'île de La Réunion.	Sentinel-2 et Landsat 8	L'île de la réunion.	Nationale	Villegas, 2017

Surveillance à long terme du littoral à partir d'images satellite.	Etude de la côte néerlandaise bordant le bassin de la mer du Nord à l'aide d'images satellites pour la période 1984 - 2016.	Landsat 5, 7,8 et Sentinel 2	La côte néerlandaise	Locale	Hagenaars <i>et al.</i> , 2017
Apports de l'imagerie satellite pour le suivi de l'impact des événements cycloniques à Madagascar.	Utilisation de l'imagerie satellite pour le suivi des cyclones et la caractérisation de leur impact sur des littoraux	Spot 5, Radarsat-2, Pléiades, IMERG (micro-ondes RADAR et infra-rouge), Sentinel-2 (S2), Sentinel-1 (S1) et donnée OSM (Open street map)	Madagascar	Locale	Catry <i>et al.</i> ,2020
Assessing Fish Habitat and the Effects of an Emergency Drought Barrier on Estuarine Turbidity Using Satellite Remote Sensing	Cartographier la turbidité dans un estuaire touché par la sécheresse. Evaluer l'étendue de l'habitat d'un poisson en voie de disparition pendant le pic de la sécheresse. Evaluer l'impact de la barrière d'urgence contre l'intrusion d'eau salée sur la turbidité.	Spot 5	Le delta du fleuve Sacramento-San Joaquin, Etats-Unis	Locale	Ade <i>et al.</i> , 2021

2.1.4. La télédétection dans l'étude de l'écosystème à mangrove

Le travail dans la mangrove est difficile pour différentes raisons liées à ses caractéristiques amphibies. L'étendue de la forêt rend impossible sa couverture totale en termes d'échantillonnage sur le terrain, en plus des racines en échasse des palétuviers qui rend son accès pénible voire même impossible et chronophage (Thollot, 1996 ; Shi *et al.*, 2016). On peut évoquer aussi son caractère inhospitalier par la présence des insectes (moustiques) et des animaux sauvages (crocodile, etc...) qui sont familiers de ces écosystèmes (Moreau, 1991 ; Rochotte *et al.*, 2003a). Avec l'avancée de la technologie et l'évolution de l'observation de la terre par satellite, les problèmes d'accessibilité pour étudier cet écosystème a pu être compensé par l'accès à distance. Depuis plus de deux décennies, les informations obtenues par télédétection sont utilisées pour obtenir des faits, des données sur l'état et l'étendue des écosystèmes de mangrove. Jusqu'aux années 1970 alors que la photographie aérienne s'imposait dans l'analyse des surfaces terrestres, très peu d'études sur les mangroves ont été publiées (Kuenzer *et al.*, 2011). Leur localisation dans la zone intertropicale est sans doute un facteur explicatif. Depuis l'avènement de la télédétection spatiale dans les années 1970 et 1980, les capteurs conventionnels des satellites spatiaux (SPOT et Landsat) ont joué un rôle important dans la connaissance et la cartographie des mangroves (Kuenzer *et al.*, 2011). Le premier "Atlas mondial des mangroves" (Spalding *et al.*, 1997) a permis de fournir une évaluation réaliste et surtout normalisée des mangroves existantes et de leurs tendances évolutives, tant à l'échelle mondiale que locale (Blasco *et al.*, 1998). Guillet *et al.* (2008) pose comme principe qu'il est nécessaire d'avoir une bonne connaissance de la répartition spatiale de la mangrove pour la caractériser. Dresser une cartographie de son extension devient donc un enjeu (Murray *et al.*, 2003 ; Saleh, 2007). Pour cela, le recours à l'imagerie satellitaires devient essentiel afin de mesurer précisément l'extension de la mangrove à un instant « T » sachant que c'est un milieu extrêmement dynamique. En outre il faut être capable de fournir une représentation spatiale basée sur des typologies standard en mettant en évidence des relations entre données spectrales et indicateurs de biomasse (Ramsey et Jensen, 1996 ; Green *et al.*, 1997 ; Proisy *et al.*, 2007). Il existe de très nombreux travaux ayant pour objectifs des cartographies de la mangrove par télédétection (De Gaulejac *et al.*, 2010). Nous citerons à titre d'exemple dans le **Tableau 6**, quelques études de la mangrove par télédétection afin de montrer la variété des données et des objectifs selon les auteurs.

Tableau 6: Quelques travaux utilisant des imageries satellitaires pour l'étude de la mangrove

Titre	Objectif	Données	Zone d'étude	Echelle	Auteurs et année
Estimation de l'indice de surface foliaire des mangroves des Îles Turks-et-Caïcos (Territoire britannique d'outre-mer) à partir de données satellitaires.	Estimation de la distribution spatiale de la mangrove en utilisant l'indice LAI.	Landsat TM et Spot 3	Les Îles Turks-et-Caïcos (Territoire britannique d'outre-mer)	Locale	Green <i>et al.</i> ,1997
Techniques de télédétection adaptées à la cartographie haute résolution des écosystèmes marins côtiers tropicaux (récifs coralliens, herbiers marins et mangroves) dans la Baie de Robert dans l'île de la Martinique.	Développement d'une technique de cartographie fiable des habitats côtiers en utilisant la photographie aérienne	Photographie aérienne	La Baie de Robert dans l'île de la Martinique.	Locale	Chauvaud <i>et al.</i> , 1998
Une méthode hybride pour la cartographie précise des mangroves dans un habitat marginal à partir de données multispectrales SPOT sur le Port de Waitemata à Auckland, Nouvelle-Zélande.	Cartographie précise de la mangrove, utilisant une méthode combinée d'interprétation manuelle et de traitement automatique des données satellitaires.	Spot	Le Port de Waitemata à Auckland, Nouvelle-Zélande.	Locale	Gao, 1998
Télédétection radar des mangroves de Guyane Française.	Estimation des paramètres structuraux (hauteur, surface terrière et densité) et des biomasses sur pied.	ERS-1, JERS-1, SIR-C et X-SAR	Guyane Française.	Locale	Proisy <i>et al.</i> ,1998a

Cartographie des mangroves dans le nord-ouest de Madagascar à l'aide des données radar SPOT-XS et SIR-C.	Mettre en place des méthodes de cartographie rapides, précises et fiables, permettant de suivre les altérations de la mangrove résultant de ces activités aquacoles.	Spot-XS et Radar SIR-C	Baie de Mahajamba, Madagascar	Locale	Pasqualini <i>et al.</i> , 1999
Structure et dynamique des mangroves de la région de Kaw (Guyane française) ; étude par télédétection et analyse in situ.	Cartographie de la distribution spatiale des faciès de la mangrove. Etude de la dynamique.	Ikonos et Landsat	Guyane française	Locale	Thevand, 2002
Etude écologique pour la gestion des mangroves à Madagascar : Comparaison d'une mangrove littorale et d'estuaire à l'aide de la télédétection.	Analyser la dynamique du milieu de mangrove sur les trente dernières années.	Landsat MSS/TM et Aster	Madagascar	Locale	Andriamalala, 2007
Prévision et cartographie de la biomasse des mangroves à partir de l'analyse de la canopée en utilisant l'ordination texturale de Fourier des images IKONOS.	Cartographier une zone de mangrove à partir d'une approche mixte (fréquentielle, texturale et statistique).	Ikonos	Guyane française	Locale	Proisy <i>et al.</i> ,2007
Statistiques spatiales locales des images pour la classification de la mangrove par télédétection.	Etablir une technique d'analyse satellitaire des mangroves (télédétection) en utilisant Analyser la dynamique de la mangrove sur les trente dernières années.	Spot-5	Mangrove de Matang, Malaisie	Locale	Seng <i>et al.</i> ,2008

Cartographie harmonisée des mangroves de l'Outre-mer français.	Proposer une méthode qui vise à cartographier de manière harmonisée l'ensemble des mangroves de l'Outre-mer français et d'évaluer cette méthode au regard de sa reproductibilité et de la précision des données.	Litto 3D, Pléiades et SRTM	L'Outre-mer français.	Nationale	Taureau, 2017
--	--	----------------------------	-----------------------	-----------	---------------

En fonction des objectifs attendus, ainsi que du contexte climatique (forte nébulosité) de la zone à étudier, différentes sources de données sont utilisées dans l'étude de l'écosystème mangrove. Différents types de capteurs peuvent apporter des informations pour permettre d'étudier la mangrove que ce soit la photographie aérienne, les satellites optiques ou radar. Dans l'étude de la forêt à mangrove, la photographie aérienne panchromatique est surtout utilisée très localement, permettant la discrimination des états de surfaces (tannes, sol nus, surfaces végétalisées), et des espèces de palétuvier (« les *Avicennia* moins hauts que les *Rhizophora* dont la forme est en choux-fleurs alors que les *Avicennia* apparaissent sous un gris persillé ») (Moreau, 1991b). Pour étudier la dynamique ou l'évolution de la mangrove, la majorité des utilisateurs privilégient les données issues du satellite Landsat.

En mobilisant différentes sources de donnée spatiale optique, Taureau (2017) a pu caractériser de manière fine l'écosystème mangrove en associant trois typologies physiologiques (Hauteur, taxon et recouvrement). Cette approche montre l'intérêt de coupler différentes données pour enrichir la connaissance sur la mangrove. Si Kemavo en 2018 a montré la pertinence de l'usage de couple de données satellitaires optiques et radar dans les écosystèmes tropicaux dans différentes régions du monde, Proisy *et al.* (1998) ont montré l'intérêt du Radar dans la discrimination de la mangrove par rapport à d'autres types de végétations. Il permet aussi une bonne estimation des paramètres structuraux (hauteur, surface terrière et densité) et des biomasses sur pied.

Le lancement des deux satellites Sentinel-2 fourni d'avantage de possibilité pour l'estimation des biomasses aériennes des mangroves sous le tropiques (Pham *et al.*, 2019). Deux auteurs ont comparés les performances de différents capteurs optiques et ont conclu que les données de Sentinel-2A ont donné un résultat prometteur ($R^2= 0,92$) pour l'estimation de la biomasse aérienne de la mangrove aux Philippines (Castillo *et al.*, 2017 ; Baloloy *et al.*, 2018).

2.1.4.1. Les méthodes de classification de la mangrove

Le traitement d'image satellitaire a pour objectif d'extraire le maximum d'information utile pour le futur utilisateur de l'image. Le principe est d'attribuer une étiquette à chaque pixel similaire d'une image parmi une collection définie auparavant, que l'on appelle l'ensemble des classes. En zone côtière, un ensemble de classes serait : récif, herbier, mangrove (Pony *et al.*, 2000; N'Goran, 2016). Pour l'identification et la cartographie de la forêt de mangrove, il existe deux techniques de classification telles que la classification supervisée et non supervisée (Ferreira *et al.*, 2009 ; Everitt *et al.*, 2010).

Dans le cadre de cette thèse, c'est la classification supervisée qui a été utilisée, dont la classification « par pixel » et « orienté-objet ».

2.1.4.1.1. La classification supervisée par pixel

Dans le domaine de classification d'image, l'utilisation de l'information radiométrique d'une ou plusieurs bandes spectrales est une des méthodes les plus utilisées pour classifier chaque pixel individuellement. Elle est caractérisée par deux étapes, dont : la première consiste en l'apprentissage, où on construit les classes de pixel et la deuxième l'affectation de chaque

pixel à la classe dont le centre de gravité correspond à la couleur le plus proche de celle du pixel à classer (Touhami, 2005). La classification supervisée par pixel nécessite donc la création des zones d'entraînement (ensemble de pixel) pour chaque classe que l'on souhaite obtenir. Le nombre de classe doit être connu au préalable car les choix de l'ensemble d'apprentissage dépendent de celle-ci (Pony *et al.*, 2000; Cherel, 2010; N'Goran, 2016). Le résultat de cette classification est une image composée de pixels appartenant chacun à un thème spécifique (exemple : eau, mangrove, champs de culture, bâtiment, etc...) (Cherel, 2010 ; N'Goran, 2016). Cette méthode de classification par pixels est délicate à faire du fait de l'augmentation des risques des confusions radiométriques entre les classes avec la résolution des capteurs et l'hétérogénéité spatiale des milieux (Cherel, 2010). Selon la variété des algorithmes utilisés, il existe divers types de classification :

- Paramétrique : il associe à la signature spectrale (ou profil) une distribution statistique connue, le plus fréquemment pour le traitement d'images, la loi normale ou multi normale. Cette association offre la possibilité d'affecter à chaque pixel une probabilité d'appartenance à une classe donnée (N'Goran, 2016).

- Non paramétrique : aucune distribution statistique paramétrique n'est exploitée, seule la distance spectrale est prise en compte. Cette catégorie comprend notamment les méthodes fondées sur la minimisation de distance (hyper boîte ou parallépipédique, la distance minimale et la distance de Mahalanobis, K plus proches voisins, Kmeans, ISODATA, etc...) (N'Goran, 2016).

- Non paramétriques à noyaux: réseaux neuronaux et les Machines à Supports Vecteurs (SVM) (Masse, 2014; N'Goran, 2016).

Dans le cadre de cette étude, l'extraction des différentes classes d'espèces de palétuviers a été faite en utilisant l'algorithme de classification par Maximum de Vraisemblance (*Maximum Likelihood Classifier* ou *MLC*). Cette méthode fut développée par Fisher en 1922 et elle a comme principe: chaque pixel de l'image sera associé à la classe dont il maximise la probabilité d'appartenance (Masse, 2014). Dans le domaine de la classification d'image, c'est l'un des algorithmes les plus utilisés car c'est une méthode qui minimise le risque d'erreur en se basant sur des lois de probabilité (N'Goran, 2016 ; Taureau, 2017). Par contre, la création des zones d'entraînement fiable nécessite une bonne connaissance préalable du terrain et que celles-ci doivent inclure suffisamment de pixels pour que la distribution suive la loi normale (Taureau, 2017). Certes, la méthode de classification par pixel est la plus couramment utilisée pour la

classification des images satellitaires mais elle présente tout de même des inconvénients : l'agencement des pixels voisins n'est pas pris en compte puisque les classes sont construites sur la base de l'homogénéité de l'information spectrale uniquement (Schiewe *et al.*, 2001). De ce fait, les résultats de la classification donne un effet "poivre et sel", qui rend difficile l'interprétation de l'image (Karsenty, 2005).

2.1.4.1.2. La classification supervisée par orienté objet

C'est une classification supervisée par arbre hiérarchique utilisant des fonctions d'appartenance (Sellin *et al.*, 2015). Dans l'approche orienté-objet, l'image est considérée comme un ensemble de régions significatives (objets). Cette approche comprend deux étapes principales : la **segmentation**, consistant à la création des objets images et la **classification** de ces objets. Ce type de classification offre la possibilité de travailler sur plusieurs niveaux de segmentation afin d'affiner au mieux le processus de classification.

Le processus de segmentation a pour objectif, la création des zones individuellement définies en termes d'homogénéité spectrale, texturale et spatiale ou selon les catégories thématiques spécifiques à l'étude. Ce qui fait l'avantage de l'orienté-objet est qu'elle permet des calculs statistiques et de texture significative, en utilisant la forme (la longueur, le nombre de bords, etc...), les caractéristiques topologiques (voisin, super-objet, etc.) et la relation étroite entre les objets du monde réel et les objets images. Cela améliore nettement la valeur de la classification finale, ce qui ne peut pas être satisfaite par des approches communes, basées sur les pixels (Schiewe *et al.*, 2001 ; Benz *et al.*, 2004 ; N'Goran, 2016). Pour contrôler l'algorithme de segmentation, trois paramètres telles que l'échelle (taille de l'objet), la forme et la compacité sont disponibles (Liu *et al.*, 2012). Parmi les trois paramètres, l'échelle est considérée comme la plus importante du fait qu'elle permet de contrôler la taille des objets, ce qui a un impact direct sur l'étape de classification (Smith, 2010 ; Kim *et al.*, 2011 ; Myint *et al.*, 2011). Les paramètres « forme » et « compacité » contrôlent l'homogénéité des objets et peuvent être ajustés entre 0 et 1. Le facteur forme ajuste l'homogénéité spectrale par rapport à la forme des objets, tandis que le facteur de compacité, équilibre la compacité et la lissage, détermine la forme de l'objet entre les limites lisses et les bords compacts (Myint *et al.*, 2011). Lorsque les objets sont définis, la classification permet de les regrouper à l'aide d'attributs spectraux (ex : moyenne de niveaux de gris de l'objet), spatiaux (ex : taille de l'objet, critère

de forme), structuraux (relation spatiale entre les objets) ou d'autres variables géographiques (ex : altitude, pente ou densité de population). Il est à noter que le résultat final de l'analyse de l'image dépend grandement de la qualité de segmentation (Taubenböck *et al.*, 2006; Dey *et al.*, 2010).

Dans le domaine du traitement orienté-objet des images, le logiciel eCognition est pionnier. Il a été développée par Definiens Imaging en Allemagne (Karsenty, 2005) et c'est le même logiciel en version 9.0 qui a été utilisé dans le cadre de ce travail. Il y a plusieurs types de segmentation dans eCognition mais dans le cas de notre étude, c'est la « segmentation multi-résolution » qui a été utilisée dont le principe se base sur une méthode ascendante de croissance de région (Sparfel *et al.*, 2010). Elle présente plusieurs atouts, comme :

- La pondération des bandes en fonction de leur intérêt
- La possibilité de regrouper les objets suivant des critères (paramètre d'échelle, de couleur, de forme et de compacité)
- La possibilité d'effectuer une segmentation plus fine de l'image aux différents niveaux hiérarchiques afin d'isoler au mieux les objets qui partagent les mêmes caractéristiques.
- La possibilité d'intégrer des données externes de type raster ou vecteur.
- La possibilité d'intégrer des canaux à différentes résolutions sans rééchantillonnage.

Cette approche a prouvé son efficacité dès lors que l'on désire extraire des informations d'images à haute et très haute résolution spatiale (HRS/THRS) et aux capteurs multi-résolution spatiale donc à nos images Sentinel-2 et Landsat (Blaschke, 2010 ; Robin *et al.*, 2011).

2.1.4.1.3. Les indices et bandes utilisées

Exposés au rayonnement électromagnétique, les surfaces interagissent de manières différentes selon le domaine spectral ciblé. En d'autres termes, les propriétés intrinsèques ou encore les signatures spectrales des objets sont définies par les variations spectrales des objets en fonction des longueurs d'ondes (Kregomard, 1990 ; Bonn, 1993). Selon la composition de la cible (objet) et la longueur d'onde du rayonnement qui lui est propre, des réponses très différentes aux mécanismes d'absorption, de transmission et de réflexion peuvent être observés (Bonn et Rochon, 1992b).

De ces faits, différents bandes et indices sont utilisées pour la classification des objets de notre étude :

➤ **La bande proche infrarouge (PIR)**

Dans la bande du visible, la réflectance de l'eau pure est assez forte mais très faible dans le proche infrarouge (Chamaillé, 2008). L'eau est connue pour sa propriété absorbant les rayonnements de la bande rouge et infrarouge. On observe très bien ce phénomène d'absorption de l'eau dans la partie proche infrarouge sur un image satellitaire Sentinel-2 ci-dessous (**Figure 29**) où elle apparait en gris foncé (Chamaillé, 2008; Loubersac, 2010). Cette propriété de l'eau dans la bande proche infrarouge nous a été utile dans l'approche orienté-objet pour la segmentation et la classification au premier niveau.

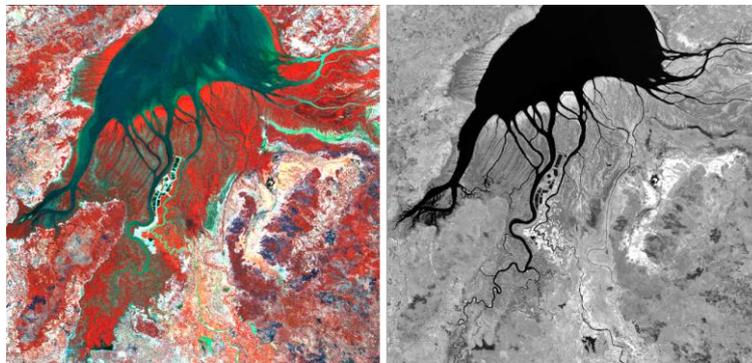


Figure 29: L'image en panchromatique (droite), montre la distinction de la zone en eau (en noir) avec la bande 8 (PIR) de l'image Sentinel-2.

➤ **L'indice de végétation NDVI**

L'indice de végétation par différence normalisé (NDVI) ou indice de Tucker est l'indice la plus connu et le plus utilisé (Rouse et Haas, 1973 ; Tucker, 1979). Il est calculé avec la formule suivante :

$$\text{NDVI} = (\text{PIR} - \text{R}) / (\text{PIR} + \text{R}) \text{ (Tucker, 1979)}$$

Avec PIR pour le proche infrarouge et R pour le rouge

Grâce à la normalisation par la somme des deux bandes, le NDVI conserve une valeur constante quelle que soit l'éclairement global, contrairement à la simple différence qui est

très sensible aux variations d'éclairement (UVED, 2008)¹⁹. Pour le calcul du NDVI, les bandes proche infrarouge et rouge sont utilisées car elles sont sensibles à l'activité chlorophyllienne et au taux de recouvrement par la végétation (Hardisky *et al.*, 1983). La végétation présente une forte réflectance dans le proche infrarouge et une réflectance faible dans le rouge contrairement à d'autres surfaces comme l'eau qui présente une réflectance faible dans le rouge et nulle dans le proche infrarouge. Cet indice a une valeur comprise entre -1 et +1, où :

- Entre -1 et 0, le NDVI indique l'absence de végétaux dans le milieu (roche, sol, eau, neige, nuages..., sol nu = 0) dont la réflectance dans le Rouge est supérieure à celle du proche infrarouge (Townshend et Justice, 1986 ; Tucker et Sellers, 1986).
- De 0 à +1, il indique la présence croissante de végétaux chlorophylliens. Plus les végétaux sont denses, plus ils sont en bonne santé, et plus la valeur du NDVI est proche de 1, tout ceci en liaison avec le pourcentage du taux de recouvrement de la canopée (Townshend et Justice, 1986 ; Tucker et Sellers, 1986).

Visuellement, le néo-canal résultant présente un gradient croissant d'activité végétale allant du noir (absence de couverture) au blanc (activité chlorophyllienne très élevée) (**Figure 30**). Cet indice de végétation a depuis longtemps été utilisé pour caractériser de nombreuses propriétés de la végétation, comme la fermeture de la canopée (Jensen *et al.*, 1991 ; Ramsey et Jensen, 1996 ; Green *et al.*, 1997) ou comme un proxy du LAI (Kovacs *et al.*, 2004 ; Mannschatz *et al.*, 2014). De nombreuses études ont utilisé cet indice pour caractériser la densité de la mangrove comme (Giri *et al.*, 2007 ; Thu et Populus, 2007 ; Satyanarayana *et al.*, 2011 ; Kuenzer *et al.*, 2011 ; Umroh et Saric, 2016 ; Sari et Rosalina, 2016 ; Taureau, 2017). Dans notre processus de classification de la végétation ainsi que le taux de recouvrement (fermeture de la canopée) de la mangrove, c'est l'indice de végétation NDVI qui est utilisé.

¹⁹<https://e-cours.univ-paris1.fr/modules/ued/envcal/html/vegetation/indices/qques-indices/indices-simples.html>

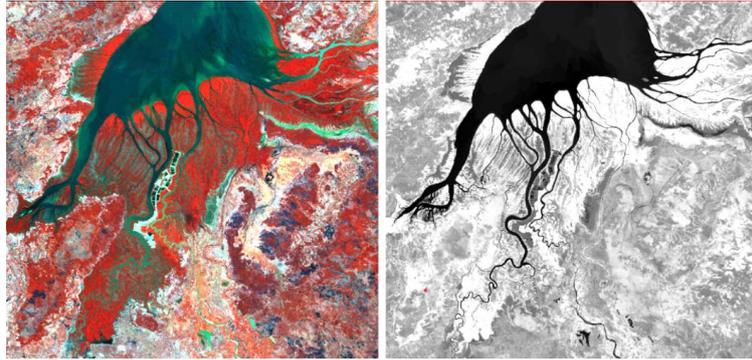


Figure 30: L'image en panchromatique (droite), montre la zone végétalisée (en blanc) avec l'indice de végétation NDVI calculé sur de l'image Sentinel-2 (où rouge : B4 et PIR : B8)

➤ **Le canal moyen infrarouge (MIR)**

Le canal moyen infrarouge est spécifiquement intéressant dans la télédétection de la mangrove. Plusieurs études ont souligné l'efficacité de cette bande pour la distinction de la surface à mangrove pour le cas du Landsat-7 et Landsat-8 (Wickramasinghe *et al.*, 2012 ; Pagkalinawan, 2015). La **Figure 31** ci-dessous montre la propriété du moyen infra rouge du Sentinel-2 dans la distinction de la mangrove (en gris foncé) par rapport aux autres végétations. Cette distinction très significatives des spectres des mangroves par rapport aux autres couvertures végétales dans le MIR ont été aussi souligné par (Wickramasinghe *et al.*, 2012). Cela est dû au fait que le moyen infra rouge est sensible à l'eau (Kou *et al.*, 1993 ; Shi et Wang, 2014 ; Vanhellemont et Ruddick, 2015) et donc à la teneur en eau de la végétation (Hardisky *et al.*, 1983; Ceccato *et al.*, 2001 ; Chen *et al.*, 2005). Vient s'ajouter à cela aussi, la sensibilité de la bande moyen infrarouge à l'humidité du sol (Gramond *et al.*, 2005). Cela facilite la délimitation de la zone à mangrove par sa caractéristique et positionnement intertidale (**Figure 31**) et aussi la caractérisation des substrats comme les bancs de vases.

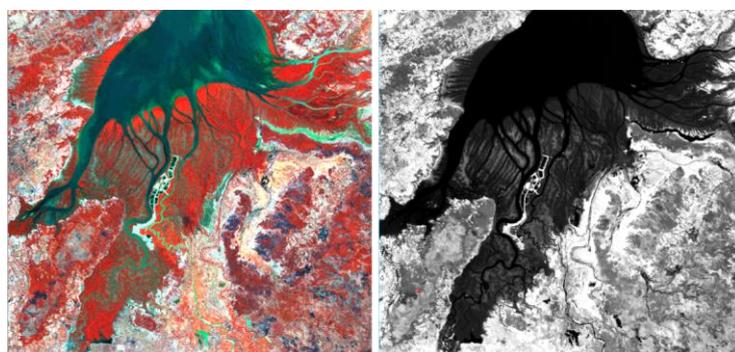


Figure 31: L'image en panchromatique (droite), montre la distinction de la mangrove (gris foncé) par rapport aux autres végétations avec la bande 11 (MIR) de l'image Sentinel-2.

2.1.5. Historique de l'utilisation de la télédétection pour caractériser la mangrove à Madagascar

D'après Rasolofoharinoro *et al.*(1998), il n'existait pas encore de documentation sur les applications de la télédétection à l'étude des mangroves à Madagascar, même s'il y avait quelques tentatives préliminaires non publiées (SECA, 1992). C'est eux qui ont mené la première étude sur le complexe deltaïque de la Baie de Mahajamba avec des images satellitaires SPOT 1 et 2. En 2010, Robin *et al.*, ont étudié la mangrove de la Baie de Mahajamba avec une méthode orientée objet, montrant ainsi la multiplication de l'usage de la télédétection pour étudier la mangrove de Madagascar.

Aujourd'hui à Madagascar, il existe des nombreux travaux publiés sur l'estimation de la surface de mangrove à l'échelle du territoire. Ces produits ne sont souvent pas comparables car les définitions de la mangrove sont différents, les échelles sont différentes, les méthodes ne sont pas comparables et aucune ne s'inscrit dans le temps (Renoux, 2011 ; Shapiro et Küchly, 2018). Si on utilise ces publications, entre les années 1990 et 2018, la superficie de la mangrove Malagasy varie de 330 000 ha à 210 000 ha (**Figure 32**) mais compte tenu du contexte décrit précédemment, il est difficile d'évaluer la réalité de cette dynamique à l'échelle de Madagascar bien que sur certaines zones comme la baie de Bombetoka présente indéniablement une forte déforestation (Randriamiarisoa, 2015). En 2017, Andriantsiaronandroy montrait que ce problème de la mesure était volontairement ignoré par certains décideurs et ONG locaux qui parlent de dégradation généralisée. Or le sujet est complexe dans un système d'hyper-sédimentation comme la côte ouest malgache. A Madagascar, si on traduit les mesures de la superficie des mangroves en dynamiques, les discours vont d'un point de vue alarmante à rassurante qui est une polémique constante entre les différents acteurs. Si on se focalise sur deux estimations de la superficie de mangrove de Madagascar pour l'année 2018, où la WWF (2019) affiche une superficie égale à 390 853 ha montrant une régénération de la mangrove tandis que Shapiro et Küchly, 2018 prônent sa dégradation avec une superficie égale à 204 486 ha (**Figure 32**).

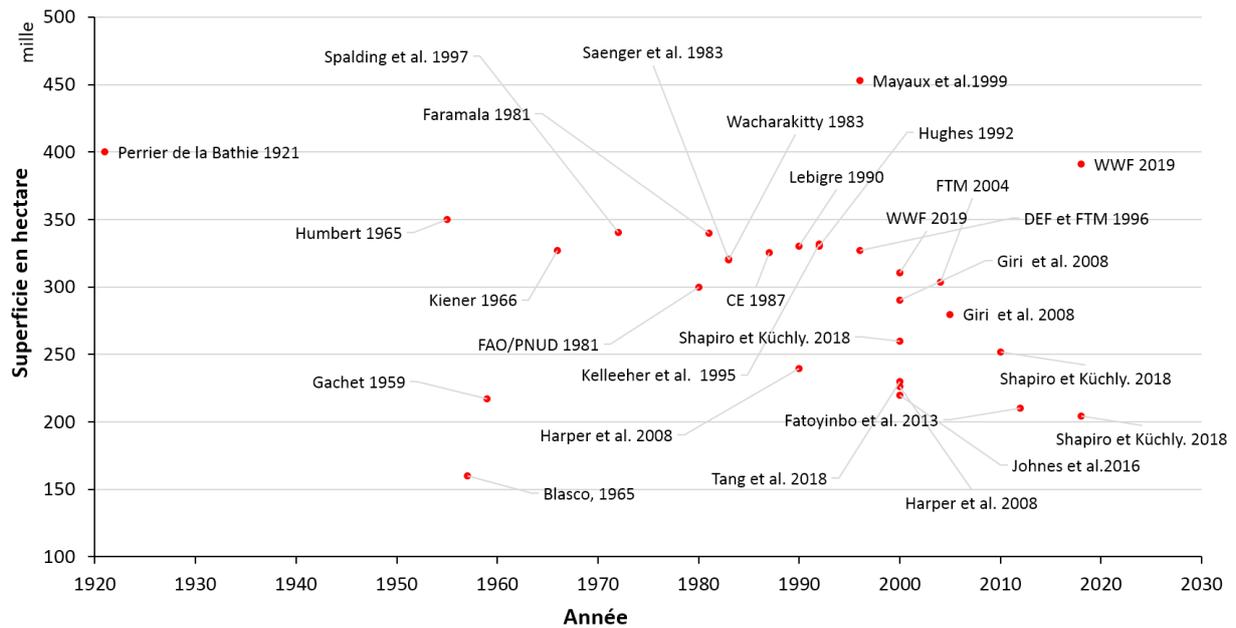


Figure 32: Les estimations de la surface de mangrove de Madagascar depuis 1990 selon les différents travaux publiés.

A Madagascar, l'usage des imageries satellitaires pour étudier l'écosystème mangrove est généralement axé vers les données comme le Landsat et même des images de Google Earth. Ces choix sont surtout guidés par l'accessibilité aux données (gratuité) ainsi qu'à la profondeur temporelle des données Landsat permettant de faire une étude diachronique de l'écosystème mangrove. Seules les études en coopération avec des organismes des pays du nord ont pu bénéficier des images payantes comme SPOT.

Jusqu'à aujourd'hui, les études sur la mangrove malgache avec des images de très haute résolution sont rares. La majorité des études utilisant l'outil spatial effectué à Madagascar a pour objectif de voir la dynamique de l'évolution de la mangrove dans un contexte de gestion. C'est pour cela que les images les plus appréciées restent celle de Landsat. Les images comme SPOT 5 sont plutôt utilisées dans le cadre des études plus détaillées comme celle faite par Robin *et al.* en 2010 où ils ont expérimenté la classification des espèces de palétuviers. Il y a aussi des études utilisant l'image de très haute résolution de Google Earth comme l'étude faite sur la mangrove de la côte est par Rakotomavo *et al.* (2018). Dans leur étude en 1999, afin de voir les tendances écodynamiques des mangroves, Pasqualini *et al* ont combinés deux sources de données Spot et Radar montrant ainsi la multitude de données qui peuvent être mobilisées pour étudier cet écosystème si complexe.

Le **Tableau 7** ci-dessous nous montre quelques exemples de travaux existant à Madagascar sur l'usage de la télédétection pour étudier l'écosystème mangrove.

Tableau 7: Quelques travaux utilisant des imageries satellitaires pour l'étude de la mangrove à Madagascar

Titre	Objectif de l'étude	Données utilisées	Auteurs et année
Etude des mangroves à Madagascar basée sur une méthodologie de télédétection.	Produire un inventaire précis des différentes composantes du système de mangrove et évaluer leurs tendances évolutives dominantes.	Spot 1 et 2	Rasolofoharino <i>et al.</i> , 1998
Cartographie des mangroves dans le nord-ouest de Madagascar à l'aide des données radar SPOT-XS et SIR-C.	Mettre en place des méthodes de cartographie rapides, précises et fiables, permettant de suivre les altérations de la mangrove résultant de ces activités aquacoles.	Spot-XS et Radar SIR-C	Pasqualini <i>et al.</i> , 1999
Etude écologique pour la gestion des mangroves à Madagascar : Comparaison d'une mangrove littorale et d'estuaire à l'aide de la télédétection.	Etablir une technique d'analyse satellitaire des mangroves. Analyser la dynamique du milieu de mangrove sur les trente dernières années	Landsat MSS/TM et Aster	Andriamalala, 2007
Répartition et dynamique des forêts de mangrove à Madagascar (1975-2005).	Quantifier la dynamique, la distribution spatiales et temporelles des forêts de mangroves et identifier les causes immédiates des changements de 1975 à 2005 en utilisant des données de télédétection.	Landsat	Giri et Muhlhausen, 2008
Cartographie de la mangrove du delta de la Mahajamba (nord-ouest de Madagascar) par classification d'une image Spot selon une approche orientée objet.	Apporter un éclairage sur la possibilité d'améliorer la discrimination des mangroves et ouvre des perspectives sur la spatialisation des relations allométriques afin d'accéder à l'estimation quantifiée de la ressource bois disponible à partir de l'imagerie satellitaires.	Spot 5	Robin <i>et al.</i> , 2010

Dynamique des forêts de mangrove dans le delta du fleuve Mangoky (Madagascar), sous l'influence de facteurs naturels et humains.	Donner une réponse partielle à ces besoins scientifiques : (1) en déterminant la superficie et l'état actuel de la forêt de mangrove dans le delta de Mangoky, (2) en analysant les changements intervenus entre 1951 et 2000, et (3) en déduisant les causes naturelles et humaines de cette évolution.	Landsat TM et ETM+	Rakotomavo et Fromard, 2010
Caractérisation des surfaces de mangrove de la côte ouest Madagascar en 2013. Application à la caractérisation de l'évaluation des stocks de crabes <i>S. serrata</i> . Rapport pour la COI, programme SMARTFISH.	Mis à jour de l'estimation de la superficie en mangroves sur la côte ouest de Madagascar en 2013.	Spot 5	Valade <i>et al.</i> , 2015
Les mangroves de Madagascar : Quantification des dynamiques nationales et spécifiques aux écosystèmes, et cartographie contemporaine détaillée d'écosystèmes distincts.	Calculer la dynamique nationale des mangroves de Madagascar de 1990 à 2010, et examiner les changements de plus près en divisant la distribution nationale en écosystèmes primaires (c'est-à-dire >1000 ha).	Landsat	Jones <i>et al.</i> , 2016
Caractérisation et évolution récente des mangroves d'Ankiembe et de Sarodrano (Toliara-Madagascar) par télédétection spatiale. Des mangroves d'Ankiembe et de Sarodrano (Toliara-Madagascar) par télédétection spatiale.	Etablir un diagnostic le plus précis possible de l'état actuel (2014) ainsi que la dynamique d'évolution récente (1987-2012) de la mangrove de deux sites de la région de Toliara dans le Sud-Ouest de Madagascar.	Spot 1 et 5	Andriantsiaronandro <i>y et al.</i> , 2017
Les mangroves de l'Est de Madagascar : Potentiels et pressions écologiques.	Fournir des données essentielles sur sa répartition spatiale, son potentiel écologique et les pressions qu'il subit.	Landsat 8 OLI et Google Earth	Rakotomavo, 2018
Impact des pressions anthropiques urbaines sur la forêt de mangrove de Sainte Marie (Est de Madagascar).	Identifier les menaces anthropiques sur cet écosystème, dans le cadre du développement urbain, y compris le processus d'occupation du territoire et la construction d'infrastructures routières.	Google Earth	Rakotomavo <i>et al.</i> , 2018

Analyse des mangroves de Madagascar.	Obtenir une vision cohérente de l'étendue et de l'évolution de la mangrove de 1995 à 2018, avec une résolution de 30 m en appliquant des méthodes normalisées et automatisées.	Landsat	Shapiro et Küchly, 2018
--------------------------------------	--	---------	----------------------------

2.2. L'information géographique numérique aux services des concepts de gestion des espaces et des ressources côtières dans les pays du sud

2.2.1. De l'émergence des SIG à leur utilisation dans les pays du sud

Conçus au Canada en 1970 (Tomlinson, 1970), les systèmes d'information géographiques (SIG) sont des applications pensées pour recueillir, stocker, traiter, analyser, gérer et présenter tous les types de données géographiques. Là où l'information géographique se définit globalement comme la représentation d'un objet ou d'un phénomène réel localisé dans l'espace à un moment donné (Denègre et Salgé, 1997). Elle est caractérisée par une composante purement spatiale (localisation, emprise spatiale) et une composante sémantique (caractéristiques de l'objet). L'émergence des applications informatiques dédiées à l'information géographique datent de la décennie 1980-1990 grâce à la sophistication des outils de traitement d'images et à la spécialisation des capteurs embarqués (Robin et Gourmelon, 2005) donc est fortement liée à la télédétection. Si dans les pays développés la production d'informations géographiques numériques ainsi que les moyens de les partager ne cessent de croître depuis cette période une véritable fracture numérique se creuse avec les pays en voie de développement en raison des conditions politiques, institutionnelles, technologiques et humaines moins favorables (Baudouin, 1996 ; Mouafo, 2000 ; Nwilo, 2004 ; Pennober et Georis-Creuseveau, 2005 ; Pennober *et al.*, 2005). Très tôt Dunn *et al.* (1997), analysent que les SIG sont des technologies coûteuses qui confinent les pays du Sud dans une dépendance accrue en termes de technologies, de formation et de connaissances vis-à-vis des pays du Nord. Cette dépendance est difficilement compensable dès lors que l'on parle d'information géographique de référence car les instituts géographiques nationaux ont pendant longtemps été cantonnés dans l'utilisation et la mise à jour des données postcoloniales alors que partout sur la planète était revue dans les années 2000 la façon de mesurer et représenter la Terre. Madagascar en est une bonne illustration, qui subsiste encore aujourd'hui à travers une information géographique de référence localisée dans le datum Tananarive 1925 basé sur l'Ellipsoïde International 1924 et projetée en Laborde Mercator oblique alors que les données internationales sont exprimées dans le Géoiide WGS84 et projetées en Universal transverse Mercator (UTM) (Randrianarison et Razafindrabe, 2005) sans qu'il existe de système fiable de transposition de l'un vers l'autre (Pennober, 2010).

Malgré ces difficultés l'information géographique s'est petit à petit beaucoup démocratisée dans les pays en voie de développement. Le développement de la télédétection comme nous l'avons vu précédemment mais aussi des logiciels libres (GRASS, QGIS) en est une explication même si c'est d'abord la prolifération des licences piratées (ARCVIEW) qui a favorisé le développement des SIG en Afrique. En 2006 la revue Webmanagercenter²⁰ notait que 80 % des logiciels utilisés en Afrique étaient piratés tout domaine confondu. Plus que le piratage, le libre accès aux logiciels et surtout aux codes sources des logiciels permet de développer localement une compétence scientifique et technique de même niveau que dans le reste du monde, de maîtriser en profondeur la technologie et les ressources utilisées. Cela favorise donc l'indépendance technologique et le développement économique. Enfin, cette égalité d'accès à la connaissance et à la formation permet une intégration et une participation au tissu technologique mondial²¹ au lieu d'en être juste des pirates.

L'information géographique numérique et les logiciels associés sont des vecteurs incontournables de la production et du partage de la connaissance. La notion de « contenant » et de « contenus libres » promeut, « dans un cadre naturel de coopération entre égaux : l'intégration sans l'aliénation »²¹. Dans le domaine des SIG, l'accroissement de l'accessibilité des logiciels, avec le développement des logiciels SIG bureautique, le partage plus important de données entre organisations/individus et l'émergence de l'internet ont fait que les utilisateurs de données sont désormais rarement ceux qui ont produit ces données » (Pennober, 2010).

L'autre enjeu pour les pays en voie de développement c'est la formation dans le domaine de la géomatique. La coopération dans ce domaine à Madagascar date des années 1990 avec par exemple un Master co-habilité entre l'école polytechnique de Madagascar et l'université de Bordeaux orienté télédétection puis un master co-habilité entre les universités de La Réunion et d'Antananarivo (2011-2015). Ces formations, co-portées par des organismes de formations malgaches sont des exemples qui ont fonctionnés dans la durée ou ont débouché sur des formations autonomes malgaches. Tout cela contribue et favorise le développement de l'usage et de la technicité liée au SIG dans les pays du sud. Le plus grand risque dans le domaine de la formation serait, comme dans tous les domaines de la formation en informatique,

²⁰ <https://www.webmanagercenter.com/2006/10/12/21145/81-des-logiciels-utilises-en-afrique-proviennent-de-piratages-selon-des-experts/>

²¹ <https://interstices.info/les-logiciels-libres-une-chance-pour-les-pays-en-developpement/>

l'ingérence de sociétés commerciales dans les actions de formation des pays en développement. En effet, en prenant le contrôle du contenu des formations et des certifications à la place des organismes publics, les entreprises privées peuvent réduire un enseignement à de simples formations d'utilisateurs de leurs produits. De même, les contextes étant différents, les formations créées pour les pays du Nord ne sont pas toujours adaptées aux besoins des Sud ²¹.

N'oublions pas en outre que dans les pays du nord, le développement de l'information géographique est fortement soutenu par le développement de l'internet et du partage de donnée (Mericskay et Roche, 2010) . Dans les pays du sud, malgré des nombreuses avancées et l'accès à l'internet, le faible débit offert freine l'acquisition, le partage des données (information géographique) et donc le développement de son usage. Le développement des plateformes de traitement en ligne constitue un élément de réponse comme Google Earth engine (Gorelick *et al.*, 2017 ; Mutanga et Kumar, 2019) même s'il faut rester très vigilant (fermeture de Google map) . Les initiatives tels OSM (Open Street Map) compense l'accessibilité et l'absence des données de référence partagé puisque ces données sont ouvertes et disponibles pour toute la planète (Rezakhanlou *et al.*, 2017). Elle offre à ce titre une "alternative intéressante à l'information géographique générée par des professionnels, lorsque cette dernière est trop coûteuse, qu'elle n'existe pas pour une thématique donnée, ou bien que des mises à jour temporelles sont nécessaires (Goodchild, 2007).

2.2.2. L'information géographique dans la gestion des espaces marins et côtiers

L'information géographique numérique accompagne toutes les politiques publiques de gestion des espaces côtiers. En tant que type d'information particulier, l'information géographique est reconnue comme un élément clé pour la prise de décisions tant dans la sphère publique que privée (Masser et Onsrud, 1993 ; Clinton, 1994 ; Gore, 1998 ; Williamson *et al.*, 2003 ; Maguire et Longley, 2005 ; Longhorn et Blakemore, 2007; Vandenbroucke *et al.*, 2009). Il est d'ailleurs avancé, sans réelle vérification, que 80 % de l'ensemble des informations possèdent une composante géographique (Klinkenberg, 2003 ; Longhorn, 2003 ; Paudyal *et al.*, 2013 ; Vockner *et al.*, 2013). Et selon Pennober *et al.* (2005), « la cartographie constitue une des assises fondamentales de la planification tant à l'échelle locale, régionale, nationale qu'internationale. "Dessiner" le monde aide à sa compréhension : en offrant la

possibilité d'afficher, d'étudier l'emprise spatiale des phénomènes ainsi que les interactions spatiales qu'ils génèrent ». Comme outil ou concept pour la gestion des espaces côtiers, on prendra pour exemple la GIZC (Gestion Intégrée de la Zone côtière), la PSM (Planification Spatiale Marine) et la gestion écosystémique.

➤ **La Gestion Intégrée de la Zone côtière** est « une méthode de gouvernance pour obtenir une intégration d'objectifs et d'enjeux complexes avec un nombre illimité d'acteurs » C. Le Visage (2004) in (Meur-Ferec, 2009). Dans ce concept GIZC, rappelons que les conditions essentielles à son opérationnalité sont la disponibilité de connaissances pluridisciplinaires et la capacité à produire une information synthétique à partir des données initiales brutes (Gourmelon *et al.*, 2006). Dans ce cadre, l'information géographique est fondamentale puisqu'à travers la SIG, il est possible de replacer dans un cadre cohérent les données géoréférencées acquises par différentes méthodes géomatiques, de les analyser et de les cartographier (Denègre, 1992). Depuis une décennie, la télédétection combinée à un SIG est de plus en plus appréciée comme outil de GIZC car le SIG est bien adapté pour intégrer les différents produits dérivés de la télédétection avec d'autres sources de données (Vanderstraete *et al.*, 2005). En 2005, Pennober *et al.*, en exploitant des bases de données SIG pour la Gestion Intégrée de la zone côtière en Afrique de l'Ouest (estuaires bissau-guinéens et sur l'archipel des Bijagos) ont pu aboutir à la création de cinq aires marines protégées (AMP).

➤ **La Planification Spatiale Marine** est « une façon pratique de créer et d'établir une organisation plus rationnelle de l'utilisation de l'espace marin et des interactions entre ses utilisations, afin d'équilibrer les demandes de développement et la nécessité de protéger les écosystèmes marins, et d'atteindre les objectifs sociaux et économiques de manière ouverte et planifiée» (Ehler et Douvère, 2009). Dans ce dispositif de planification, l'ensemble des actions visant à renseigner les graphies en mer (traces marquées, empreintes, formes) et leurs représentations *en* et *par* les cartes, est fondamental (Ehler et Douvère, 2007, 2009). La PSM se base alors principalement sur l'information géographique et de la cartographie pour son exercice décisionnel (Leroy, 2018). L'utilisation et la pertinence des données spatiales pour soutenir une prise de décision éclairée en matière de planification de l'espace marin ont été de plus en plus démontrées (Caldow *et al.*, 2015). Par exemple, la cartographie de la sensibilité des oiseaux de mer aux parcs éoliens (Bradbury *et al.*, 2014), l'évaluation des interactions

potentielles des baleines avec la navigation (Petruny *et al.*, 2014), la cartographie de l'activité de pêche en mer (Campbell *et al.*, 2014) et côtière (Breen *et al.*, 2015) ou la cartographie des informations ethnographiques (Sullivan *et al.*, 2015). Les décideurs et les planificateurs sont de plus en plus férus de diagnostics spatiaux au cours des différentes phases des processus de planification de l'espace marin, car cela leur permet d'explorer les données, d'élaborer et d'évaluer les scénarios de planification (Stelzenmüller *et al.*, 2013).

➤ **La gestion écosystémique** est « une approche intégrée de la gestion qui prend en compte l'ensemble de l'écosystème, y compris les humains. Son objectif est de maintenir un écosystème en bonne santé, productif et résilient, afin qu'il puisse fournir les services que les humains souhaitent et dont ils ont besoin » (Mc Leod et Leslie, 2012). Selon Wang (2009), La SIG facilite l'approche écosystémique sur des questions relatives à l'environnement côtier via l'élaboration d'informations normalisées et régionales sur l'occupation du sol, permettant ainsi aux gestionnaires de ressources de coordonner la planification des ressources partagées. Dans ce domaine, la SIG permet de montrer les interactions dynamiques entre les espèces et les caractéristiques océanographiques à une échelle spatiotemporelle, en combinant la répartition géographique des espèces selon leur cycle de vie avec les résultats d'une analyse océanographique (Valavanis, 2019).

2.2.3. Mobilisation de l'information géographique dans la gestion de l'environnement marin et côtier à Madagascar

Comme nous l'avons déjà évoqué, la production d'information géographique à Madagascar a été soutenue par la télédétection haute résolution et freinée par des problèmes de référentiel géographique. Amelot en 2013, notait en outre que la cartographie est un instrument très difficile d'accès pour les acteurs locaux à Madagascar et l'information géographique y est rare et difficile d'accès. Même si elle existe, elle est plus souvent partielle et partielle, produite et manipulée par des acteurs extérieurs aux sociétés locales, pour des objectifs qui leurs sont propres.

On trouve ainsi peu d'études portées par des institutions malgaches mobilisant des approches spatiales sur la gestion des écosystèmes côtiers pour la gestion des ressources. Nous retiendrons ici trois études significatives.

En 2016, Andriamiadanarivo a effectué une étude intitulé « gestion des ressources halieutiques pour le développement durable du territoire d'Antenina, district Ambilobe, région Diana ». L'étude de l'usage du sol a permis de caractériser la disponibilité des terrains à vocation agricole pouvant améliorer le rendement en riziculture de cette zone qui est faible (due aux techniques traditionnelles et la non exploitation des surfaces disponibles). L'objectif à travers ces constatations est de montrer les potentiels afin de mobiliser des partenaires ou des bailleurs pouvant s'investir dans ce domaine. Le renforcement des rendements par la création de nouveaux parcelles a pour objectif d'augmenter les revenus rizicoles afin d'atténuer la pression sur l'écosystème littoral naturel qu'est la mangrove.

La planification de l'espace marine est une approche récente à Madagascar, elle a été évoquée et initié dans le programme de la SEMer (Secrétaire d'Etat chargée de la Mer) en 2016. Madagascar avait comme objectif de tripler la surface des AMP et cela commence par l'identification des sites potentiels à protéger. Afin d'atteindre cette objectif, une approche par la Planification de l'espace marine a été effectuée en analysant des données (biologiques et socio-économiques) sur les AMP existantes. Cela a nécessité la création d'une base de données SIG des caractéristiques de conservation (en incluant la répartition des espèces et les différents écosystèmes). Une cartographie incluant les activités (Bloc pétrolier avec contrat, Bloc pétrolier libre), la localisation des habitats (sites d'oiseaux, mangroves, récif corallien) et la ZEE de Madagascar. Comme résultat, des potentielles futures AMP ont été identifiées (Région Boeny, Anosy et Sud-Est) avec une possibilité d'extension identifiée pour certaines des AMP existantes (Ravolatsara, 2017).

Par contre, une étude faite en 2016 dans la région sud-ouest de Madagascar, reflète déjà cette planification de l'espace marine même si ces mots clés ne sont pas cités. Dans l'objectif d'identifier des sites propices à l'algoculture, à l'holothuriculture et à la gestion de l'exploitation des poulpes et des crabes, Todinanahary *et al.*, ont effectué une prospection dans quatre communes rurales (57 villages) sur le littoral nord de Toliara. Une cartographie de l'état de lieu de chaque activité a été faite, dont : les zones déjà exploitées (pêche au poulpe et crabe) et les zones exploitables ou propices à l'holothuriculture et l'algoculture. Cette cartographie est une base des données, qui une fois couplée avec des données socio-économiques et environnementales peut aider les gestionnaires à avoir une vue d'ensemble sur la situation de la zone.

Conclusion du chapitre 2

La télédétection est un outil technologique basée sur l'acquisition d'informations à distance, sans contact direct avec l'objet étudié à partir de l'espace. Depuis leur apparition, les images satellitaires occupent une place très importante dans l'observation, le suivi des phénomènes naturels et humains. Elle ne cesse d'évoluer, et outre son évolution technique (haute résolution spatiale, spectrale et temporelle), le nombre de satellites mis en orbite se multiplie avec une politique de distribution axée sur l'accessibilité (gratuité). Dans l'étude de l'environnement marin et côtier, diverses images peuvent être mobilisées en fonction de l'objectif et de la zone à étudier, mais la caractérisation de ce milieu est fortement liée au développement de la haute résolution spatiale. Le travail dans la mangrove présente des difficultés pour différentes raisons liées à ses caractéristiques amphibies. Cette problématique est compensée par l'accès à distance via les informations obtenues par télédétection. Il existe de très nombreux travaux ayant pour objectifs des cartographies de la mangrove par télédétection avec une grande variété d'échelles, d'indicateurs et donc de résultats.

A Madagascar, il existe des nombreux travaux publiés sur l'estimation de la surface de mangrove à l'échelle du territoire mais elles ne sont pas comparables. Dans ce pays, ce sont surtout les données libres d'accès comme Landsat qui sont favorisées lorsqu'on parle de la télédétection de la mangrove. Cela pourrait bientôt changer avec la disponibilité du Sentinel-2 qui a une résolution spatiale/spectrale/temporelle plus intéressante.

Les systèmes d'information géographiques (SIG) sont des applications pensées pour recueillir, stocker, traiter, analyser, gérer et présenter tous les types de données géographiques. Dans les pays développés la production d'informations géographiques numériques ainsi que les moyens de les partager ne cessent d'évoluer depuis 1980-1990, le pays du sud reste encore à la traîne à cause de divers paramètres (politiques, institutionnelles, technologiques et humains). Malgré ces difficultés, l'information géographique s'est petit à petit beaucoup démocratisées dans les pays en voie de développement grâce au développement de la télédétection et des logiciels libres (GRASS, QGIS) avec la prolifération des licences piratées (ARCVIEW) qui a favorisé le développement des SIG en Afrique. Le développement de formations (co-habilitées entre pays du nord et sud) dans le domaine de la géomatique a joué aussi un grand rôle dans le développement l'usage et de la technicité liée au SIG dans les pays du sud. Le développement de l'information géographique est fortement soutenu par le développement de l'internet et du partage de donnée, ce qui fait défaut dans les pays du sud

(absence ou faible débit). La présence de la plateforme comme tels Open Street Map compensera l'accessibilité et l'absence des données de référence partagées puisque ces données sont ouvertes et disponibles pour toute la planète.

L'information géographique numérique accompagne toutes les politiques publiques de gestion des espaces côtiers. L'information géographique est reconnue comme un élément clé pour la prise de décisions tant dans la sphère publique que privée. Les concepts tels que la Gestion Intégrée de la Zone côtière, la Planification Spatiale Marine et la gestion écosystémique les utilisent fortement dans leur démarche. A Madagascar, la mobilisation des approches spatiales dans la gestion des écosystèmes côtiers pour la gestion des ressources n'est pas encore commode. Malgré cela quelques travaux illustrent déjà un début de l'appropriation de l'outil spatial dans les démarches de gestion.

Cette thèse, s'insère dans différents domaines, à la fois pour la planification de l'usage de l'écosystème mangrove via l'étude de sa dynamique mais aussi dans la gestion écosystémique liée à l'exploitation du crabe *Scylla serrata* en éclairant sur sa répartition dans son habitat naturel.

Partie 2 : Matériel et méthode

Si en 1984, Lebigre notait que les mangroves malgaches étaient très mal connues et qu'il n'avait pas en main les éléments nécessaires à un bon diagnostic, en 2017 au démarrage de notre travail de thèse le constat est encore vrai. Ce constat, E. Renoux en 2011, A. Ricardo en 2018 le font également dans leurs thèses. Même si les recherches effectuées sur la mangrove du pays sont nombreuses, les superficies de mangrove qui en résultent ne font pas consensus. Les mangroves de Madagascar ont montré une grande disparité dans les mesures et indicateurs et pose la question de la fiabilité des estimations (FAO, 2005). En 2018, Shapiro et Küchly ont comparées 10 estimations de la superficie de la mangrove entre 1990 et 2018, elle varie de 330.000 ha à 230.000 ha. En 2011, E. Renoux faisait le même constat : « si nous nous référons à la littérature, nous obtenons des résultats totalement différents que ce soit sur des périodes différentes ou sur les mêmes périodes ». Les principaux vecteurs d'incertitude sont quant à eux bien identifiés : les matériels (types d'images, niveaux d'échelle d'analyse), les méthodes (protocole de traitement d'image) et les définitions utilisées pour quantifier les superficies.

Ici la définition d'une surface de référence est fondamentale car l'objectif est de mettre à jour la superficie de mangrove sur laquelle se base le calcul du quota d'exploitation de cette ressource halieutique crabe *Scylla serrata*. En effet, le quota d'exploitation (Prise Maximale Équilibrée =PME) proposée par Ralison en 1987 est de 7 500 T /an sur la base de 2,5 t/km de mangrove/an pour une superficie de mangrove estimée à 3000 km². Cependant, en 2015 Randriamiarisoa notait que cette estimation de la surface de mangrove qui date d'un quart de siècle doit être mise à jour pour une révision de la réglementation (Randriamiarisoa, 2015). Malgré les mesures de gestion déjà mis en place, en 2014 l'état Malgache a été alarmé par une hausse exponentielle (300 %) de la production en crabe de mangrove, associée à une réduction de la taille des captures perçues comme un synonyme de surexploitation de cette ressource halieutique (MPRH²² 2015 dans Randriamiarisoa, 2015).

La question de la dynamique des surfaces forestières est donc au cœur de cette problématique de gestion, en l'absence d'autres indicateurs, à l'échelle du pays. C'est un proxy qui peut être produit avec une relative bonne cohérence temporelle et spatiale

²² Ministère de la Pêche et des Ressources Halieutiques

aujourd'hui grâce à l'évolution des capteurs et des politiques spatiales de distribution des données.

Dans le cas de Madagascar, l'imagerie satellitaire est le seul outil qui peut permettre de fournir des indicateurs nationaux de son évolution et donc de guider les politiques publiques. Cependant si la mangrove Malgache représente 2% de la surface mondiale, les différentes entités présentent une grande hétérogénéité en termes de surface entre les vastes mangroves ouvertes et celles résiduelles isolées derrière des bancs de sable en raison du contexte d'hypersédimentation qui caractérise les côtes Malgaches (Salomon, 2009a). Dans ce contexte, et au vu de la taille importante de l'île, il est nécessaire de cibler des images à haute résolution spatiale et à large champ (El Hajj, 2008).

L'évolution des politiques spatiales dans le domaine de la distribution des données de la haute résolution spatiale ouvre en effet de nouvelles perspectives pour Madagascar. Si Landsat a ouvert la voie de la diffusion gratuite de ce type de données, depuis 2016, le satellite Sentinel-2 dans le cadre du programme Copernicus de l'agence spatiale européenne (ESA) produit et met à disposition de tous des images satellitaires gratuites à hautes résolutions spatiale et temporelle à l'échelle mondiale. Cela offre de nouvelles perspectives d'études en particulier pour les pays du sud qui ne disposent pas de moyens d'acquisition de données images. La haute résolution (jusqu'à 10 m) et le large champ (290 km) offerts par les satellites Sentinel-2 doivent permettre de contribuer plus efficacement aux politiques publiques avec des données récurrentes (Petitjean, 2012) de communautés d'utilisateurs élargies afin d'éclairer les processus en cours dans les forêts de mangrove malgache.

En ce qui concerne le crabe *Scylla serrata*, si cette ressource comptabilise des nombreuses études concernant sa biologie et son écologie, sa répartition au niveau de la mangrove reste encore moins explorée. Jusqu'à l'heure actuelle, il est encore difficile d'avancer sur les facteurs préférentiels des crabes *Scylla serrata* pour la sélection de la mise en place de son terrier.

Face aux problématiques de gestion liée à la surexploitation des ressources halieutiques mangrove et crabe « *Scylla serrata* », l'un des objectifs de cette thèse est de fournir des données et connaissances permettant d'éclaircir sur l'état et le fonctionnement de ces ressources. Dans cette optique, trois sites locaux sont choisis pour mener une étude plus approfondie.

Cette deuxième partie est divisée en deux grands chapitres dont la première décrira le cadre géographique de notre étude et le second chapitre abordera les différents matériels et méthodes.

Chapitre.3 Cadre géographique de l'étude

Les mangroves malgaches représenteraient 2 % des mangroves mondiales et 9% des mangroves africaines, juste derrière le Nigeria (32 %) et le Mozambique (12 %) (Rakotomavo et Fromard, 2010). Quant à sa superficie, elle s'étend entre 330.000 ha (1990) et 210.000 ha (2013) (Shapiro et Küchly, 2018). Les 98 % des mangroves malgaches sont localisé sur la côte ouest et 2% seulement sur l'ensemble du littoral-est, où la superficie des marais maritimes à mangrove ne dépassaient pas 5.000 ha selon Kiener (1972). Cette dissymétrie végétale reflète la dissymétrie morphologique et hydrologique qui caractérise les deux façades maritimes (Iltis, 1995). Les 8500 Km de linéaire côtier malgache concernés par la mangrove s'étendent sur plusieurs gradients climatiques, contextes océanographiques et géomorphologiques. Ainsi, les palétuviers développent des adaptations face aux exigences du milieu, avec des seuils variés de tolérance que cela soit le long du gradient global ou intertidal : ce sont essentiellement les mêmes variables environnementales qui influencent la répartition de la mangrove : le climat, l'hydrologie, la géomorphologie et les paramètres chimiques (Taillardat, 2013). Pour bien appréhender la répartition des marais maritimes à Madagascar, nous les situons par rapport aux caractéristiques climatiques, hydrologiques et de relief de l'île.

Afin d'appréhender la relation entre la ressource en crabe *S. serrata* et l'état des mangroves malgaches, la dynamique de l'écosystème mangrove a été appréhendée à deux échelles sur l'ensemble de l'île de Madagascar et sur trois sites.

A l'échelle nationale, sont étudiées la caractérisation des surfaces et des dynamiques à court terme (2016-2018). Elle vise à démontrer l'intérêt d'un suivi type observatoire à hautes résolutions temporelle et spatiale. Le pas de temps de 2 ans est déterminé en raison de la masse de données à traiter (32 tuiles d'images Sentinel-2/an) dans une phase où l'automatisation des traitements n'était pas envisagée. Cette échelle vise en outre à valider les tendances publiées et produire une surface de référence pouvant être mobilisée par les politiques publiques comme ici les quotas de pêches de crabe et définir un cadre d'analyse en contexte d'observatoire national à partir de jeux de données satellitaires Sentinel-2.

A l'échelle locale (baies et delta), l'étude est plus intégrative et porte sur une profondeur temporelle plus importante à partir de données Landsat (de 1988 à 2018) et s'intéresse aux dynamiques du marais maritime mangrove et intégrera ainsi les vasières nues associées. Le choix de profondeur temporelle par rapport à plus de résolution spatiale à l'échelle des sites,

qui peut paraître étonnant ici, part du constat que la dynamique sur le long terme est plus pertinente pour l'explication des processus qui sous-tendent la dynamique des sites à mangroves (De Jong *et al.*, 2021). Si Sentinel-2 est indéniablement un outil de cartographie des mangroves à l'échelle locale au moment de réaliser cette étude, la profondeur temporelle en 2017-2018 ne permet pas de caractériser la trajectoire des sites sur le long terme.

Associée à ces cartographies de la mangrove, la distribution de la ressource crabe sera évaluée à partir de données récoltées sur le terrain sur les terriers de crabe et leurs environnements proches.

3.1. Madagascar : la grande île tropicale du sud-ouest de l'Océan Indien

Madagascar est la plus grande île de l'Océan Indien avec une superficie de plus de 587 000 km², un linéaire côtier estimé à plus de 4800 km (Caverivière *et al.*, 2008). Elle s'étend de 12° S à 36°S soit sur 1600 km du nord au sud et sur 600 km d'est en ouest entre 43° Est et 50°E au sud-est de l'Afrique dont elle est séparée par le canal du Mozambique. Ce canal, véritable bras de mer s'étend sur environ 424 Km dans sa plus petite largeur entre Cap Saint André à Madagascar et l'île de Mozambique (Baie de Mossuril) à 16-17°S.

Les études géologiques font remonter à plus de trois milliards d'années l'histoire de Madagascar. Le jeu de la tectonique des plaques la positionne successivement à la périphérie du continent unique le Rodinia, puis au centre du Gondwana entre ce qui va être l'Afrique et l'Inde (**Figure 33**). Madagascar acquiert son insularité à la fin du Mésozoïque, il y a environ 80 à 65 millions d'années après l'ouverture du canal de Mozambique qui s'est manifesté par la fragmentation de la Pangée (Gondwana au sud et du Laurasia au Nord) en Afrique de l'Est. Toute la côte ouest de Madagascar est marquée par cet événement (Randrianasolo, 2009; Goncalves et Nicollet, 2022) . Cet éclatement du Gondwana est caractérisé par un épisode de rifting²³. La séparation de Madagascar, du Sri Lanka, des Indes et des Seychelles, du continent africain est précédée d'une période d'extension continentale : le Karoo. A Madagascar, des épisodes de rifting s'identifient de part et d'autre de l'île (Figure 33) : à l'Ouest le Karoo, qui comprend la mise en place du bassin sédimentaire du Mozambique (Coffin et Rabinowitz, 1988 ; Salman et Abdula, 1995) ; et à l'Est, les phases d'initiation de l'ouverture de l'Océan

23 Marge passive de divergence créée par une déchirure de la lithosphère

Indien. Cette dernière est traduite par le cisaillement Nord – Est, Sud – Ouest au Nord de Mozambique Figure 33 (Reeves *et al.*, 2002).

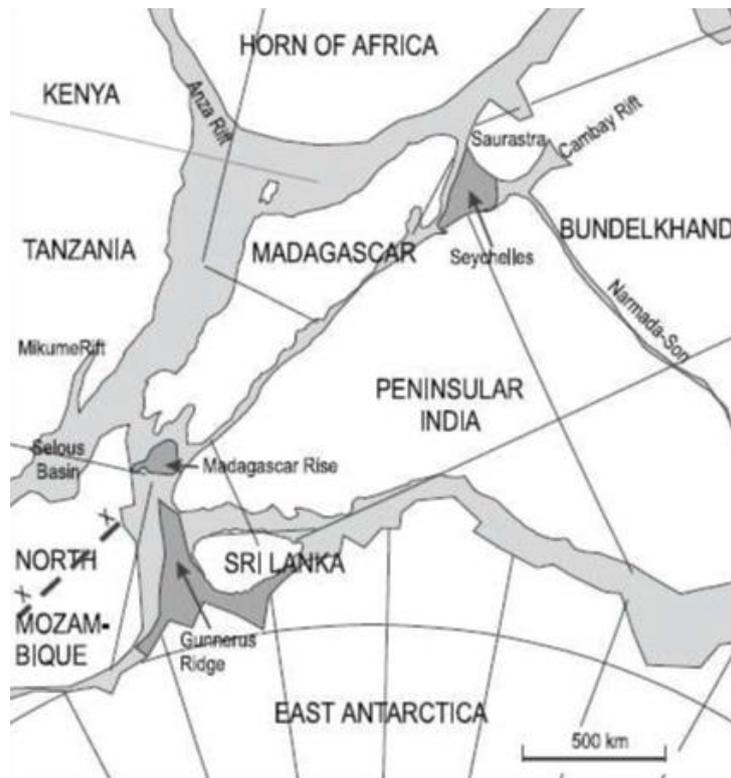


Figure 33: Reconstitution du Gondwana à 200 Ma (Reeves *et al.*, 2002)

L'insularité ancienne de Madagascar est en grande partie responsable de l'originalité de sa faune. Il constitue aujourd'hui l'un des "points chauds" de la biodiversité mondiale, l'île abritant 5 % de la diversité végétale et animale mondiale, dont plus de 80 % des espèces qui sont endémiques (Giri et Muhlhausen, 2008).

L'histoire géologique, caractérisée par une phase sédimentaire et de rifting explique les spécificités orographiques de l'île. Le climat par sa capacité de dissection des massifs associés explique la morphologie côtière.

3.2. Une dissymétrie orographique d'origine interne (tectonique) et de surface (érosion)

Suite à ces phénomènes de rifting cités ci-dessus, la carte physique de la grande île affiche une dissymétrie à son grand axe où le versant occidental, par un phénomène de basculement vers l'ouest du socle sur lequel se sont déposées les couches sédimentaires, plongeant plus ou moins lentement vers le canal de Mozambique (Chaperon *et al.*, 1993 ; Salomon, 2009a). Alors

que le versant oriental affiche une très forte pente due à de grandes cassures dans les axes longitudinal SE-NO, déterminant l'orientation de la côte Est (Serpantié *et al.*, 2007)(**Figure 34**). Selon le même auteur, la grande île peut être divisée en trois grands ensembles orographiques : les hautes terres centrales (1200-1800 m), le versant oriental (10-200 m), la zone sédimentaire du nord-ouest (500-800 m), de l'ouest (0-400 m) et du sud (0-400 m).

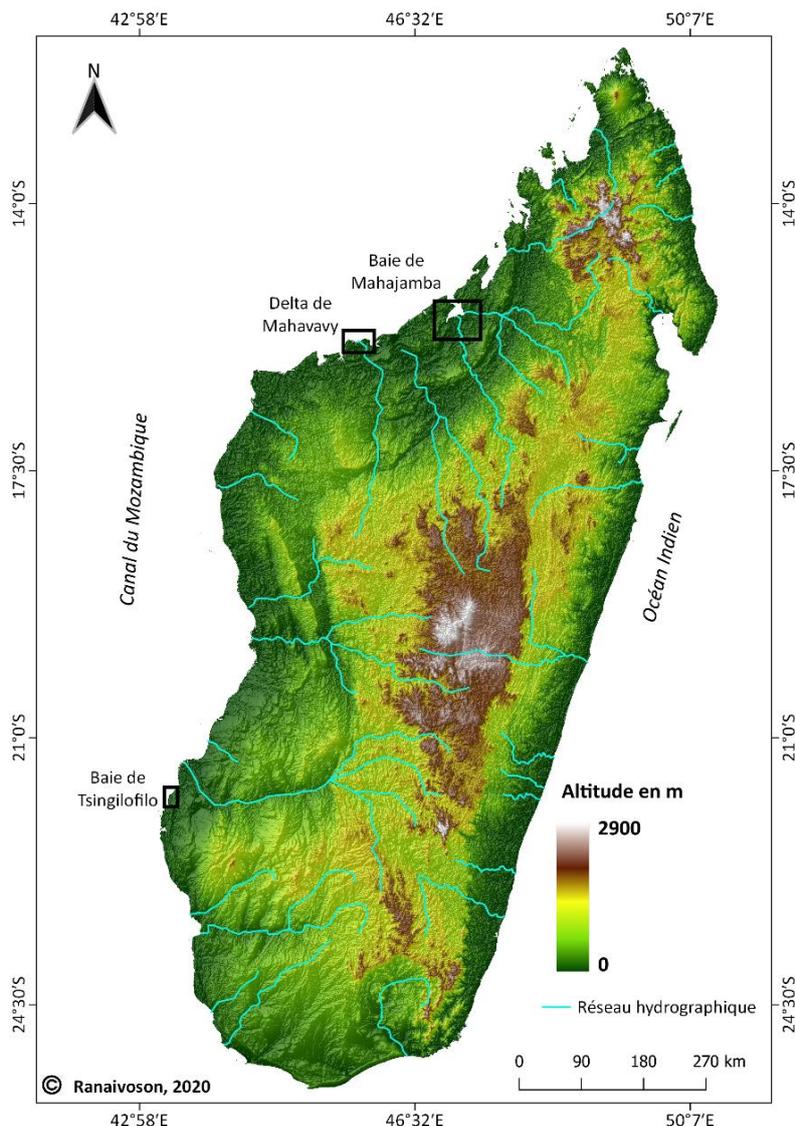


Figure 34: Représentation de l'altimétrie de Madagascar et ses cours d'eaux (Données : MNE satellite ALOS 2009 et BD 500)

Le facteur tectonique conditionne le fonctionnement hydrologique marin, en déterminant la position de l'île dans le bassin Océan Indien et la structure du canal du Mozambique. Le facteur orographique impact l'hydrologie fluviale et en particulier le régime des rivières malgaches. Ce dernier est influencé par l'ensemble de la géologie surtout par l'intermédiaire du relief

dont l'actuelle configuration est déterminée par la nature des roches, liées aux mouvements tectoniques et à l'évolution morphologique par suite des phénomènes d'érosion (Chaperon *et al.*, 1993). La morphologie côtière est conditionnée par l'importance des apports solides fluviaux résultat de la dissection des bassins versant malgaches (Payet, 2015).

3.3. Hydrologie fluviale et marine de la côte ouest de Madagascar

3.3.1. Hydrologie fluviale de la côte ouest de Madagascar

La dissymétrie du relief de Madagascar a une conséquence directe sur le tracé de son réseau hydrographique car les fleuves les plus longs seront ceux du versant occidental tandis que sur le versant oriental, les fleuves sont plus courts. Ils auront un profil très accentué avec de nombreuses chutes parfois très importantes (Chaperon *et al.*, 1993). C'est sur la côte ouest que se trouvent les bassins versants les plus importantes de l'île avec des fleuves qui prennent leur source sur les hautes terres. Le Nord-ouest regroupe la majorité des grandes embouchures fluviales de l'île dont : Sambirano (2950 km²), Sofia (27 300 km²), Mahajamba (14500 km²), Betsiboka (49 000 km²), Mahavavy (16475 km²) (Iltis, 1997 ; Chaperon *et al.*, 1993) mais le plus grand bassin versant de Madagascar est celle du Mangoky (55 750 km²) se trouve dans le sud-ouest. Les rivières Mangoky (débit moyen de 500 m³/s) par 22°S et la Betsiboka (débit moyen de 1 000 m³/s) par 16°S font parties des principaux fleuves se jetant dans le Canal de Mozambique (Piton *et al.*, 1981). Pour la partie ouest, la formation des plaines alluviales, des deltas est favorisée surtout par la diminution de pente liée à un charriage des matières en suspension (Salomon, 2009a). Pour la partie est, le processus est le même mais la couverture sédimentaire se limite à une étroite bande littorale et il n'existe quasiment pas de réseau hydrologique propre à cette couverture (Chaperon *et al.*, 1993).

3.3.2. Eléments marquants du climat hydrologique du canal de Mozambique

Le Canal de Mozambique, qui borde à l'ouest les côtes malgaches à une surface voisine de 1 500 000 km², s'étend sur près de 1 600 kilomètres entre 12° S et 26° S, il présente un étranglement à 16-17°S où sa largeur minimale est de 420 kilomètres, tandis qu'à 12° S et 25° S, elle est de près de 1 000 kilomètres (Soares, 1975).

Parmi les trois courants, généralement plus forts que dans l'Atlantique et le Pacifique, Madagascar est soumis à celle du sud équatorial (CSE ou SEC) qui occupe une région sud de

8°S, avec des vitesses rarement supérieures à 0,3 m/s ; son flux est plus fort pendant la mousson de nord-est que pendant celle de sud-ouest (Guyomard *et al.*, 2017) (**Figure 35**). D'après la classification Longhurst (1998), Madagascar appartient à la région biogéographique de l'EAFR (Eastern Africa Coastal Province).

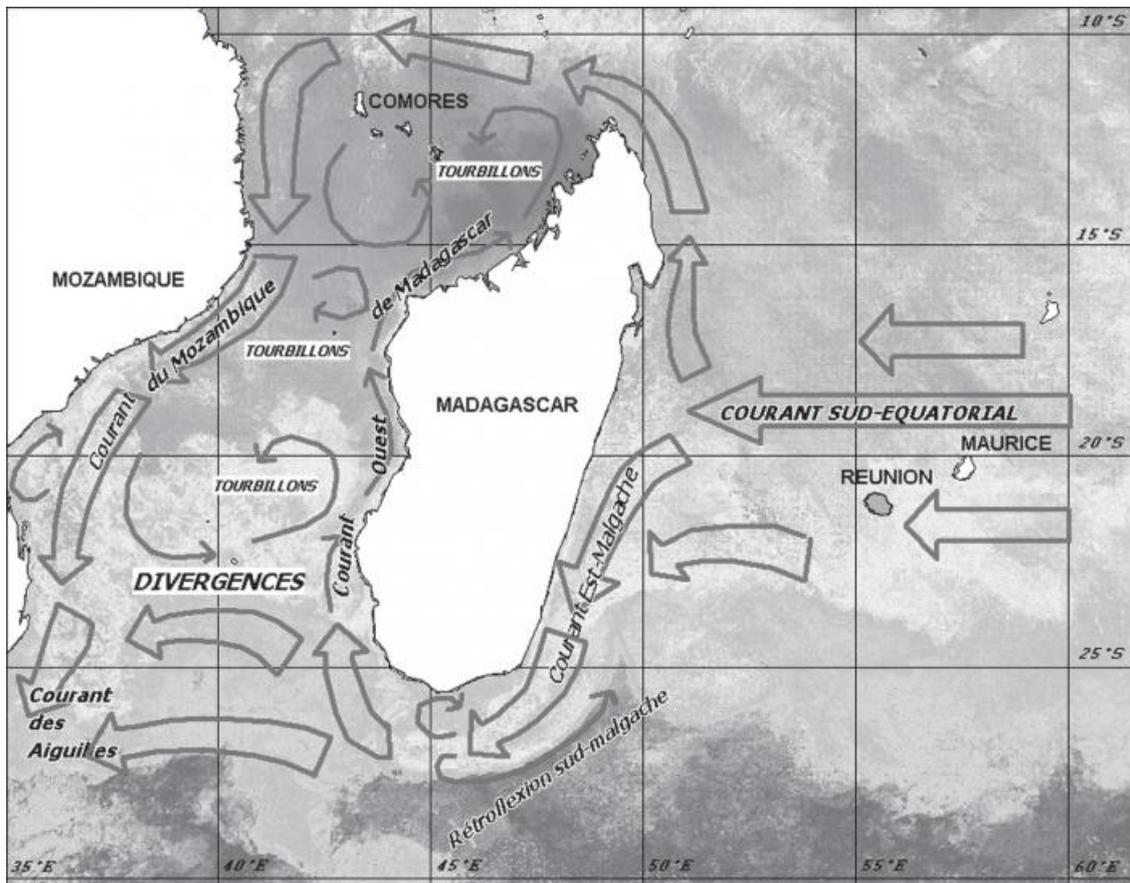


Figure 35: Courantologie des Mascareignes sur fond de carte de température de surface (STT) « vue » par satellite (d'après Tchernia, 1978 et Lutjeharms *et al.*, 1981 in Guyomard *et al.*, 2017)

Le Canal de Mozambique est presque entièrement soumis toute l'année au régime des alizés du sud-est de l'Océan Indien. Seule sa partie nord peut être atteinte, en hiver, par la mousson du nord. En termes de pluviométrie, les moyennes annuelles sont relativement faibles et voisines de 1 mètre, réparties en deux saisons (humide et sèche) mais dans le nord-ouest de Madagascar les pluies sont plus abondantes pouvant dépasser les 2 mètres (Piton *et al.*, 1981). En ce qui concerne la température, la partie nord du Canal, de 12° S à 20°S, reste toute l'année la région la plus chaude du sud-ouest de l'océan Indien et sur la partie sud du canal, la température décroît avec la latitude. Au cœur de l'hiver, la température dans le nord est de

28-29°C et décroît jusqu'à 25-26°C en été ; cet écart de 3-4°C entre l'hiver et l'été est conservé dans le sud, entre 26-27°C en hiver et 22-23°C en été à 25°S (Piton *et al.*, 1981). L'eau de surface du Canal de Mozambique dérivant du courant sud-équatorial est une eau relativement dessalée à l'origine (35‰ contre 35,5 ‰ pour l'eau tropicale nord ou sud). Recevant en outre des pluies excédentaires et les eaux de ruissellement provenant des grands fleuves du Mozambique (Zambèze,) et de l'ouest de Madagascar, l'eau superficielle du Canal peut connaître de grandes dessalures. En été, la salinité est voisine de 35,0 ‰ de 10°S à 22° S, et de 35,4 ‰ au sud de 22° S. Elle est voisine de 35,25 ‰ sur tout le canal (Piton *et al.*, 1981). Sur la côte ouest de Madagascar, s'observe une marée de type semi-diurne. C'est-à-dire, on assiste à deux basses mers et deux hautes mers d'amplitudes sensiblement égales par jour. Dans le canal de Mozambique, la marée est caractérisée par un effet croissant du Sud vers le Nord : en période de vive eau, les marnages au port sont compris entre 3,60 m à Toliara et 4,49 m à Nosy Be mais le maximum se trouve à Mahajanga avec 5,2 m (**Figure 36**). Par opposition, sur la façade est de l'île ouverte sur l'Océan Indien, le régime de marée est microtidal et l'amplitude de marée est de 1,23 m pour Toamasina et 2 m pour Taolagnaro²⁴.

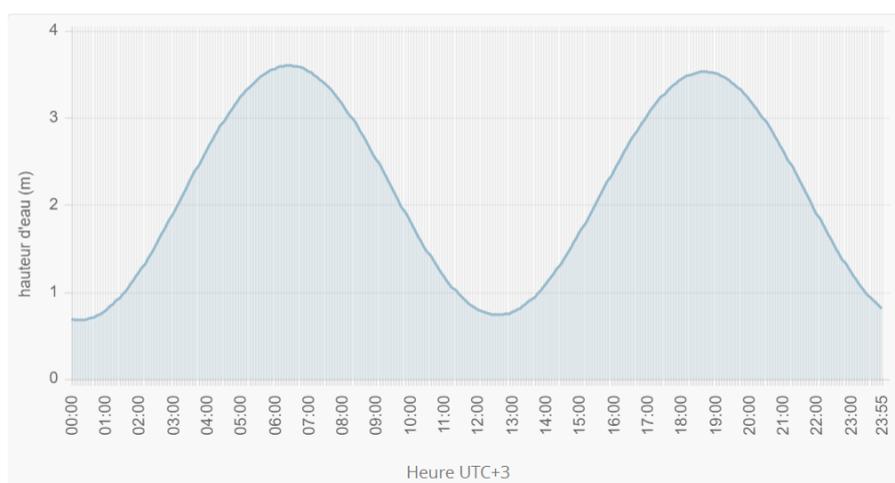


Figure 36: Marée du 4 mars 2022 à Toliara, coefficient de 104 (Source : maree.shom.fr)

L'île est surtout soumise à cette latitude aux houles d'alizés, cycloniques et australes (au sud). Dans le sud de l'océan Indien, la saison des cyclones tropicaux débute le 1er novembre jusqu'à la fin avril, avec des pics à la mi-février et au début mars. Ces cyclones de l'océan indien représentent 7 % des cyclones de la planète. En 2020 Kamranzad et Lavidas, publient des

²⁴ mareeShom.fr ou mareespeches.com

résultats de modélisation des vagues à l'aide de SWAN (Simulating WAVes Nearshore) (Booij *et al.*, 1999) à partir de jeux de données de forçage de vent de l'Agence météorologique japonaise (JMA) pour deux périodes (historique 1979-2003, et futur 2075 - 2099). Si en saison cyclonique, l'ouest et le sud sont plus exposés. Hors période cyclonique le sud et le nord présentent des hauteurs significatives de houles plus importantes (**Figure 37**).

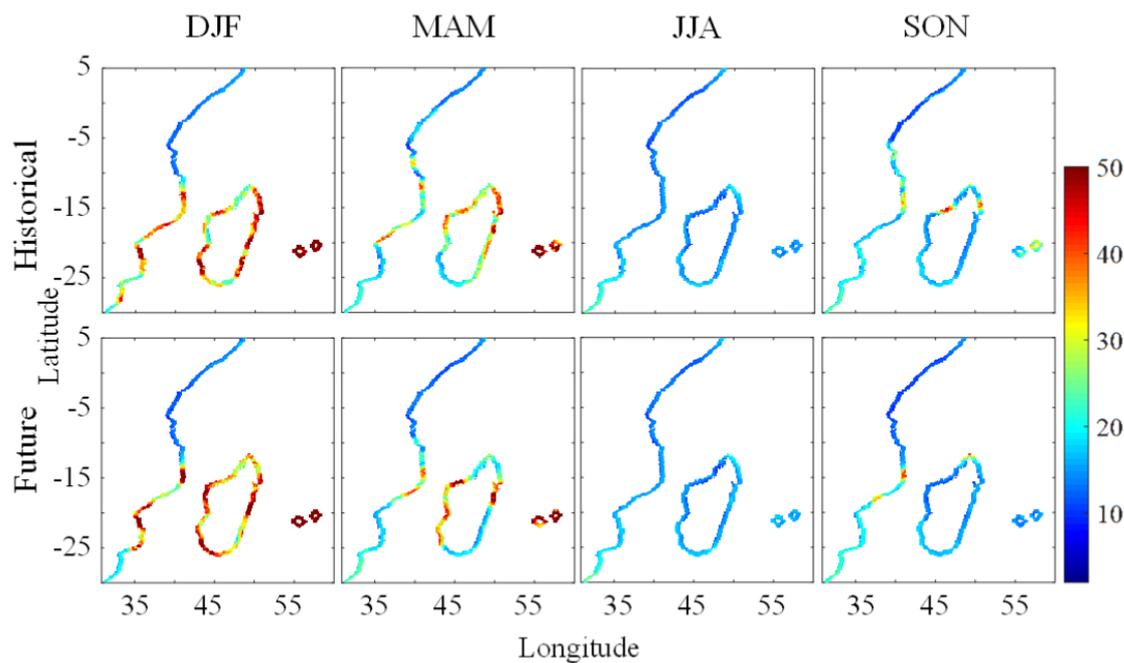


Figure 37: Hauteur significative maximale saisonnière des vagues (m) dans le sud-ouest de l'océan Indien (Kamranzad et Lavidas, 2020)

Cependant, le littoral ouest est aussi protégé des influences des houles grâce à la présence des barrières coralliennes et les hauts fonds récifaux. De même, les relèvements du plateau continental ou la présence d'îles (Nosy Be) jouent de la même manière un rôle de freinage. Par ailleurs, la houle et les vagues ont peu d'effets dans nombre d'échancrures parfaitement protégées par des étroitures, comme le cas des grandes baies de la côte Nord-Ouest (Baie de Mahajamba) ou encore celui de la Baie des Assassins sur la côte Sud-ouest. Finalement, les secteurs où les vagues ont la possibilité de déferler directement sur la plage sont peu nombreux mais la construction des cordons littoraux et flèches à pointe libre atteste de l'importance de la dérive littorale.

De par sa position dans le sud-ouest de l'océan indien, Madagascar est particulièrement soumise à l'activité cyclonique (Kamranzad et Lavidas, 2020). Entre 1985 et 2015, 306 systèmes dépressionnaires ont été répertoriés dans ce bassin océanique (une moyenne

de neuf par saison cyclonique) dont 154 cyclones (quatre par saison en moyenne avec une variabilité forte selon les années : huit systèmes en 2002-2003 et 2006-2007 contre seulement un en 2010-2011 et 2015-2016). 45 cyclones et tempêtes tropicales ont été répertoriés au cours des dix dernières années (**Figure 38**).

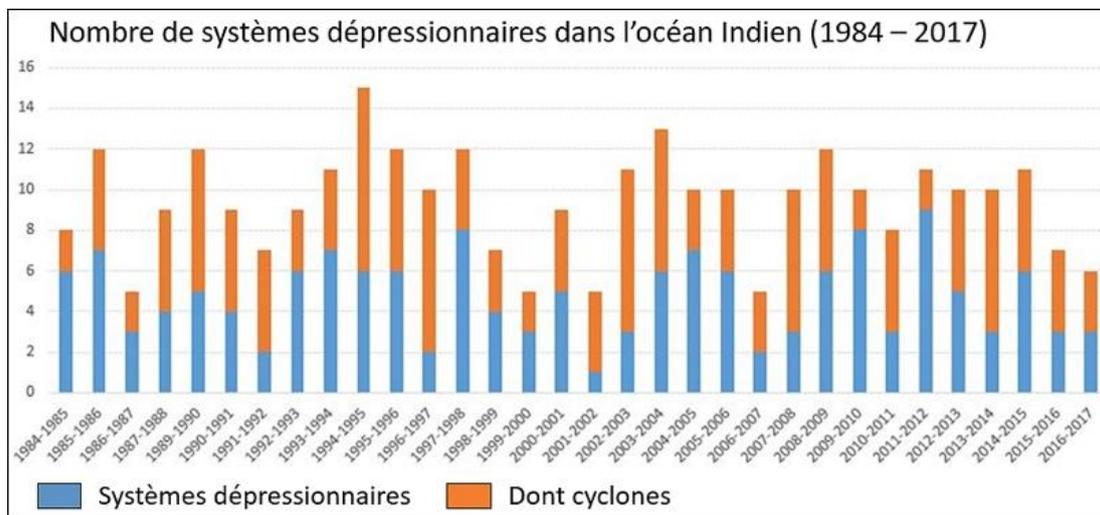


Figure 38: Nombre de systèmes dépressionnaires répertoriés dans l'océan Indien depuis la saison 1984-1985, avec en orange les cyclones (Source : Met Office, JTWC in Catry *et al.*, 2020)

A partir des données *best tracks* du JTWC (Joint Typhoon Warning Center de l'agence américaine Department of Defense), Catry *et al.* (2020) ont établi une cartographie des zones les plus touchées par les cyclones (vents moyens ≥ 64 nœuds) depuis 1980 (**Figure 39**). Cette carte a été établie en compilant 9333 points de trajectoires de cyclones constituant 475 traces de l'est de l'hémisphère sud (océans Indien et Pacifique). Les valeurs représentent le nombre de cyclones dont le cœur est passé à une distance inférieure à 100 km. On note une très forte hétérogénéité sur la zone du sud-ouest de l'océan Indien (SWOI), avec des valeurs s'échelonnant entre 0 et plus de 17 cyclones. Les trajectoires forment de véritables couloirs de passages, notamment entre le 15° et le 20° degré de latitude sud. La zone du Canal du Mozambique (maximum 7 cyclones) est moins touchée que l'est de Madagascar (**Figure 39**). La côte sud-ouest de Madagascar est rarement touchée par des événements cycloniques majeurs (Jumaux *et al.*, 2011). En février 2013, la côte sud-ouest de Madagascar, qui borde le canal du Mozambique, a été frappée par le cyclone « Haruna ». Ce cyclone a touché notre troisième site d'étude se trouvant au nord de Toliara dans le sud-ouest.

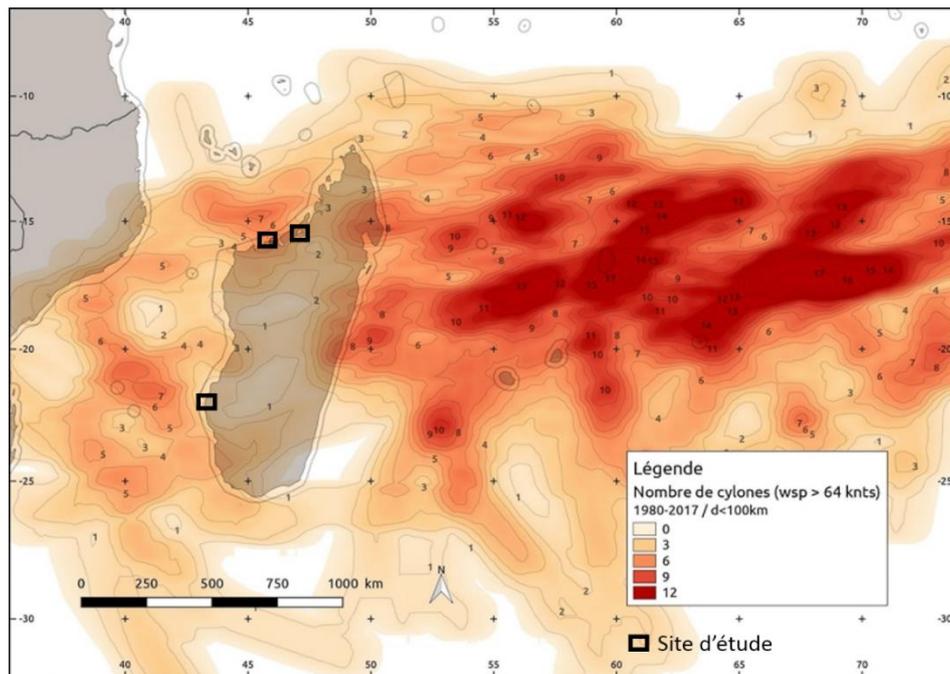


Figure 39: Distribution spatiale des cyclones dans le SWOI entre 1980 et 2017 (Catry *et al.*, 2020)

3.4. Caractéristiques climatiques des façades maritimes de Madagascar et scénario en contexte de Changement Climatique

Au niveau climatique, les zones côtières à mangrove de Madagascar sont divisées en quatre grandes zones climatiques. A l'ouest, elles sont caractérisées par un climat allant de subhumide au nord vers des climats semi-arides et subarides au sud (**Figure 40**). Il y a un important gradient de précipitations le long de la côte ouest de Madagascar, avec le sud-ouest aride de l'île qui reçoit environ 400 mm de pluie par an, avec une température minimum de 6,3°C jusqu'à une maximale de 41,2°C. Le tropique du capricorne, traverse l'île en cette région, où la partie méridionale se trouve à la hauteur des déserts africains de l'hémisphère sud. Ce qui entraîne alors l'aridité de cette région (Chaperon *et al.*, 1993). La côte nord-ouest, plus humide, recevant environ 800 à 1500 mm par an et s'intensifie pendant l'été surtout du mois de Janvier en Avril. Dans cette partie de l'île, l'amplitude thermique peut atteindre jusqu'à 37°C avec un minimum de 10,1°C. Entre le nord-ouest et le sud-ouest, le climat est de type tropical semi-aride, caractérisé par peu de pluies 350 à 1000 mm/an et une amplitude thermique variant de 8°C à 40,2°C. L'est est dominé par un climat hyperhumide et humide (Chanteau, 2014), recevant des précipitations considérables presque toute l'année, qui

s'intensifient du décembre au mars. Cette zone reçoit ainsi 950 à 3500 mm de pluies par an et la température varie de 13,1 °C à 36,2°C.

Ces facteurs climatiques sont importants car ils influencent la structure de la végétation le long de la côte. Ils expliqueraient la dissymétrie de taille des arbres dans les forêts de mangrove à l'échelle de l'île avec des arbres de plus grande taille trouvés dans le nord-ouest (Hutchison *et al.*, 2014 ; Jones *et al.*, 2016).

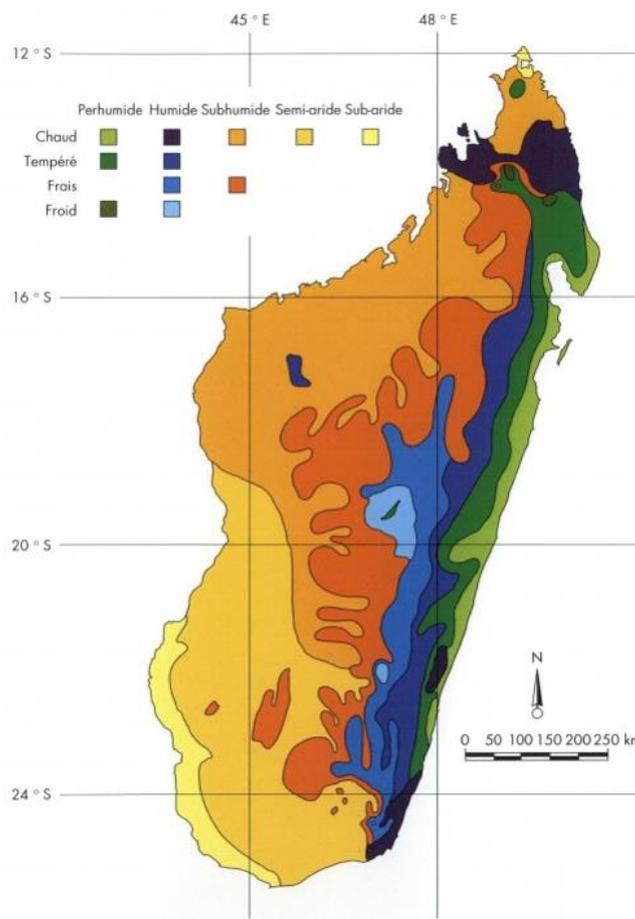


Figure 40: Divisions bioclimatiques de Madagascar (d'après Koechlin *et al.*, 1974).

En 2016, Tolojanahary a effectué une étude de la tendance climatique à Madagascar à travers la variation de la précipitation et la température de 1980 à 2008, ainsi qu'une projection entre 2072 et 2100. Entre la période de 1980 à 2008, cette étude montre que les précipitations affichent une tendance à la diminution durant la saison de Janvier au mois d'Avril depuis 1989 et que la température affiche une hausse allant de 0,1°C à 0,4°C. Les bordures du Nord-Ouest de Madagascar sont généralement humides (70mm/an au maximum) tandis que les régions

d'Androy et Anosy sont les plus sèches. Durant cette période d'étude, la température a tendance à augmenter vers le sud.

Selon le modèle de prévision de 2072 au 2100, le climat sera toujours caractérisé par deux saisons : la saison trop chaude et humide (Octobre au mois de Mai) et la saison sèche plutôt chaude (Juin-Septembre). Le mois de Février sera le plus humide et le mois de Novembre le plus chaud. Quant à la température globale, le climat est caractérisé par un réchauffement de 1 à 1,7°C au maximum. De la côte Ouest vers le 45°E, la température aura tendance à s'élever de 1,2 à 2°C pendant la saison Janvier-Avril. En considérant la saison d'Octobre au mois de Décembre, les précipitations diminuent de -0,5mm/jour entre 2072-2100 et présente deux tendances décroissantes de -1 à -2mm/jour du 2072-2089 et de -0,2mm/jour du 2090-2100. La quasi-totalité de Madagascar sauf la région d'Analanjirifo sera soumise à une diminution de la quantité de pluie reçue durant cette saison, la partie Est sera plus sèche jusqu'à 70mm/jour. La température moyenne de cette saison aura tendance à augmenter de +1 à +1,7°C. La partie Sud à partir de 23°S sera le plus chaud avec +2°C et plus. En comparant le climat de référence et de projection, l'auteur conclut que la précipitation diminue en générale pendant 2072-2100 tandis que la température augmente.

Selon le quatrième rapport du GIEC en 2007, la température globale de la planète a augmenté de 0,89°C sur la période 1901–2012. Les projections prévoient une augmentation des températures futures de 1,8 à 4°C à l'horizon 2100, en fonction des scénarios d'émission.

Selon le dernier rapport du GIEC en 2021, la fourchette probable de l'augmentation totale de la température à la surface du globe due à l'activité humaine entre 1850-1900 et 2010-2019 est de 0,8°C à 1,3°C, la meilleure estimation étant de 1,07°C.

Selon ces constats faites par la GIEC, la température ne cesse d'augmenter et le rapport fournit les connaissances les plus avancées et les plus récentes sur la science du climat et vient confirmer l'influence indiscutable de l'Homme sur le climat, la nécessité de limiter le réchauffement climatique à 1,5°C et l'importance d'agir maintenant pour tenter d'inverser la tendance.

Les projections en matière de vent et de climat de houles dans le sud-ouest de l'océan Indien selon l'étude de Kamranzad et Lavidas (2020) montrent que les valeurs maximales de la vitesse du vent dans les zones littorales du sud-est de l'Afrique augmenteront respectivement de 1% et 16% pendant les périodes de Septembre-Octobre-Novembre (SON) et Juin-Juillet-Août (JJA), alors que pendant les saisons des cyclones tropicaux (DJF et MAM), elle augmentera

respectivement de 11% et 4%. Par conséquent, les hauteurs extrêmes des vagues augmenteront significativement de 10% en moyenne pendant DJF, JJA et SON. Cependant, l'intensité des événements extrêmes augmentera en MAM au large de la partie méridionale de l'océan Indien, due au changement dans les trajectoires des typhons, les zones côtières connaîtront moins d'événements extrêmes futurs.

3.5. Distribution des mangroves et des crabes sur le littoral malgache et caractéristiques des sites d'études à l'échelle locale (Baie et Delta)

Du point de vue administratif, les mangroves de Madagascar se localisent dans 28 districts de 9 régions côtières sur 13. Dans la partie Ouest, on observe de la mangrove pratiquement le long de toute la côte et dans toutes les régions littorales. Par contre, sur la côte Est il n'y a que trois régions (deux au Nord et un seul au Sud) où la mangrove est présente, dans des endroits à l'abri de récifs et dans les indentations d'une côte essentiellement rocheuse (Iltis, 1997) **(Figure 1)**.

A Madagascar, le crabe des palétuviers se retrouve dans toutes les mangroves malgache mais, il est présent en densité plus importante sur toute la côte Ouest où on rencontre les 98% de la mangrove, de la région Diana au Nord jusqu'à Sud-Ouest (Rasoanirina, 2017a). L'ensemble des sites étudiés dans le cadre de cette thèse sont situés sur la côte ouest dans la région Sofia et Boeny pour ceux au Nord et dans la région Atsimo-Andrefana pour le sud. Le littoral ouest est essentiellement une suite de caps, de baies, d'estuaires de taille différentes de Toliara au sud jusqu'à la province d'Antsiranana au nord (Renoux, 2011). Le choix des sites a été basé sur quelques critères, comme :

(i) La présence d'une forte activité de pêche au crabe : La zone Nord-ouest de Madagascar est reconnue pour sa production en crabes avant même l'installation des sociétés de pêche dans cette région. Dans le sud-ouest de Madagascar, c'est la mangrove à proximité de Morombe qui approvisionne la ville de Toliara en crabe, ce qui fait qu'elle est intéressante pour y mener une étude.

(ii) La géomorphologie pour évaluer l'influence de la configuration de la côte. Selon la classification de (Derijard, 1963), on peut distinguer deux types de mangroves selon leur position :

a. Les mangroves d'estuaire ou de fond de baie : généralement peuplées de diverses espèces de Rhizophoracées, dont l'implantation sur les vases et sables vaseux est conditionnée par d'importantes arrivées d'eaux douces et le mode très calme des régimes d'estuaires, de fond de baie et parfois à l'abri d'une flèche sableuse.

b. Les mangroves littorales ouvertes : constituées presque exclusivement par les espèces comme la *Sonneratia alba* et l'*Avicennia officinalis* dont l'implantation sur les banquettes de vase colloïdale dues à l'activité des algues filamenteuses est conditionnée par l'écoulement d'eau douce sur les hautes plages et le mode plus agité des zones littorales.

(iii) La climatologie des zones en raison du fort gradient pluviométrique du nord au sud : La pluviométrie influence la structure de la mangrove le long de la côte, avec des arbres de plus grande taille trouvés dans les mangroves du nord-ouest et des arbres de plus petites tailles et disparates au Sud-ouest (Rasolofo, 1997 ; Giri et Muhlhausen, 2008; Hutchison *et al.*, 2014).

Au vu de ces critères, trois sites ont alors été retenus pour l'étude, dont : la baie de Mahajamba et delta de Mahavavy au nord-ouest du pays dans la région de Mahajanga et la baie de Tsingilofilo au sud-ouest dans la région de Toliara (**Figure 41**).

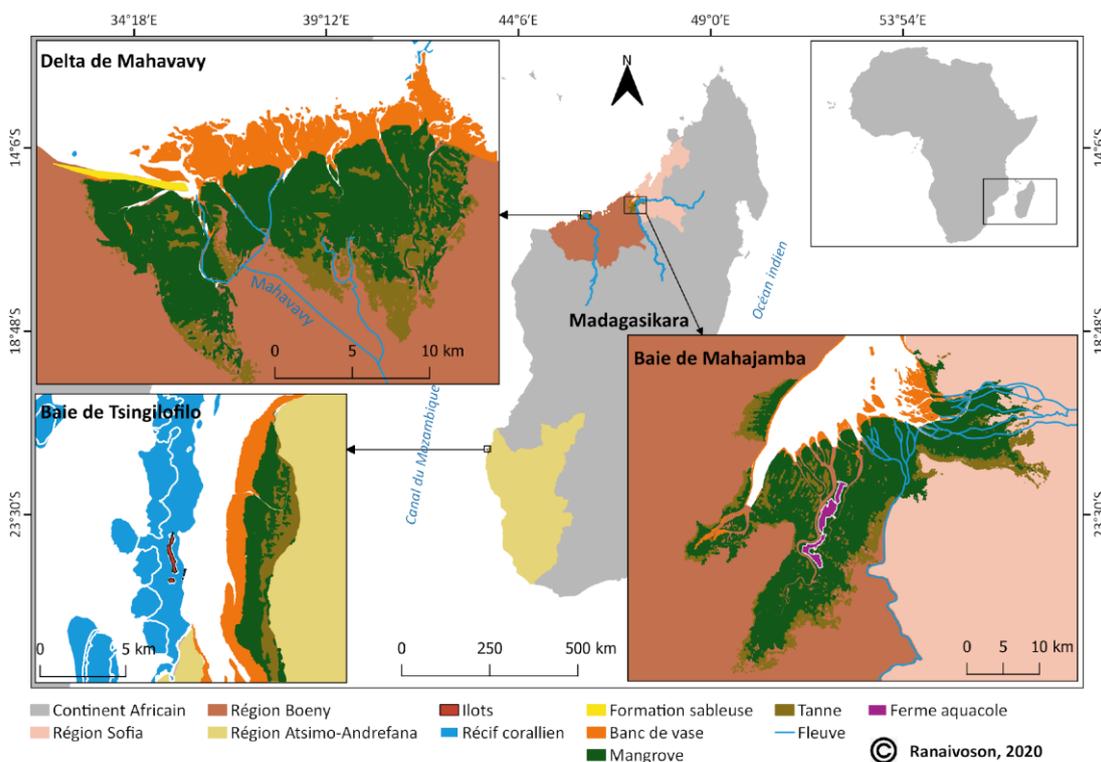


Figure 41: Carte de localisation des sites d'étude (Données : BD 500, Sentinel-2 2018, Landsat 8, Récif corallien : UNEP-WCMC *et al.*, 2010)

3.5.1. Les deux sites dans le nord-ouest de Madagascar

3.5.1.1. La Baie de Mahajamba

La mangrove de la baie de Mahajamba (coordonnées : 15°30'54.74"S et 47° 4'16.70"E) se situe à 87 km au nord de la ville de Mahajanga (10 à 15 heures de pirogue a balancier). Du point de vue administratif, elle est rattachée à 7 communes (Bekobay, Mariarano, Mahajamba-usine, Andriambavontsona, Mahadroka, tsingina et Tsinjomitondraka), 3 districts (Mahajanga i, Analalava et Boriziny) et deux régions (Boeny et Sofia). Dans les 7 communes qui composent le site de la baie de Mahajamba, des petits villages sont éparpillées en arrière mangrove. Dans la zone de mangrove proprement dite, des habitations sont aussi visibles sous forme de campement temporaire ou d'installation permanentes. Ils servent de site de collecte de produits halieutiques (**Figure 42**), créant ainsi une petite communauté.

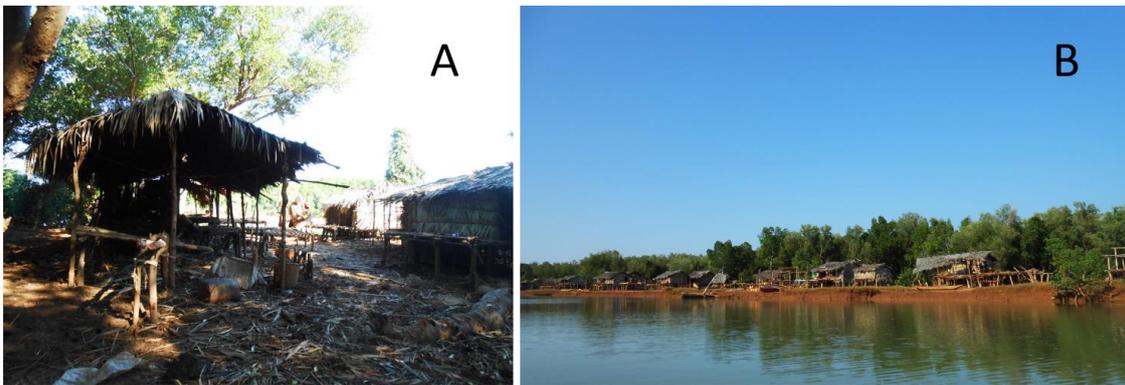


Figure 42: (A) : Campement temporaire pour la pêche ; (B) : Campement permanent pour la pêche et collecte des produits halieutiques, dans la mangrove du delta de Mahavavy. (Photographies : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018)

La fermeture de la baie côté mer avec une embouchure d'à peine 10 km de large et la présence d'un second resserrement du rivage plus important (3,5 km de large) à 16 km du front de mer, combiné à la présence d'une plateforme continentale large et peu profonde se traduit par un littoral peu influencé par les houles. Ces conditions favorisent ainsi la navigation mais surtout l'installation de la mangrove. Cette zone est d'ailleurs, caractérisée par la présence d'une mangrove de fond d'une baie qui représente le plus grand écosystème de palétuviers de Madagascar, plus de 10% (environ 36 000 ha) de la forêt à mangrove du pays (Giri et Muhlhausen, 2008; Razafindramiadana, 2016) (**Figure 43**).

En termes de déplacement, même si Renoux (2011) a mentionné la facilité de navigation sur la côte ouest, des faits observés lors de la campagne de terrain laissent dire que les zones de campement des pêcheurs sont enclavées. Les déplacements de l'intérieur du pays vers la Baie de Mahajamba et même entre les campements sont difficiles ou rares. Dans la majorité des cas, le déplacement se fait de la zone de campement ou village vers la zone pêche. Le voyage d'un village à un autre ne se fait que pour acheminer des produits. Par contre, les passages des pirogues métalliques motorisées sont réguliers même s'ils sont rares, permettant ainsi aux collecteurs de planifier le stockage et l'acheminement de leurs produits de pêche (surtout les crabes).

Sur la Baie de Mahajamba, plus précisément dans la zone de mangrove, l'activité principale est la pêche mais au niveau des campements de pêche, quelques boutiques et épiceries sont présentes et dans la plupart des cas, ce sont les collecteurs des produits halieutiques qui en sont les propriétaires. En période non favorable à la pêche et lorsque les conditions sont bonnes vers l'arrière-pays, une partie des acteurs travaille dans des activités agricoles en complément de l'activité de pêche (Renoux, 2011).

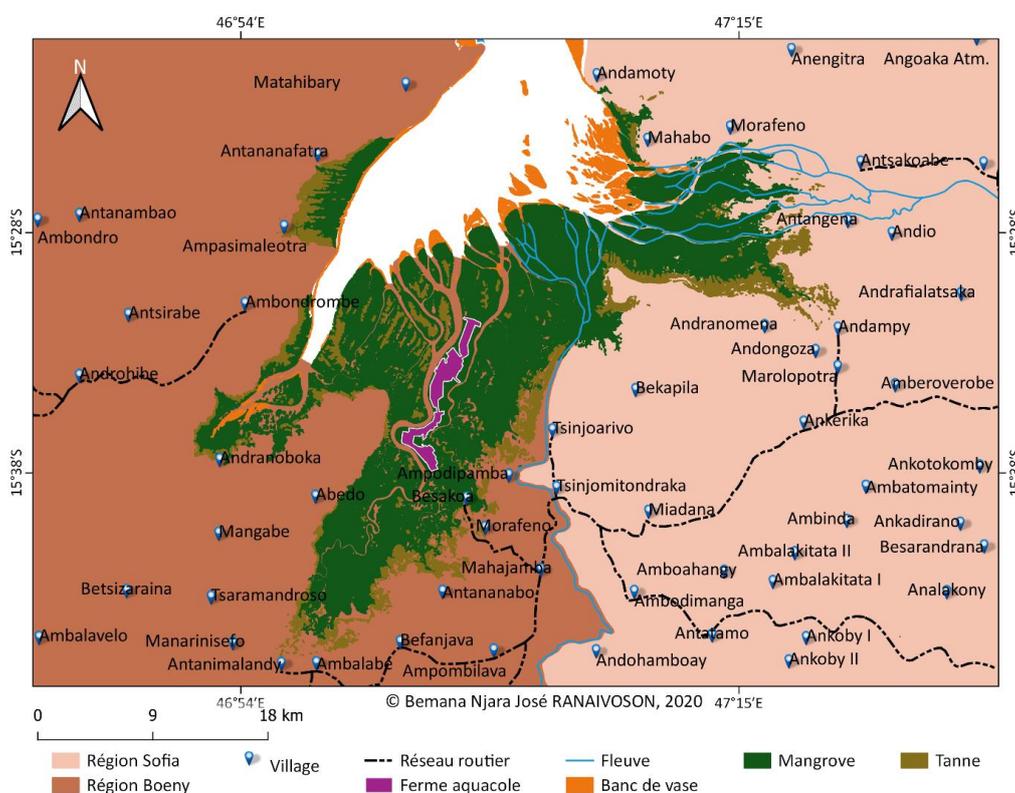


Figure 43: Le site de la baie de Mahajamba. Sources : BD 500, Sentinel-2 2018 (Mangrove), Landsat 8 (Banc de vase).

3.5.1.2. Le Delta de Mahavavy

Située dans la partie nord-ouest de la grande île, la mangrove du delta de Mahavavy (coordonnées : 15°49'23.63"S et 45°49'7.61"E) se localise à 54 km au sud de la ville de Mahajanga (elle s'étend environ sur 25 km suivant la côte) avec une superficie d'environ 16 000 ha et est incluse dans la nouvelle aire protégée du complexe Mahavavy-kinkony (classée site RAMSAR). Du point de vue administratif, elle est rattachée à la commune d'Antongomena Bevary et Matsakabanja, district de Mitsinjo, dans la région de Boeny. Dans la partie sud de la mangrove de ce site se retrouve quelques villages et villes dont la plus proche est celle de Namakia. La partie sud-ouest de cette zone de mangrove est abritée par une flèche sableuse sur laquelle est installé le village d'Ampitsopitsoka (**Figure 44**). C'est le plus grand village se localisant au niveau de la mangrove. Tout comme celle observée dans la baie de Mahajamba, des campements temporaires et permanents de pêcheurs sont visibles, au niveau de la mangrove. Sur la façade maritime du delta, l'accrétion est indissociable de la translation des mangroves qui colonisent les nouvelles vasières (sablo-vaseux), qui sont des sédiments apportés par le fleuve et qui sont responsables de la coloration rouge brique de la mer. A marée basse, ces bancs de vase constituent un meilleur endroit pour la découverte de certaines espèces d'oiseaux fréquentant cette zone (Raherilalao et Rabarisoa, 2015). La mangrove colonise ces sédiments à des vitesses de l'ordre de 2 à 3 m par an en moyenne sur la côte ouest malgache, mais jusqu'à 100 mm/an sur la Mahavavy, tout en laissant la place en arrière à de vastes surfaces sursalées : les tannes ("sira-sira" en malgache)(salomon, 2009b). Sur la partie sud-ouest de la mangrove de ce site, on y retrouve l'espèce de palétuvier *Heritiera littoralis* et *bruguiera gymnoriza* en arrière mangrove, à laquelle succèdent directement la savane herbeuse et une forêt de palmier (satrana) (**Figure 45**).

Sur le delta de Mahavavy, l'activité halieutique est le seul moteur de l'économie villageoise en raison de sa position entre mer et mangrove (Renoux, 2011). Au niveau des campements permanents, il y a aussi quelques boutiques et épiceries et c'est toujours les collecteurs de produits halieutiques qui en sont les propriétaires. Une des particularités du village d'Ampitsopitsoka est son installation sur la flèche de sable donnant ainsi une ère de lieu touristique. Le plus grand collecteur de produits halieutiques de ce village « Mme Polety » possède même des bungalows faisant office de lieu d'hébergement pour les touristes et les chercheurs qui y séjournent temporairement. De ce fait, l'organisme Asity Madagascar

œuvrant pour la préservation et la valorisation de la biodiversité dans cette zone favorise ce village pour toute leur organisation (événements et recherche).

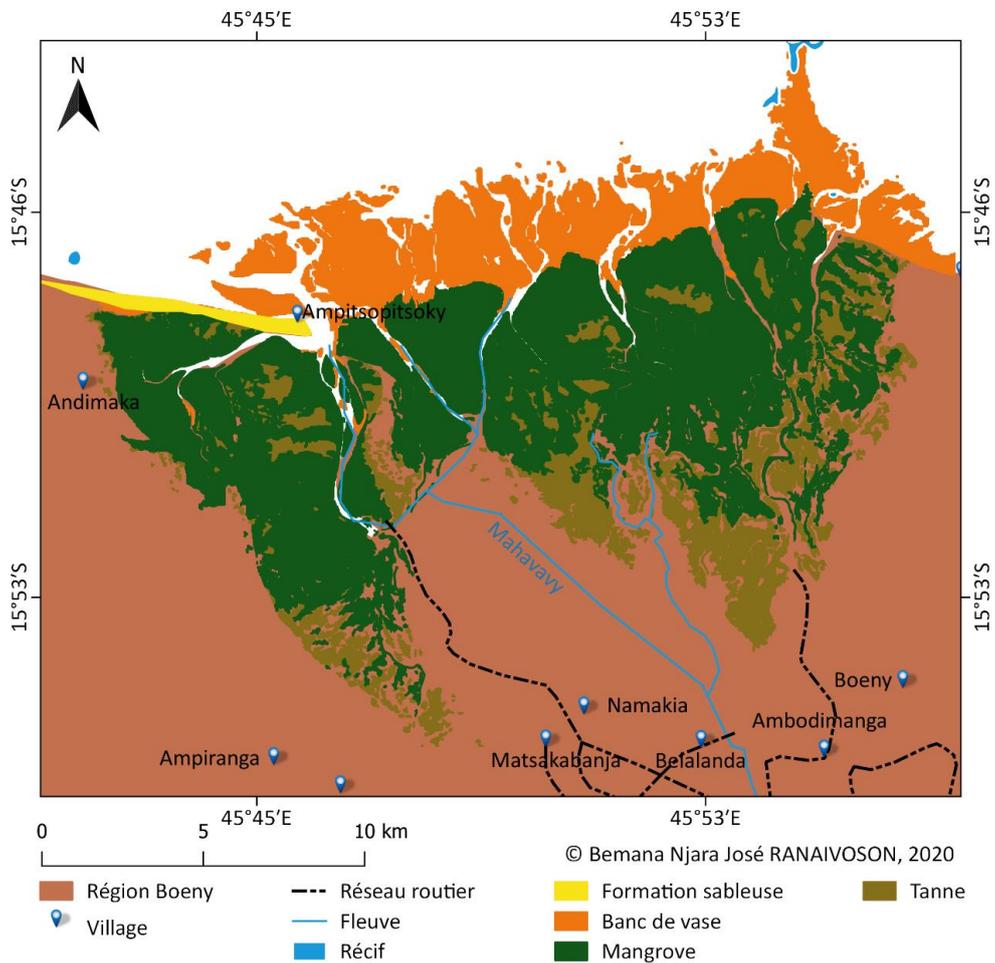


Figure 44: Le site du delta de Mahavavy. Données : BD 500, Image satellitaire Sentinel-2 2018 (Mangrove), Image satellitaire Landsat 8 (Banc de vase).

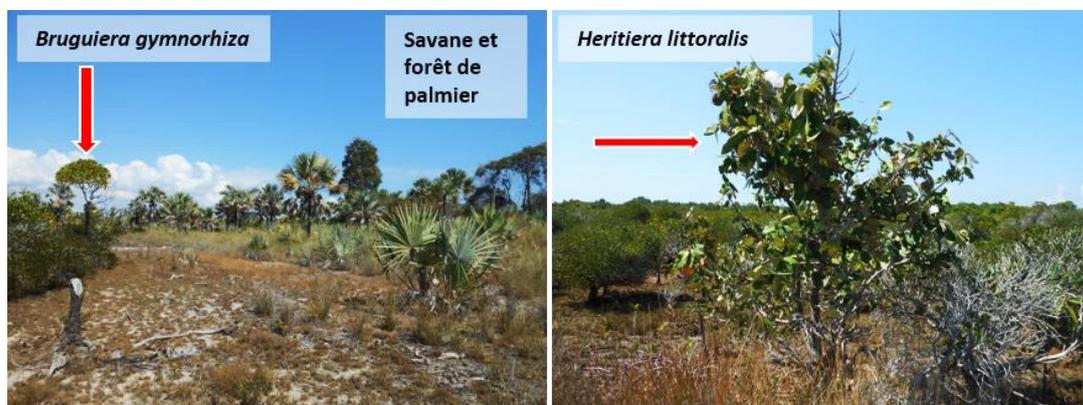


Figure 45: Les espèces de mangrove caractéristique de l'arrière mangrove succédée par la Savane et la forêt de palmier (à Andimaka, Sud-ouest de la mangrove de Mahavavy) (Photographies : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018)

3.5.1.3. L'ethnicité

Parmi les 18 ethnies existantes à Madagascar, on y rencontre 14 avec quelques comoriens et « vazaha » mais ce sont les ethnies sakalava (61,8%) et Tsimihety (17,4%) qui dominent. Suite à des pertes des emplois en ville par rapport à la crise de 2002 et à la fermeture de nombreuses usines à Mahajanga, la migration vers les villages s'est aggravée. 60% des résidents des villages ne sont pas originaires des villages. Mais les migrants se sont sédentarisés contrairement à l'idée reçue d'une ethnie pilleuse de ressources de manière occasionnelle. Ils ont migré pour travailler : dans la pêche, dans la filière bois, travaillé dans la mangrove, dans la plongée, etc...Le peuplement dans le complexe Mahavavy-kinkony se fait principalement par immigration ethnique grâce à l'existence de plusieurs ressources naturelles exploitables. Cette immigration a commencé vers 1983 et en effet, la population autochtone représentée par les sakalava est largement dominée par les immigrants qui forment 81% de la population. Ces immigrants se répartissent en cinq ethnies à savoir les Betsirebaka (32%), les Antandroy (26%), les Tsimihety (12%), les betsileo (9%) et les merina (2%) (Biodev, 2005). Et dans la situation économique et politique actuelle du pays, cette migration ne cesse d'augmenter (**Figure 46**).

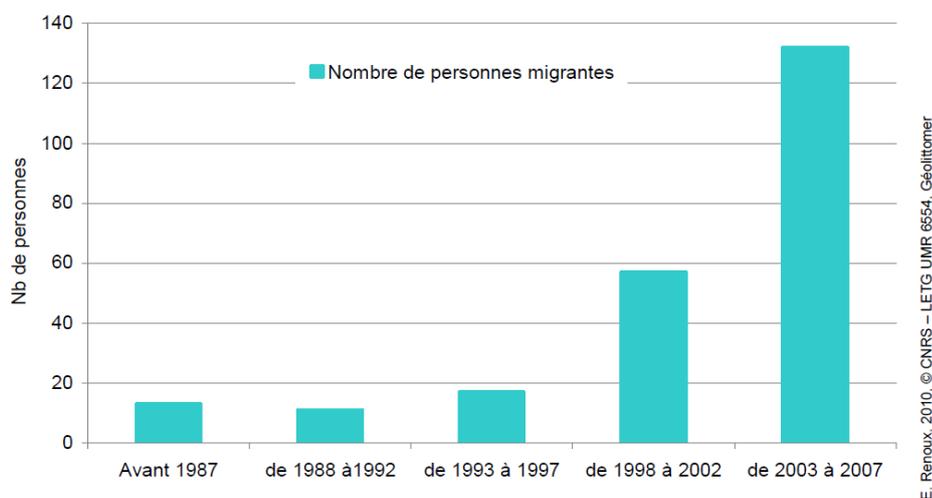


Figure 46: Diagramme des migrations par périodes (Renoux, 2011)

3.5.1.4. Les usages de la mangrove

Selon Cormier-Salem (1995), les mangroves malgaches combinent de multiples activités « agro-sylvo-pastoralohalieutiques », comme par exemple la riziculture, l'exploitation salicole, la pêche, la coupe de bois, la crevetticulture, etc. Dans le Nord-Ouest de l'île, les hommes exploitent principalement deux ressources : l'une forestière, autour du bois (Rhizophoracées), et l'autre aquatique, autour des crustacés (crevette pénéide et crabe de mangrove surtout).

Les bois de mangrove sont utilisés comme bois de chauffe (cuisson) et aussi pour la construction navale en raison de leur qualité mécanique et leur durabilité (Noel *et al.*, 2011). Selon Giri and Muhlhausen (2008), la mangrove au nord-ouest de Madagascar est surtout confrontée à une conversion de sa surface pour l'aquaculture des crevettes. Dans la baie de Mahajamba ce type d'exploitation a débuté en 1993 et a connu une extension en 2009, dont la surface représente les 2% de la surface de la mangrove de cette Baie (Robin *et al.*, 2011). En ce qui concerne la mangrove du delta de Mahavavy, les mangroves sont utilisées pour la fabrication des clôtures, des maisons et des étalages pour le séchage de poisson. Elles sont aussi utilisées comme lieu de pâture pour les bétails (notamment les zébus). Dans cette zone, la mangrove est utilisée comme un site touristique pour l'observation des oiseaux migrateurs. Pour les peuples Sakalava, la mangrove est aussi un lieu sacré (lieu-refuge des esprits des ancêtres), cela contribue en partie à la conservation et à l'extension de cet espace (Rakotonavalona, 1996 in Noel *et al.*, 2011).

3.5.1.5. Le contexte hydroclimatique

3.5.1.5.1. Caractéristiques climatiques

La zone de la baie de Mahajamba appartient à la zone tropicale semi-humide. En moyenne, tous les 5 ans, cette région subit le passage d'un cyclone important dont l'impact est considérable sur la morphologie du littoral en une durée minimum (Renoux, 2011). La précipitation moyenne la plus élevée est de 390 mm et se rencontre au mois de février. Pour la température moyenne, on a 28°C au mois de mars et avril (Ramanganirina, 2015). Un peu plus au sud-ouest de Mahajanga, le delta de Mahavavy a un climat de type tropical chaud et sec avec une alternance de saison pluvieuse pendant cinq mois et de la saison sèche durant sept mois. Pendant toute l'année, la température moyenne annuelle se situe aux environs de 27,64 °c. La température moyenne du mois le plus froid (juillet à aout) est de 27°C ; le reste des mois a une température moyenne de 32°C. La saison pluvieuse s'étale du mois d'octobre au mois d'avril pendant laquelle les précipitations peuvent aller jusqu'à 475,6 millimètres. L'hiver est relativement sec avec des précipitations moyennes très basses qui oscille autour de 0,6 millimètres voire sont nulles. La région de Boeny est sous le régime doux de la mousson. Le vent souffle à une vitesse moyenne annuelle de 12 kilomètres par heure (Rakotomavo, 2017).

3.5.1.5.2. Hydrologie fluviale et marine

Dans la mangrove de la Baie de Mahajamba débouchent deux grands fleuves (Sofia et Mahajamba), dont les bassins versants (45 250 Km²) drainent le centre du pays (Figure 47). C'est le quatrième plus grand bassin versant de Madagascar après Mangoky, Tsiribihina et Betsiboka. La région connaît un régime hydrologique caractérisé par des crues bien alimentées en saison de pluies de décembre à mars et d'étiage faible de juillet en octobre. Les crues sont très abondants en saison des pluies, les fleuves débordent et inondent une grande partie des plaines et des baiboho²⁵. Les dépôts d'alluvions sont très importants surtout sur les bordures de la Sofia et de Mahajamba rendant les fleuves de ces bassins versants tout rouge (Fetramaharavo, 2019). Face au canal du Mozambique, la baie est une plaine littorale inondée deux fois par jour avec une amplitude de marée de 1,5 à 3 m (4 à 4,5 m pendant la marée haute des vives eaux) et de moyenne salinité d'eau de surface de 25 à 45 pour mille (Razafindramiadana, 2016).

En ce qui concerne le delta de Mahavavy, le système hydrologique de la Nouvelle Aire Protégée est très large, le caractérisant en tant que zone humide. A part le Canal de Mozambique qui délimite la partie Ouest du Complexe, elle est traversée par de nombreux cours d'eaux dont le fleuve Mahavavy. Cette dernière tire ses deux sources dans la Région de Bongolava (District de Tsiroanomandidy) ; puis ces deux bras se réunissent pour devenir la Mahavavy du Sud qui va traverser la région de Betsiboka dans le district de Kandrehô. La rivière poursuit ensuite sa route pour arriver dans la Région de Boeny et se jette dans le canal de Mozambique formant un delta de plusieurs bras inégaux (Chaperon *et al.*, 1993 ; Rakotonirainy, 2007). Elle a une longueur de 410 Km et son bassin couvre une surface de 18 500 km² (Andriamalala *et al.*, 2019) (**Figure 47**). Dans les estuaires ou les deltas de ces cours d'eaux s'installent des zones de mangroves dont la taille varie en fonction de l'importance de ces cours d'eau et de la sédimentation (Rakotomavo, 2017).

Sur toute la côte ouest de Madagascar, les marées sont notables : le marnage atteint 3 m en vives eaux et plus de 4 m sur la côte nord-ouest. Cette influence de la marée se fait aussi bien sentir au niveau des estuaires que dans les bras des deltas (faible pente) surtout en saison sèche lorsque les débits sont généralement peu importants (Herveu, 1969).

25 Terre alluvionnaire, terre fertile de décrue

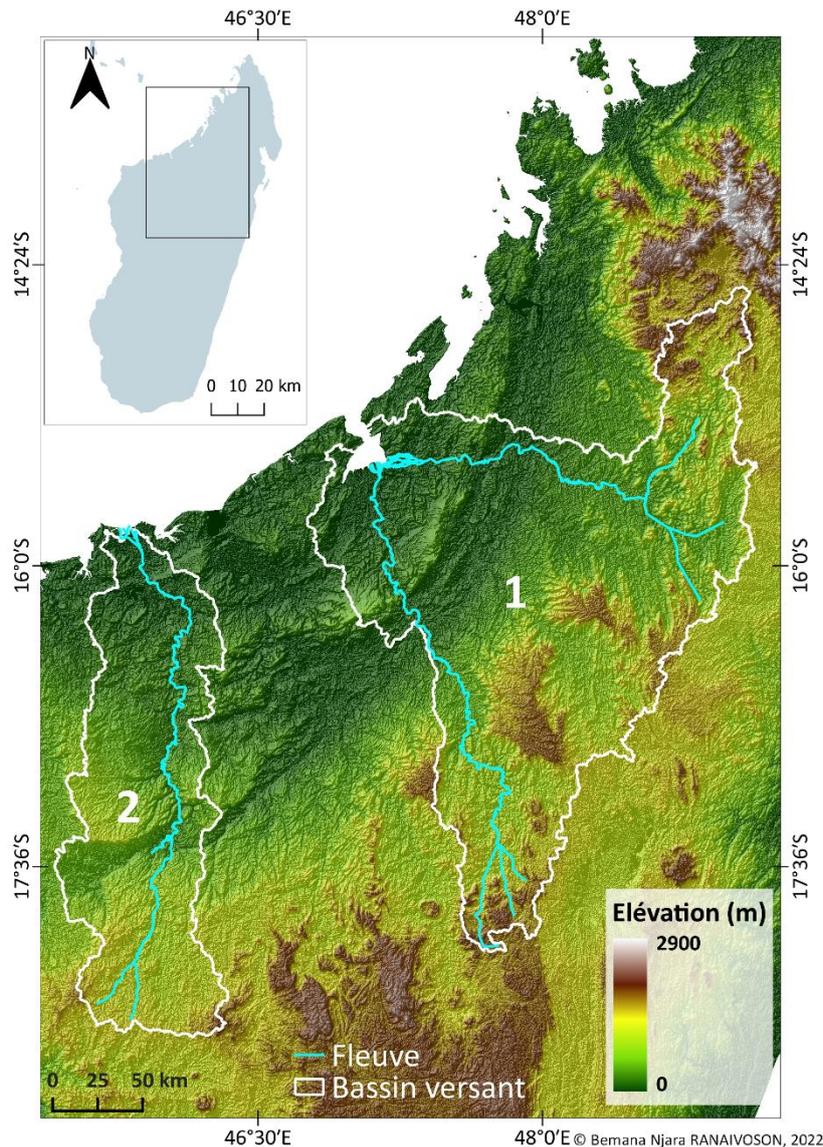


Figure 47: Bassin versant (1) de la Baie de Mahajamba et (2) du delta de Mahavavy (Données : MNE ALOS)

Dans le cadre de cette thèse, les sites d'études sont divisés selon les unités géomorphologiques au vu de leurs tailles et de la diversité des contextes hydrologiques. Le site de la baie de Tsingilofilo au sud-ouest de Madagascar en raison de sa taille, de l'homogénéité de sa mangrove et de l'absence d'un ou de bassin versant est quant à lui considéré comme une entité unique. Contrairement aux deux sites au nord, la mangrove de la baie de Tsingilofilo n'est pas alimentée par une source d'eau douce de surface en provenance d'un fleuve. Elle est plutôt alimentée en eau douce par des sous-écoulements provenant des espaces aréiques calcaires ou dunaires situés en arrière du littoral, ce qui est le cas de la majorité de la mangrove du Sud-ouest de Madagascar (Lebigre, 1997b).

Le site de la Baie de Mahajamba est divisé en 6 entités différents (**Figure 48**), où l'entité 1 qui se trouve au nord est alimentée par le fleuve permanent Sofia et l'entité 2 par Mahajamba. La mangrove du site de Mahajamba est généralement à l'abri des vagues et houles. Par contre, les entités 1 et 2 sont plus exposées aux forçages marins en raison de leur position (face à l'ouverture vers la mer) contrairement aux entités 3, 4, 5 et 6 qui sont en situation d'abri. L'entité 3 est alimentée par un bras secondaire du fleuve de Mahajamba.

En termes de superficie, l'entité 3 est la plus grande représentant 44% soit 15143 ha de l'ensemble de la mangrove de ce site. L'entité 1 représente 22% soit 7345 ha de l'ensemble de la mangrove. Les deux entités (E2) et (E4) représentent respectivement 13% soit 4279 ha et 12% soit 3960 ha de la mangrove sur ce site. Les entités 5 et 6 sont les plus petites avec respectivement 2 008 ha et 1 406 ha soit représentant 6% et 4% de la mangrove.

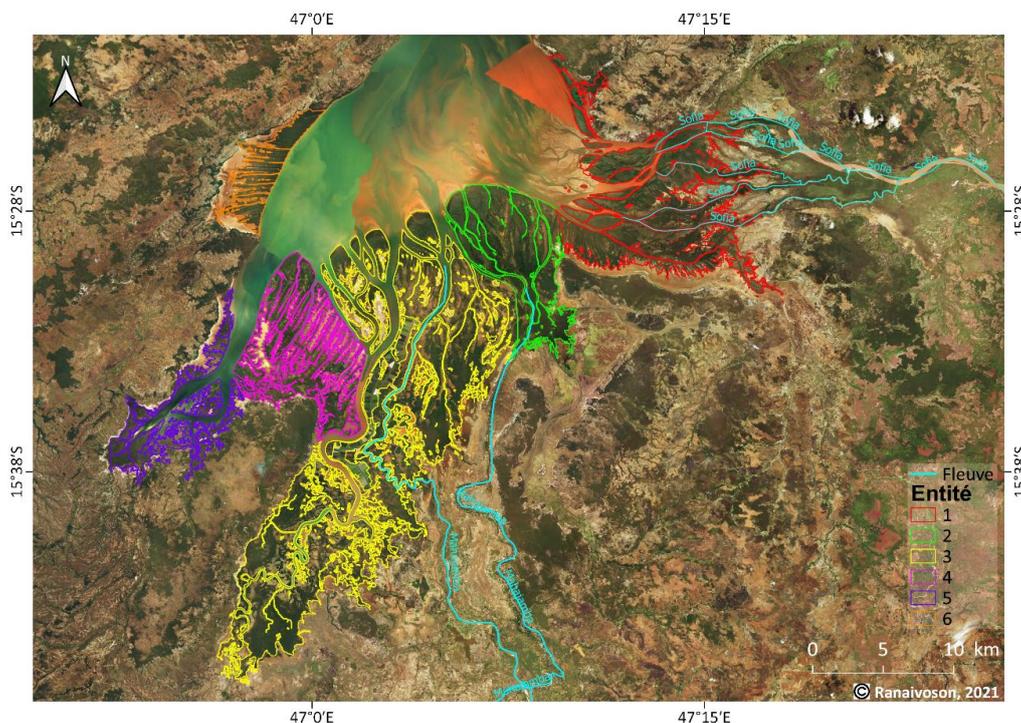


Figure 48: Division de la mangrove de la baie de Mahajamba en entité (de droite à gauche, en rouge : entité 1, en vert : entité 2, en Jaune : entité 3, en rose : entité 4, en violet : entité 5 et en orange : entité 6)

Le site du delta de Mahavavy est divisé en 4 entités (**Figure 49**). L'entité 1 est alimentée en douce par un bras secondaire de la rivière de Mahavavy tandis que les entités 2 et 3 sont alimentées par le bras principal (séparé en deux bras) permanent. L'entité 3 est abritée par la flèche de sable où le village d'Ampitsopitsoka est installé.

En termes de superficie, l'entité 1 est la plus grande, représentant 48 % soit 5 710 ha de la mangrove de ce delta. L'entité 3, 2 et 4 représentent respectivement 20 % soit 2 369 ha, 17% soit 2 023 ha et 16 % soit 1 912 ha de l'ensemble de la mangrove du site de delta de Mahavavy.

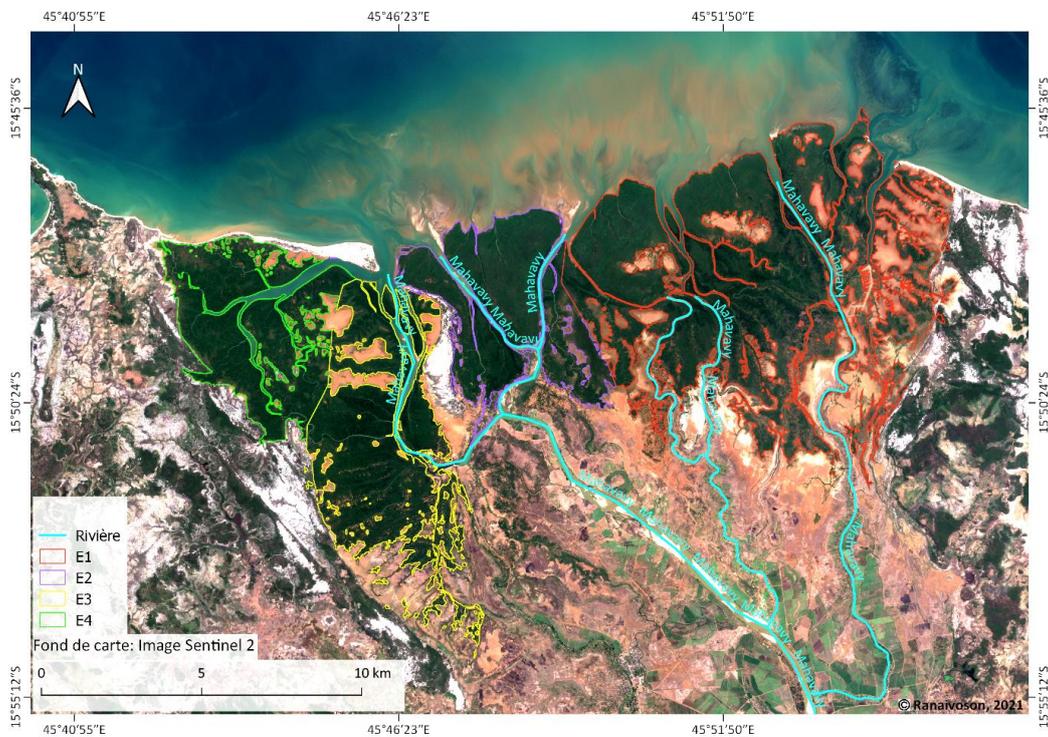


Figure 49: Division de la mangrove de la baie de Mahavavy en entités. (De droite à gauche, en rouge : entité 1, en violet : entité 2, en Jaune : entité 3 et en vert : entité 4)

3.5.1.6. Les menaces qui pèsent sur la mangrove

Dans la Baie de Mahajamba, la mangrove a toujours été exploitée mais d'une façon régulée par les autochtones (Sakalava). L'installation d'une ferme aquacole en 1993 et les chômages qui se sont accrus depuis 2002 a favorisé la migration vers la côte. Aussi, toutes les forêts (Mangrove et autres forêts) de la zone sont soumises à une surexploitation, soit pour augmenter les surfaces cultivables ou pâturables, soit le plus souvent comme source d'énergie (le bois est la seule source) (Razafindrasoa, 2010).

Selon une étude menée par Noel *et al.* (2011), la durée de vie de la mangrove est de 10 à 35 ans, de la naissance de l'îlot avec des espèces pionnières jusqu'à la mort naturelle des individus en raison de la modification des conditions hydrauliques de la zone. Les espèces pionnières telles qu'*Avicennia* et *Sonneratia* qui cèdent leur place à des Rhizophoracées, qui

une fois à maturité (vingtaine d'année) meurent par vieillesse, sursalinisation par alluvionnement ou par acidification du sol. Au bout de 3 à 4 ans l'endroit déboisé donne naissance à une tanne. Le climat est aussi l'une des causes naturelles de la dynamique de cet écosystème à mangrove. Les forçages cycloniques (crues, vents, houles) peuvent emporter en quelques heures d'importantes surfaces de mangrove sur les berges de chenaux ou en front de mer, mais créent aussi des nouveaux bancs de sédiments où prendront racines les propagules ou autres plantules de palétuviers. A cause du cyclone Elita et Gafilo en 2004, la mangrove de Tsinjorano a été recouverte par 2 m de sable en une nuit, causant leurs morts par asphyxie peu de temps après (Noel *et al.*, 2011). Les crues associées aux cyclones et à la saison cyclonique favorisent aussi la distribution des propagules.

En 2019, Andriamalala *et al.*, ont évalué les menaces et les pressions subies par le fleuve du Mahavavy et l'écosystème mangrove. D'après leurs études, cet écosystème mangrove du delta est menacé par l'ensablement, à cause des dégâts en aval comme la transformation des berges du fleuve en terrain de culture (surtout en riziculture) et la divagation animale (bœuf), la déforestation (coupe sélective de la forêt à mangrove) et la surexploitation des ressources halieutiques. Comme dans la plupart des mangroves à Madagascar, malgré la présence d'un représentant local appelé « agent forestier » et sachant que c'est une aire protégée, on a quand même pu observer en 2018 des coupes de bois de palétuvier ainsi que la présence de zébus en pâture dans la mangrove (**Figure 50**).



Figure 50: Zébus reposant dans la mangrove après la pâture, dans le delta de Mahavavy (Photographie : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018)

3.5.1.7. Les organismes intervenant dans la zone pour la gestion de la mangrove

3.5.1.7.1. Sur la Baie de Mahajamba

Depuis 1993, la société privée AQUALMA a aménagé une zone de tanne pour installer leur ferme aquacole d'une superficie de 800 ha (2 % de la mangrove) (Renoux, 2011). Depuis 2017, l'ONG Blue ventures travaille dans la Baie de Mahajamba dans le contexte de gestion environnementale et d'assistance communautaire. Le rôle de protection était et est toujours assuré par AQUALMA puisque cette société contrôle et surveille les activités dans ces zones de mangrove. De ce fait, une autorisation pour travailler dans la mangrove serait nécessaire surtout si on pénètre la zone de sécurité de la ferme aquacole.

La CSP (Centre de Surveillance des Pêches) passe d'une manière aléatoire sur les campements de pêche pour contrôler les engins de pêche utilisés. Ces campements sont habités temporairement (deux semaines par mois) lors de la période propice à la pêche d'une ressource cible. Ces campements sont ravitaillés en eau potable par AQUALMA car il n'y a pas de source d'eau douce sur les îlots à mangrove. C'est l'une des formes d'œuvres sociales assurées par cette société au niveau de la population locale, comme la construction d'école et d'hôpital. Les villages et les villes se localisent surtout sur la partie terrestre, en bordure de l'embouchure du fleuve Sofia au Nord et vers la partie sud-ouest de la baie vers le village d'Andranoboka.

3.5.1.7.2. Sur le Delta de Mahavavy

En ce qui concerne la gestion de la mangrove du delta de Mahavavy, un agent forestier est présent sur place (dans le village d'Ampitsopitsoka) et chaque intervention dans ces forêts à mangrove passe par lui (recherche et tourisme). Cette zone est connue pour être un vaste réservoir de l'avifaune Malgache et offre d'excellentes occasions pour observer les oiseaux que ce soit forestier ou aquatique (**Figure 51**). Pour cela, un organisme non gouvernemental connu sous le nom de « ASITY Madagascar » en partenariat avec l'ONG Birdlife, intervient dans cette zone. Cet organisme a comme objectif de conserver la biodiversité en intégrant les différentes parties prenantes (communautés locales, autorités traditionnelles et administratifs, sociétés civiles...) dans sa gestion (ASITY, 2016)²⁶.

26 <https://asity-madagascar.org/blog/evenement/ap-complexe-des-zones-humides-mahavavy-kinkony-safari-des-oiseaux-2017-voronosy/>



Figure 51: Les oiseaux migrateurs dans la mangrove du complexe Mahavavy Kinkony, nord-ouest de Madagascar (Source : SOMACRAM, 2017)²⁷

3.5.2. Le site dans le sud-ouest de Madagascar

3.5.2.1. La Baie de Tsingilofilo

La mangrove de la baie de Tsingilofilo (Coordonnée : 21°49'40.48"S et 43°20'41.79"E) se situe entre l'îlot d'Anolotana et Morombe (21°44 lat. S) et s'étend sur une quinzaine de kilomètres de long sur trois kilomètres de large au maximum, avec une superficie d'environ 1 680 ha. Le marais maritime de la baie de Tsingilofilo est caractérisé surtout par une large étendue de tanne vive (inondée à chaque marée haute des vives eaux) (**Figure 52**) allant du Nord au Sud, avec la présence de quelques espèces dispersées comme *Avicennia*, *Cerriops* et *Rhizophora*. L'interface terrestre est séparée de la partie marine par une route qui relie le village d'Andavadoake et Morombe. Elle est caractérisée par une dune couverte de « bush ». La mangrove est dominée par l'espèce de palétuvier *Rhizophora mucronata* (Lebigre, 1997b). Elle a une zonation méridionale parfaite et protégée par un récif-barrière qui part du cap Tsingilofilo (qui forme l'extrémité septentrionale de l'île d'Anolotana) et se prolonge au-delà de Morombe jusqu'en fin du cap Andevitse. La mangrove de la baie de Tsingilofilo y est alors de type côtier d'arrière récif. Les îles qui la jalonnent (Nosy Fatra, Nosy Andriamandriaka, Nosy Ratafanika, Nosy Lava) sont les témoins résiduels de petits massifs dunaires. Le lagon est peu profond : 6 à 12 m maximum due à l'accumulation de sédiments provenant de l'embouchure du Mangoky au nord mais aussi de matériel récifal et des dépôts éoliens (Lebigre, 1997b).

²⁷ <http://samacram.mg/circuit/safari-des-oiseaux-a-mahavavy-kinkony/?lang=fr>

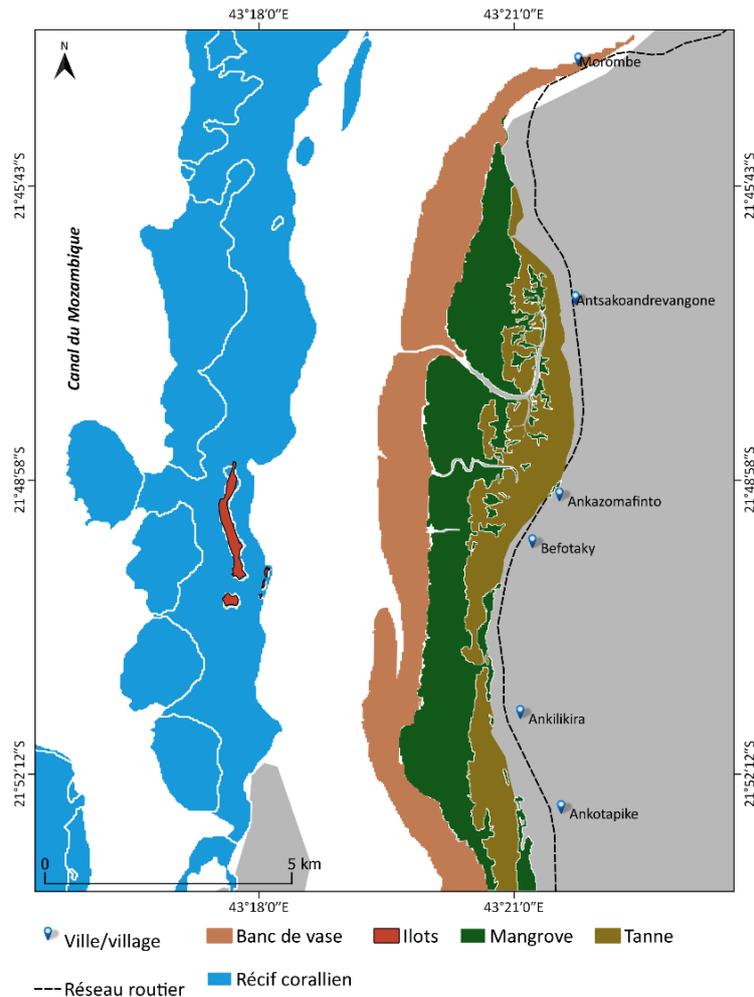


Figure 52: Le site de la Baie de Tsingilo. Sources : BD 500, Sentinel-2 2018 (Mangrove), WCMW-008-CoralReefs 2010 et Landsat-8 2018 (Banc de vase)

3.5.2.2. L'ethnicité

Dans cette zone du sud -ouest de Madagascar, la population est mélangée (Vezo et Masikoro) mais l'ethnie Vezo est majoritaire. Ces peuples sont connus pour être très habiles dans la navigation maritime et la pêche. Ces ethnies ne vivent que de la pêche, mais avec les mélanges ethniques, l'élevage et l'agriculture ont commencé à se développer. Depuis 2016, des champs de culture de riz sont observés en zone d'arrière mangrove au bord de la route reliant Andavadoake et Morombe. Cette zone d'arrière mangrove a été une fois colonisée par les *Typha angustifolia* « vondro » et a été défrichée pour la riziculture. Et malgré la teneur en sel non négligeable du sol, le riz pousse quand même très bien. Les Vezo sont connus aussi comme étant des peuples nomades et on les rencontre le long de la côte ouest du nord au sud. Ils se déplacent en fonction de la saison et surtout en fonction de la période de disposition des

ressources halieutiques. Un fait marquant dans cette zone est la présence des « Malaso », connus comme étant des voleurs de zébu, mais à cause de la situation de pauvreté actuelle et donc de la pénurie de ce type d'animaux d'élevage, ces voleurs cambriolent même les petites épiceries.

3.5.2.3. Les usages de la mangrove

Dans le sud-ouest, la mangrove est une zone de pêche aux crabes, crevette et de poisson. Comme dans le nord de Madagascar, la population vivant à proximité de la mangrove utilise la ressource ligneuse comme une source de bois de chauffe pour la cuisson et de bois de construction et matériel de construction de pirogues. Les plus gros troncs de palétuvier sont surtout utilisés pour le four à chaux à partir des coquillages.

3.5.2.4. Le contexte hydroclimatique des sites d'études

3.5.2.4.1. Caractéristiques climatiques

La zone sud-ouest est une zone appartenant à l'immense région la moins arrosée de Madagascar : moins de 400 mm de précipitation par an sur une grande partie des régions côtières (Climat subaride) avec un maximum humide unique de saison chaude, à caractère orageux ou cyclonique (Battistini *et al.*, 1975). Cette zone est caractérisée par une longue saison sèche (7 à 9 mois), à laquelle succède une brève saison des pluies, parfois aléatoire et souvent très pauvre en précipitations. La variation de la température reste faible tout au long de l'année et les moyennes annuelles sont toujours comprises entre 25°C (Morombe). La plus basse température s'enregistre en saison fraîche dont les minima ne descendent pas en dessous de 10°C, liés à la continentalité et l'altitude (Bemiasa, 2009).

Par contre, notre zone d'étude est une des zones d'« atterrissage » des cyclones, dans le sud-ouest de Madagascar (Peyrusaubes, 2016). En 2013, « Haruna » a touché particulièrement les districts de Morombe provoquant des dégâts matériels, humains mais aussi au niveau de l'écosystème à mangrove.

3.5.2.4.2. Hydrologie fluviale et marine

Les parties Ouest et Sud de Madagascar sont soumises à l'action des houles dont la direction et l'intensité sont fonction de la météorologie. Avec une amplitude qui peut atteindre jusqu'à

4 m, les marées de type semi diurne avec une alternance de mortes eaux et de vives eaux influencent considérablement les côtes ouest (Rasolofo, 2011). Aucune étude sur les houles résiduelles au sein de la baie ne semble être disponible. Par contre, la baie de Tsingilofilo est soumise à une mer calme due à la présence de récif corallien barrière et les différents îlots atténuant la force des vagues, favorisant ainsi l'installation de la mangrove.

Selon Bemiasa (2009), l'une des particularités physiques de cette partie côtière de la région de Madagascar est sa pauvreté en rivières permanentes. Les cours d'eau dépérissent particulièrement lorsqu'on va vers l'aval, s'expliquant par la fréquence des sols à dominance texturale sableuse, favorisant ainsi l'infiltration.

3.5.2.4.3. Les menaces qui pèsent sur l'écosystème mangrove

Morombe étant caractérisée comme une zone de passage fréquente de cyclone, les dynamiques au niveau de la mangrove de cette zone sont surtout liées à cet aléa naturel qui cause le déracinement de la mangrove. Les bois morts rendent la mangrove encore plus impénétrable mais favorisent à leur pied l'émergence de nouvelles plantules. L'exploitation humaine de la forêt est rare voire même inexistante en raison de la surveillance des populations locales (présence de villages le long de la route à proximité de la mangrove). De plus, dans cette zone, une forêt sèche littorale est à la disposition de la population pour leurs besoins quotidiens, la forêt à mangrove est donc épargnée. Par contre, on a remarqué lors de notre descente sur le terrain qu'un petit campement s'est installé dans la mangrove et d'après le pêcheur guide, cette petite communauté s'est sédentarisée en ce lieu. Le risque est dès lors une exploitation permanente de la forêt de mangrove pour les besoins en bois de chauffe et de construction de cabanes.

3.5.2.4.4. Les organismes intervenant dans la zone pour la gestion de la mangrove

La mangrove de la baie de Tsingilofilo se trouve dans l'Aire Marine Protégée de Velondriake cogérée par l'ONG Blue Ventures et l'association locale « Teariake » (signifiant en Malgache « qui aime la mer »). La gestion de cette zone est régie par une convention sociale traditionnelle qu'on appelle « DINA » qui permet de réguler la vie des communautés. Depuis 2016, le DINA a été intégré à la loi sur la gestion de l'environnement. La ratification s'est faite

par une approbation collective de la population locale lors d'une réunion villageoise, en présence des membres de l'association villageoise, un représentant de l'ONG et surtout du chef district et d'autres autorités locales. Cette loi concerne tous les délits sociaux (vol et autres) mais aussi les mauvais usages de l'environnement (pêche destructive, exploitation illicite de la forêt à mangrove). D'une manière générale, le DINA favorise le bon déroulement de la vie sociale en limitant voire même éradiquer l'insécurité.

Malgré cela, quelques mauvaises pratiques comme l'usage de la pagaie en guise de bêche pour l'extraction du crabe de son terrier (détruisant les terriers) ont été observées lors de notre passage sur le terrain. Cette pratique de pêche est connue comme étant non pérenne car les terriers sont repeuplés à marée haute même si les crabes les quittent à marée basse.

Conclusion du chapitre 3

Madagascar est la plus grande île de l'Océan Indien. Son insularité est en partie responsable de l'originalité de sa faune et aujourd'hui, elle constitue l'un des "points chauds" de la biodiversité mondiale. Elle possède une mangrove représentant 2% de la mangrove mondiale : 98% de cette surface sur la côte ouest et les 2% restants sur la côte est de l'île. Cette dissymétrie végétale reflète la dissymétrie morphologique et hydrologique de la grande île. Même au niveau climatique, sous l'influence de la mousson et de l'alizé ainsi que d'autres paramètres atmosphérique et océanique, Madagascar a un climat tropical contrasté. Le climat sur le littoral passe de subhumide au nord-ouest à subaride dans le sud-ouest. La raréfaction des pluies et l'augmentation de la température préfigurent les changements climatiques auxquels on doit s'attendre. Parmi les trois sites d'études choisis, les deux qui se localisent au nord-ouest sont similaires. Leurs mangroves sont vastes et alimentées par des fleuves, leur conférant un statut de mangroves estuariennes/ deltaïques tandis que celles du sud-ouest sont côtières d'arrière récif. En termes d'usage, les sites au nord sont difficiles d'accès, ce qui est dû à la raréfaction des moyens de transport comme les pirogues. Dans l'ensemble des sites, la pêche est l'activité principale mais des activités secondaires (agriculture et l'élevage) la complètent. Pour le cas du delta de Mahavavy, le tourisme s'y ajoute car c'est un lieu de passage des oiseaux migrateurs marins. Du point de vue des populations, au nord de Madagascar, c'est l'ethnie Sakalava qui est majoritaire en raison du chômage dans les villes, elle est associée à des ethnies de migrants nationaux. Dans le sud-ouest c'est plutôt l'ethnie Vezo qui est majoritaire. Sur l'ensemble des trois sites d'études, la mangrove est utilisée comme lieu de pêche et les ressources en bois sont utilisées pour la chauffe, la construction (maison, de clôture, matériel naval). Particulièrement dans le sud-ouest, les bois de mangrove sont utilisés pour la fabrication de chaux afin de construire des maisons. Au nord, la mangrove est sacralisée. Sur l'ensemble des sites, la mangrove est menacée par l'usage ou l'exploitation excessive humaine (coupe, conversion de surface, pâturage). Les causes naturelles liées au climat comme les cyclones, provoquent des crues, l'érosion des berges et l'arrachement de pieds de mangrove. En termes de gestion, différents organismes gouvernementaux et non gouvernementaux travaillent dans ces sites afin de gérer et conserver cet écosystème.

Chapitre.4 Itinéraire méthodologique

Le protocole méthodologique adopté dans cette étude emprunte des méthodes de la foresterie adaptée à la mangrove (Lemmon, 1956 ; Kauffman et Donato, 2012 ; Randriamiarisoa, 2015 ; DORIS²⁸) à l'inventaire des ressources halieutiques de type invertébré (Le Reste *et al.*, 1976 ; Delathière, 1990 ; Mouton et Felder, 1996) et de l'analyse spatiale (Liu *et al.*, 2012; N'Goran, 2016; Taureau, 2017).

L'itinéraire méthodologique orienté analyse spatiale est nourri de deux types de données : des données satellitaires pour caractériser la dynamique du système mangrove et du système crabe de mangrove à l'échelle locale sur le court terme et à l'échelle locale sur le moyen terme et des données de terrains. L'ensemble de ces données vont nous permettre de constituer, analyser un vaste base d'informations géographiques exploitée sous SIG ou « R » pour les statistiques. Les 4 phases de cette étude sont présentées en 3 sous-chapitres :

1. La campagne de terrain pour la collecte des données sur les paramètres écologiques de la mangrove sur des parcelles (10 m de côté) d'échantillonnages.
2. L'apport de la télédétection au monitoring des forêts de mangroves malgaches à l'échelle nationale dans une perspective de gestion des stocks de crabe.
3. Apport de la télédétection et de l'analyse spatiale à l'échelle locale : analyse des caractéristiques de 3 écosystèmes fonctionnels halieutiques à travers 3 marais maritimes à mangrove (slikkes/schorres) avec une profondeur temporelle de 30 ans.

4.1. Collecte des données sur les paramètres écologiques et halieutiques de la mangrove

Lors de cette campagne sur le terrain, un maximum de données écologiques sur l'écosystème mangrove a été collecté en tant qu'habitat du crabe *S. serrata*. Cette campagne a permis de se familiariser avec le milieu d'étude (observer la spécificité de chaque site), la population, ainsi qu'une collecte d'information pour la validation ou la vérification de la qualité et la pertinence des informations extraites des images satellites (Khedam, 2001). Travailler dans une zone reculée (en brousse) à Madagascar est délicat si on est étranger. D'où la nécessité de la présence d'un guide local atténuant la méfiance des villageois, ce qui permet surtout

28 DORIS (Données d'Observations pour la Reconnaissance et l'Identification de la faune et la flore Subaquatiques) : <https://doris.ffessm.fr/>

d'éviter les divers dangers (tabous et animaux dangereux). Pour cela, un pêcheur local a été engagé afin de faciliter cette intégration et notre déplacement. En renfort, trois étudiants en Master deuxième année de l'Institut Halieutique et des Sciences Marines, de l'université de Toliara, ont été recrutés pour la réalisation de ce travail de terrain, chacun ayant une tâche spécifique assignée, le tout à réaliser de concert. La sélection de ces étudiants était basée sur l'origine géographique car, la première et la plus importante des approches une fois sur le terrain est la communication avec les habitants locaux. Donc, l'équipe était composée d'un étudiant connaissant très bien le contexte du sud-ouest du pays, un autre connaissant la partie Sud de Mahajanga (Namakia) et un autre de l'ethnie Tsimihety d'Antsohihy.

Les tâches sont bien réparties au sein de l'équipe, dont :

- Le pêcheur : Il nous guide en fonction de l'endroit où on veut aller, c'est une expertise très utile car sans connaître la zone, on peut tomber sur un chenal trop profond, ne nous permettant pas de le traverser à pied. Le pêcheur connaît aussi la coutume de chaque endroit et permet de mettre en confiance les autres pêcheurs croisés dans la forêt. C'est le pêcheur aussi qui identifie les terriers et effectue la pêche au trou.

- Les autres tâches sont réparties entre les quatre autres enquêteurs de terrain avec une rotation régulière, c'est-à-dire la mesure de la circonférence des arbres, inventaire des palétuviers, mesure de la consistance du sol, mesure du recouvrement de la mangrove, etc...

Il est aussi important de noter que la procédure de collecte des données sur le terrain suit un ordre bien strict. On délimite d'abord la parcelle avec la corde sans piétiner l'intérieur pour ne pas dégrader les terriers, rendant ainsi difficile leurs identifications. Le pêcheur effectue ensuite la reconnaissance des terriers en précisant si celui-ci est actif ou inactif et effectue la pêche au trou. On divise la parcelle en quatre et on effectue l'échantillonnage du sol (consistance) et enfin la collecte du reste des paramètres peuvent être effectuée.

Cette partie sera scindée en trois grandes parties principales, qui seront précédées d'abord de deux parties présentant la logistique pour la réalisation du terrain ainsi que le choix des points d'échantillonnage. La partie méthodologie proprement dite de collecte des données va commencer par celle des paramètres biophysiques, suivie de celle des paramètres de la végétation et on terminera avec l'inventaire des terriers de crabe.

4.1.1. Logistique pour la réalisation de la campagne sur le terrain

Avant la campagne sur le terrain, un plan d'échantillonnage a été établi suivant une cartographie faite au laboratoire basée sur des compositions colorées et des calculs d'indices de végétation que nous détaillerons dans la partie télédétection (Page 187) ainsi que la carte participative issue d'une descente sur le terrain fait par d'autres équipes faisant une étude halieutique, dans le cadre du même projet CRABMADA (Bosc *et al.*, 2018). Elle avait comme objectif de produire sur un fond Google Earth, une carte des limites de zones de pêche en fonction des engins utilisés (**Figure 53**). Cette carte participative permet de cadrer la zone d'intervention et d'éviter les zones considérées comme non productives ou à faible potentiel perçu par les populations.

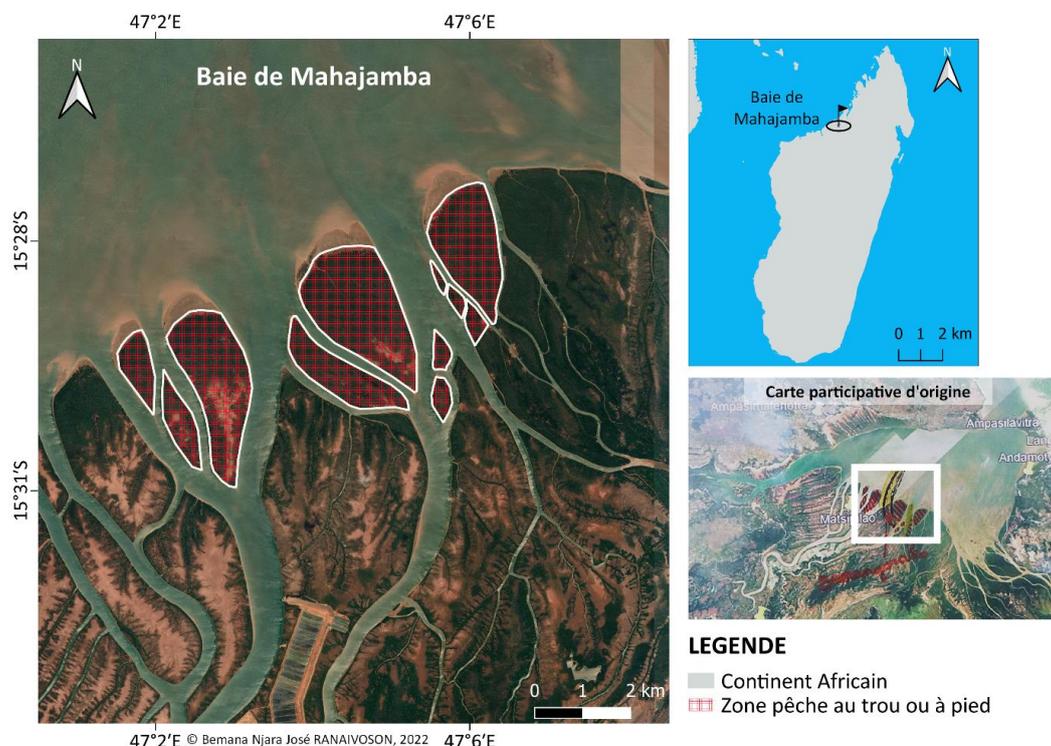


Figure 53: cartographie indiquant les zones de pêche à pied ou au trou (carreau en rouge et contour en blanc) tiré de la carte participative villageoise

Cet apport des autres équipes sur le terrain avant cette campagne, nous a surtout aidés pour la préparation de la logistique. Chaque zone a sa spécificité, pour s'y rendre et surtout y travailler. Divers moyens de locomotion sont utilisés suivant les moyens disponibles et en se basant surtout sur la sécurité de l'équipe. Le déplacement d'un site à l'autre nécessitait divers moyens (**Figure 55**), dont :

✓ Baie de Mahajamba :

- De la ville de Mahajanga au pont Betsimipoaka : Taxi brousse
- Du pont Betsimipoaka vers le premier campement dans la baie : Vedette artisanale en coque métallique (appellation locale : « teuf teuf »)
- Pour l'expédition dans la mangrove : Pirogue traditionnelle à voile

✓ Delta de Mahavavy :

Toute l'expédition dans la mangrove a été effectuée en pirogue traditionnelle en se déplaçant à chaque fois d'un campement à l'autre pour se rapprocher de la zone de mangrove à étudier :

- De la ville de Mahajanga à Katsepy : vedette à moteur
- De Katsepy à Namakia : Taxi-brousse
- Du port de Namakia à Ampitsopitsoka : Pirogue à balance (avec pagaie)
- Pour l'expédition dans la mangrove : Pirogue à balance (avec pagaie)

✓ Baie de Tsingilofilo (Sud de Morombe) :

- De la ville de Toliara à Morombe : Camion taxi-brousse
- De la ville de Morombe vers la mangrove au sud : voiture tout terrain
- Expédition dans la mangrove : Si la zone présente quelques réseaux de chenaux, on utilisait une pirogue, sinon le déplacement s'est fait à pied, de l'arrière mangrove vers le front de mer.

Pour le cas de Mahajamba et Mahavavy, les zones de pêches ne sont pas des villages mais juste des campements temporaires des pêcheurs, donc il a fallu prévoir des provisions durant le temps de travail sur la zone. Il a fallu aussi négocier les moyens de déplacement journalier avec des pêcheurs pour travailler dans la mangrove. Le plus difficile était l'approvisionnement en eau potable, surtout dans la Baie de Mahajamba car les zones de campements étaient des îlots à mangrove (**Figure 54**). L'approvisionnement en eau potable au niveau de ce site est assuré par l'usine AQUALMA qui met à la disposition des populations (pêcheurs) un quota journalier de bidon d'eau.



Figure 54: Le puits d'eau pour boire à Antobimbazaha (Baie de Mahajamba) (Photographies : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018)

Pour ce qui est du moyen de déplacement journalier, l'exploitation d'un moyen de déplacement nécessitait une négociation et un financement car, la pirogue est à la fois un outil de travail et un moyen de transport pour les habitants de la côte.

Pour tout ce travail de terrain nous étions munis d'un ordre de mission signé par le directeur de l'IHSM et du directeur de la pêche de chaque zone d'étude. A chaque passage dans un village, le président de village devrait signer aussi l'ordre de mission.



Figure 55: Les différents moyens de déplacement : **(A)** utilisation d'un petit pirogue pour traverser un petit chenal dans la Baie de Tsingilofilo, **(B)** Pénétration de la mangrove à pied à partir de l'arrière mangrove en traversant la vaste tanne de la Baie de Tsingilofilo, **(C)** Pirogue métallique (Teuf teuf) pour le transfert vers la Baie de Mahajamba, **(D)** Pirogue à balance pour le déplacement dans le delta de Mahavavy, **(E)** Véhicule tout terrain pour le déplacement, de Morombe vers les villages aux abords de la mangrove (Baie de Tsingilofilo), **(F)** Adaptation de deux pirogues pour le déplacement dans les chenaux de la Baie de Tsingilofilo (Photographies : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018)

Les déplacements sur le terrain en raison de leur éloignement et de leur accès difficile ont aussi nécessité de résider dans les villages ou campements plusieurs jours (**Figure 56**). En ce qui concerne les campements sur chaque zone d'étude, on a établi un stratégie d'installation de façon à travailler plus efficacement. Les campements sont choisis en fonction de la proximité des zones à échantillonner, du chef de village pour la sécurité et du pêcheur de crabe pour faciliter le regroupement.



Figure 56: Différents campements sur les sites d'études (Photographies : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2020)

4.1.2. Choix des zones d'échantillonnages et localisation des parcelles sur chaque site d'étude

Dans le cadre de cette étude, ciblant la « la pêche à pied ou pêche au trou », il a fallu composer avec la marée qui est semi-diurne (deux marées basses par jour). Les sites ne pouvaient être échantillonnés que pendant les marées basses, car les terriers de crabe sont immergés et leurs inventaires seraient impossibles mais certains chenaux ne sont accessibles par la mer qu'à marée haute. Ces contraintes limitent à la fois le moment et la durée de l'échantillonnage, en particulier pour les composants du sol forestier (Kauffman et Donato, 2012).

La caractérisation de l'habitat crabe implique de collecter un maximum d'informations sur la mangrove dont les caractéristiques du massif forestier. La collecte de donnée est faite sur une zone délimitée que l'on appellera « parcelle ». Selon Taureau *et al.* (2015), la surface de la parcelle doit correspondre à la résolution de l'image satellitaire utilisée. Pour notre cas, l'image satellitaire qui a été utilisé est le Sentinel-2 (résolution 10 mètres) ce qui correspond à une parcelle de 100 m² (10 m de côté). Malgré la difficulté du travail dans la mangrove, nous

avons réussi à travailler à cette échelle. La placette sera délimitée avec un cordage de 10 mètres de côté préalablement mesurée et soutenue par quatre piquets en bois (**Figure 57-B**). Chaque côté du carré est orienté suivant les 4 points cardinaux. Cette parcelle de 100 m² a été divisée en 4 sous parcelles de 25 m² pour le prélèvement des paramètres physiques.

Pour atteindre l'objectif de cette étude, quelques critères sont pris en compte pour le choix de la localisation des parcelles de prélèvement :

- Il est primordial que la zone échantillonnée soit une zone de pêche car elle a un meilleur potentiel pour caractériser les spécificités des terriers habités. Cette information est initialement fournie par la carte participative mais elle sera confirmée ou non sur place avec un pêcheur local.
- La position de la parcelle par rapport : au chenal, le front de mer et la zone d'arrière mangrove (la distance). Pour avoir une idée sur la répartition des terriers de crabe au niveau de la mangrove, en fonction de la distance par rapport à l'eau, nous tentons de représenter tous les contextes
- Le taux de recouvrement de la végétation (mangrove). Lors de leur transport, du village des pêcheurs vers la société de pêche, il est fortement conseillé de mettre les crabes à l'ombre (à l'abri de la lumière) et de les humidifier de temps en temps (Kasprzyk, 2014). L'exposition au rayon du soleil est peu propice à conserver l'humidité nécessaire à la survie du crabe nous avons tenu compte du taux de recouvrement de la végétation.

Pour chaque parcelle, les paramètres ci-dessous sont collectés :

- Les caractéristiques physiques des vasières
- Mesure des paramètres de la structure forestière
- L'inventaire des terriers de crabe *S. serrata* et la caractérisation des espèces

4.1.3. Caractéristiques physiques des vasières

Notre objectif ici c'est de collecter des données sur la qualité du substrat et la notion qualitative de submersion de la parcelle via la qualification de la hauteur d'eau.

4.1.3.1. Mesure de la consistance du sol

La vase est décrite comme un assemblage de particules silteuses ($[3,9-62,5 \mu\text{m}]$), argileuse ($[< 3,9 \mu\text{m}]$) d'après la classification de Wentworth (1922)²⁹, d'eau (Twenhofel, 1937), mais aussi sableuses ($50 \mu\text{m}$ à 2 mm). Elle est aussi constituée d'associations plus complexes (Boucart et Francis-Bœuf, 1942), telle que la matière organique. En fonction de sa teneur en eau, ce mélange peut passer par différents états rhéologiques, allant de liquide à plastique ou solide (Migniot, 1989 dans Gensac, 2013).

Pour caractériser la consistance du sol de chaque parcelle, des échantillonnages de boue d'environ 130 Cl ou ($1\ 300 \text{ cm}^3$) sont effectués au milieu des 4 sous-parcelles à l'aide d'un gobelet. La consistance du sol a été mesurée selon la méthode qualitative de la FAO (1986) (**Tableau 8**). On empâte puis enrouler une poignée de boue pour que celui-ci puisse s'allonger (**Figure 57-B**). La longueur de la boue enroulée avant rupture donne une valeur de consistance (**Figure 57-C**).

Tableau 8: Estimation de la consistance du sol à partir de longueur du rouleau de boue constitué (source : FAO, 1986)

Consistance	Longueur
Très consistant	Jusqu'à 50 cm
Malléable	20 à 30 cm
Sans consistance	5 Cm
Fluide	0 Cm



Figure 57: (A) Point de prélèvement de la boue du substrat. (B) enroulement de la boue et (C) mesure de sa longueur (à droite) (Photographies : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018)

29 Ou inférieur à $50 \mu\text{m}$ d'après la classification AFNOR

4.1.3.2. Evaluation de la hauteur d'eau

L'estimation de l'altitude d'une zone par télédétection est rendue complexe par la végétation ou nécessite des capteurs spécifiques et un réseau géodésique et de nivellement fiable et actualisé. A Madagascar, certaines bornes ont été détruites lors des travaux routiers et autres aménagements et la qualité de certaines d'entre elles, affectées par de probables affaissements du terrain. Le dernier rapport d'inventaire des repères fait en 1996 mentionne la disparition de 837 sur les 2918 de 1er ordre soit environ 29 %. Si des fiches signalétiques sont mises à la disposition des utilisateurs et archivées au FTM (Foiben-Taosarintanin'i Madagasikara ou Institut géographique et hydrographique de Madagascar) des problèmes de pérennisation, de densification et de modernisation se posent pour le RNGM (Réseau de Nivellement Général de Madagascar) (Rajaonarison, 2011) qui le rendent peu exploitable le temps d'une thèse avec plusieurs sites d'étude de plusieurs milliers d'hectares. Les altitudes établies par un GPS de terrain ne sont pas non plus suffisantes (précision submétrique). Sur le terrain, les protocoles sont lourds à mettre en œuvre et sont coûteux (Henry, 2005). Compte tenu de ces difficultés posées par la mesure de l'altitude, une estimation de la hauteur maximale atteinte par l'eau a été faite à travers des mesures sur les palétuviers eux-mêmes. Dans la mangrove, la marque de plus haute marée est indiquée par les algues (accrochées sur les troncs ou sur les branches de palétuvier), la trace de cristaux de sel et le changement de couleur du tronc d'arbre (**Figure 58-B**). Avec l'aide du pêcheur qui connaît très bien la zone, on détectait ces niveaux et on mesurait leur distance par rapport au sol (**Figure 58-A**). Cette marque, visible sur les troncs des arbres, traduit une notion qualitative de submersion potentielle. On effectue cette mesure sur une dizaine d'arbres répartie dans notre parcelle (afin d'avoir une bonne représentativité) et la moyenne de ces mesures représente le potentiel de submersion de la parcelle qui est un proxy de la hauteur d'eau. La durée de l'immersion n'est cependant pas mesurée avec ce protocole.



Figure 58: (A) Mesure de la hauteur maximale atteint par l'eau de mer à marée haute et (B) Trace de limite de la marée haute (Photographies : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018)

4.1.4. Mesure des paramètres de la structure forestière

L'objectif ici est de collecter des informations sur les paramètres de la végétation à mangrove afin de caractériser chaque parcelle. Le protocole sur la collecte des données sur la structure forestière sont guidées par (Lemmon, 1956 ; Kauffman et Donato, 2012 ; Randriamiarisoa, 2015 ; DORIS³⁰) et intègre : La mesure du diamètre à hauteur de poitrine, estimation de la hauteur des palétuviers, l'inventaire floristique et la mesure de la fermeture de la canopée.

4.1.4.1. Mesure du Diamètre à Hauteur de Poitrine (DHP) des palétuviers

L'idéal est d'avoir le diamètre de l'arbre mais la mesure des circonférences à hauteur de poitrine est plus pratique à mettre en œuvre sur le terrain (Kauffman et Donato, 2012). Elle est plus facile pour les gros arbres à fût difforme et la précision est meilleure pour les petits individus (Randriamiarisoa, 2015). La mesure est réalisée à environ 1,3 mètre de hauteur, soit la hauteur de poitrine (DHP), à partir du sol à l'aide d'un ruban inextensible gradué en centimètre (**Figure 59**). Pour le cas particulier des espèces à larges contreforts, la mesure est effectuée au point directement au-dessus des contreforts et au-dessus du système racinaire pour les espèces à racines échasses, comme *Rhizophora sp.* (Kauffman et Donato, 2012). Pour les plantules ou les jeunes individus avec une circonférence inférieure à 16 cm ou (DHP < 5 cm), un simple comptage sera effectué pour voir l'abondance numérique des plantules.

30 DORIS (Données d'Observations pour la Reconnaissance et l'Identification de la faune et la flore Subaquatiques) : <https://doris.ffessm.fr/>



Figure 59: Mesure de la circonférence des palétuviers à hauteur de la poitrine (Photographies : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018)

4.1.4.2. Mesure de la hauteur des palétuviers

La hauteur maximale de tous les individus dont le diamètre à hauteur de poitrine dépasse 5 cm est mesurée. Dans un premier temps, est testé un télémètre laser (destiné à une mesure intérieure), le manque de recul possible sur le terrain l'a rendu difficilement exploitable. Une méthode plus rustique est mobilisée, consistant à utiliser une perche pré-mesurée. L'arbre la plus longue et la plus courte est mesuré et chaque observateur extrapole sa mesure en fonction de cela. La première mesure dans la première parcelle est un peu difficile et prend beaucoup du temps mais avec la répétition on s'habitue. De plus, la forêt à mangrove est caractérisée par l'homogénéité de la hauteur des arbres. Les mangroves présentent généralement une structure monostratifiée, c'est-à-dire que chaque faciès présente une seule strate verticale de végétation avec des hauteurs pouvant toutefois varier de plusieurs mètres (Taureau *et al.*, 2015). Pour le cas de la mangrove malgache, cette mesure est d'autant plus facile car la hauteur de la mangrove ne dépasse pas 5-6 m de hauteur, dont le maximum (20 m) se trouve dans la baie d'Ambaro au nord-ouest (Iltis, 1995).

4.1.4.3. Inventaire floristique des palétuviers

Une des caractéristiques importantes à prélever pour caractériser une parcelle est sa composition en espèce ou type de palétuvier. Après chaque mesure de la circonférence et hauteur de chaque arbre, l'espèce est identifiée. Une planche comportant les différentes

pièces (feuille, écorce, racine) ainsi qu'une description des différentes espèces de palétuvier (zone de localisation) existant à Madagascar été préalablement faite selon des guides tirées de différents documents (Robin, 2010 ; DORIS³¹). Une initiation de l'équipe à l'identification des espèces de palétuvier est faite sur la mangrove de la ville de Toliara avant la descente sur le terrain pour se familiariser avec l'environnement ainsi que les espèces de palétuviers.

4.1.4.4. Mesure de la fermeture de la canopée

Le couvert forestier, défini comme agrégat de toutes les couronnes dans un peuplement forestier, est un indicateur important utilisé pour mesurer la densité du peuplement (Gill *et al.*, 2000) et pour prédire la composition ligneuse, l'indice foliaire (LAI) ou l'indice de surface végétale (Fassnacht *et al.*, 1994) et le microhabitat faunique (Morrison *et al.*, 1999). La littérature qui met l'accent sur les divers objectifs de la mesure du couvert forestier est large et tout comme les articles traitant des différentes techniques et instruments utilisés pour son évaluation. Ce paramètre influence de nombreux processus écologiques dans les communautés forestières (Cook *et al.*, 1995). De plus, la mesure de la couverture forestière constitue un paramètre écologique important de l'écosystème forestier pour sa relation avec la richesse spécifique, l'habitat faunique et le comportement (Ganey et Block, 1994; Zollner et Crane, 2003). Le taux de recouvrement de la mangrove pour chaque parcelle a été mesuré avec un appareil appelé « spherical densiometer » ou densiomètre basée sur la lumière (Comeau *et al.*, 1998). Cet appareil est plus approprié pour des levés rapides dans l'éventail des inventaires forestiers nationaux ou régionaux et pour valider les résultats d'une classification d'imagerie satellitaire avec la vérité au sol (Paletto et Tosi, 2009). Il possède un angle de vue et la quantification de la fermeture de la canopée tient compte de ces déformations angulaires, qui sont propres aux instruments (Taureau, 2017a). C'est un instrument simple d'estimation de la fermeture de la canopée comprenant un miroir convexe ou concave gravé d'une grille de 24 carrés, dans lequel l'observateur marque la fermeture de la canopée en quatre points équidistants (Englund *et al.*, 2000). L'ouverture de la canopée est définie comme la proportion de la végétation laissant voir le ciel quand il est observé depuis

31 DORIS (Données d'Observations pour la Reconnaissance et l'Identification de la faune et la flore Subaquatiques) : <https://doris.ffessm.fr/>

un point donné (Jennings *et al.*, 1999). « Exprimée en pourcentage désigne donc la fraction de trou, qui comprend l'ensemble des trous dans la canopée, c'est-à-dire les espaces vides entre les arbres mais également les trous inclus dans les couronnes des arbres. La fraction de trou est également exprimée en pourcentage et donne l'ouverture de la canopée (canopy openness) » (Taureau, 2017a). En dénombrant les points non-obstrués par les feuilles de l'arbre, la lecture de l'appareil se fait à 2,5 m du centre de la placette (**Figure 60-A et B**). Cette lecture est réalisée quatre fois, c'est-à-dire, suivant les quatre points cardinaux, où le nombre de points non obstrués par les feuilles des arbres de chaque mesure sera multiplié par 1,04 et la moyenne est calculée pour les 4 mesures. Le pourcentage ou taux de recouvrement de la placette est obtenue en soustrayant 100 par la moyenne des quatre mesures (Lemmon, 1956).

$$R = [(pN \times 1,04) + (pE \times 1,04) + (pS \times 1,04) + (pO \times 1,04)] / 4$$

Où R le recouvrement et p est le nombre des points non obstrués pour chaque point cardinal

Pour cette étude, 3 niveaux du taux de recouvrement sont différenciés :

- ✓ Fort (Recouvrement ≥ 75 %)
- ✓ Moyen (25 % \leq Recouvrement < 75 %)
- ✓ Faible (Recouvrement < 25 %).

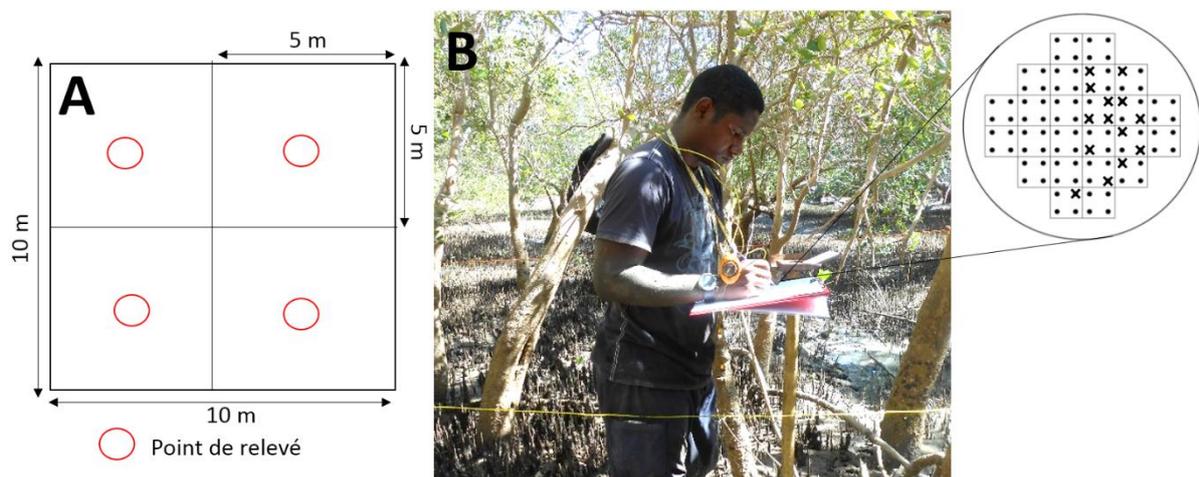


Figure 60: (A) Positionnement des points de relevé de la fermeture de la canopée avec la densiomètre (B) Estimation de la fermeture de la canopée avec la densiomètre (Photographie : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018)

4.1.5. Inventaire des terriers de crabe et qualification de leur statut

Les terriers sont des indicateurs de présence des crabes *Scylla serrata* dans son milieu naturel puisque c'est à la fois son lieu de refuge et d'accouplement (Le Reste *et al.*, 1976). Dans la mangrove, il existe différents types de crabe, donc différents types et formes de terrier. Afin d'identifier les terriers de crabe *Scylla serrata*, il est crucial de travailler avec un pêcheur local expérimenté. Il guide, localise les terriers, vérifie leurs activités et surtout il effectue la pêche au trou (qui nécessite une expertise spécifique). Dans la même parcelle où on a effectué le prélèvement des paramètres de la végétation et du sol, tous les terriers de crabes (trous) observés sont comptés (Mouton et Felder, 1996). Après la mise en place de la limite de la parcelle, seul le pêcheur entre à l'intérieur de la zone pour le repérage et le comptage des terriers. On procède ainsi afin d'éviter le piétinement des sols, qui rendraient les terriers méconnaissables.

Dans la mangrove, les inventaires des terriers sont accompagnés de l'identification de leur activité. L'activité des terriers est définie par son usage par les crabes pendant la dernière montée de mer. Une fois abandonnée par les crabes, les terriers sont remblayés et obstrués par les vases. Pour les terriers encore utilisés, on observe des trous fraîchement creusés et des traces des pattes de crabe au voisinage des terriers (**Figure 61**).



Figure 61: Terriers de crabe inactif (à gauche) et actif (à droite), (Photographies : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018)

4.1.5.1. La pêche au trou, mensuration et sexage du crabe

Pratiquée exclusivement à basse mer, la pêche au trou ne nécessite aucun investissement matériel mais requiert en revanche une bonne acuité visuelle pour le repérage des trous

(Delathière, 1990). Pour chaque terrier de crabe observé dans la parcelle, on effectue une pêche au trou (**Figure 62**).



Figure 62: Pêcheurs de crabe effectuant la pêche au trou (Photographies : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018)

Pour chaque crabe pêché, la largeur de la carapace est mesurée à l'aide d'un mètre ruban graduée en centimètre (**Figure 63**). Et enfin, le sexe du crabe est identifié (le mâle : abdomen étroit, triangulaire et la femelle : abdomen de plus large, arrondi) (Delathière, 1990) puis il est relâché.



Figure 63: Mensuration de la largeur de la carapace du crabe (Photographie : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018)

4.1.6. Synthèse de la production d'information à partir du terrain

La **Figure 64** ci-dessous résume le protocole de prélèvement de données sur le terrain selon l'ordre chronologique d'exécution des manipulations. L'ensemble des informations est stocké dans une même base de données sous Excel dans une structure compatible pour une exploitation sous logiciel de SIG (ID, X, Y, attributs thématiques).

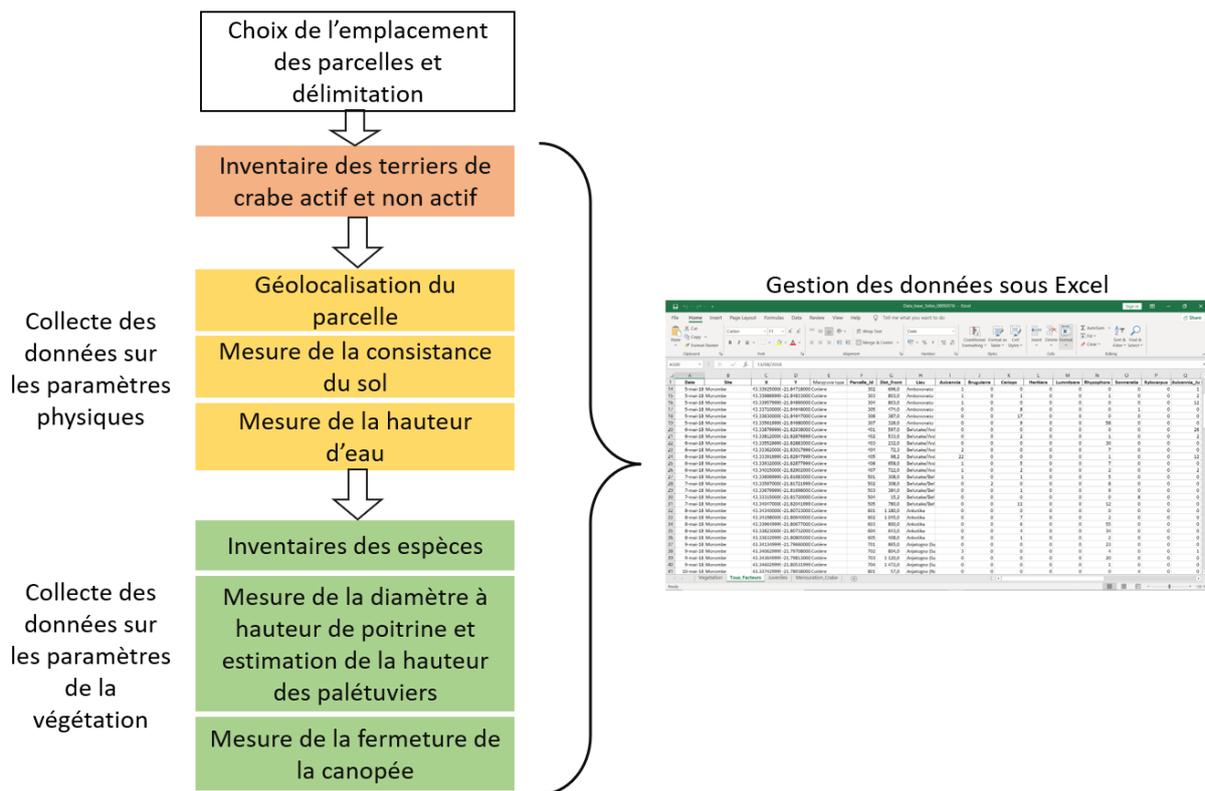


Figure 64: Protocole de prélèvement des données sur le terrain et sa gestion

4.2. Traitement d'images satellites

Le protocole de traitement des données d'imageries satellitaires sur la mangrove est guidé par des publications qui font référence (Bartz et Schäpe, 2000 ; Blaschke, 2010 ; Claden *et al.*, 2011; Taureau, 2017) et les objectifs spécifiques de notre étude (inventaire national, étude de sites productifs). Il intègre : la sélection des données, l'approche par classification par pixel et l'approche orientée-objet, l'évaluation de la qualité des classifications et l'analyse diachronique pour la caractérisation de la dynamique de la mangrove.

4.2.1. Objectifs et références mobilisées

L'objectif global est de fournir des informations géographiques à partir des données satellitaires dans cet environnement vaste et impénétrable.

A l'échelle nationale, la variation du taux de recouvrement de la mangrove entre l'année 2016 et 2018 traduit la dynamique (Mouat *et al.*, 1993 ; Dale *et al.*, 1996 ; Jones *et al.*, 2004).

A l'échelle locale, à partir de la synthèse produite par Taureau pour l'Ifrecor en 2015 on retiendra que l'on peut extraire efficacement des images: les espèces de palétuviers, le taux

de recouvrement et la hauteur de la mangrove. Ces paramètres donnent des indicateurs typologiques descriptifs de la mangrove déclinés en modalités particulières (énumération espèces, taux de recouvrement et classe de hauteur) (**Figure 65**)

En ce qui concerne les espèces de palétuviers, l'échantillonnage sur le terrain étaient limités à quatre espèces de palétuviers. Dans la région nord-ouest, plus précisément à Mahajanga, les palétuviers de types *Avicennia marina*, *Sonneratia alba*, *Rhizophora mucronata* et *Ceriops tagal* sont les plus répandues » (Noel *et al.*, 2011). Zhang *et al.* (2018) dans la même situation, pour la cartographie des palétuviers de la réserve naturelle de Mai Po à Hong Kong, s'est limité aux 4 quatre espèces dominantes car il faut qu'elles aient des surfaces de recouvrement suffisant pour être détectées. Sur le terrain, l'échantillonnage est réalisé sur des zones de palétuviers homogènes de ces espèces. Les espèces éparses comme *Bruguiera gymnorhiza*, *Heritiera littoralis* et *Xylocarpus granatum* qui se présente en arrière mangrove sous forme de pieds isolés ne peuvent pas être caractérisés par télédétection à haute résolution.

A l'échelle locale, une étude de la dynamique de la mangrove est faite à travers la classification des bancs de vase et le taux de recouvrement de la forêt de mangrove avec des données à grande profondeur historique Landsat. Et avec les données Sentinel-2 le taux de recouvrement est aussi caractérisé à cette échelle.

En ce qui concerne la hauteur de la mangrove, selon le guide de l'IFRECOR, quatre classes de hauteurs sont définies : mangrove très basse (inférieure à 0,5 m), mangrove basse (entre 0,5 et 5 m), mangrove moyenne (entre 5 et 15 m) et mangrove haute (entre 15 et 25 m). Mais compte tenu de la précision altimétrique de notre donnée MNE de 5 mètres en z et le fait que la mangrove malgache est classée parmi les mangroves de petites tailles dont la hauteur des palétuviers ne dépasse pas les 15 mètres pour celle du sud-ouest (Morondava) et 20 m pour le nord-ouest (Baie d'Ambaro) (Iltis, 1995). Nous n'avons considéré que trois classes de hauteurs : mangrove basse (inférieur ou égale 5 m), mangrove moyenne (entre 5 et 15 m) et mangrove haute (Supérieure à 15 m).

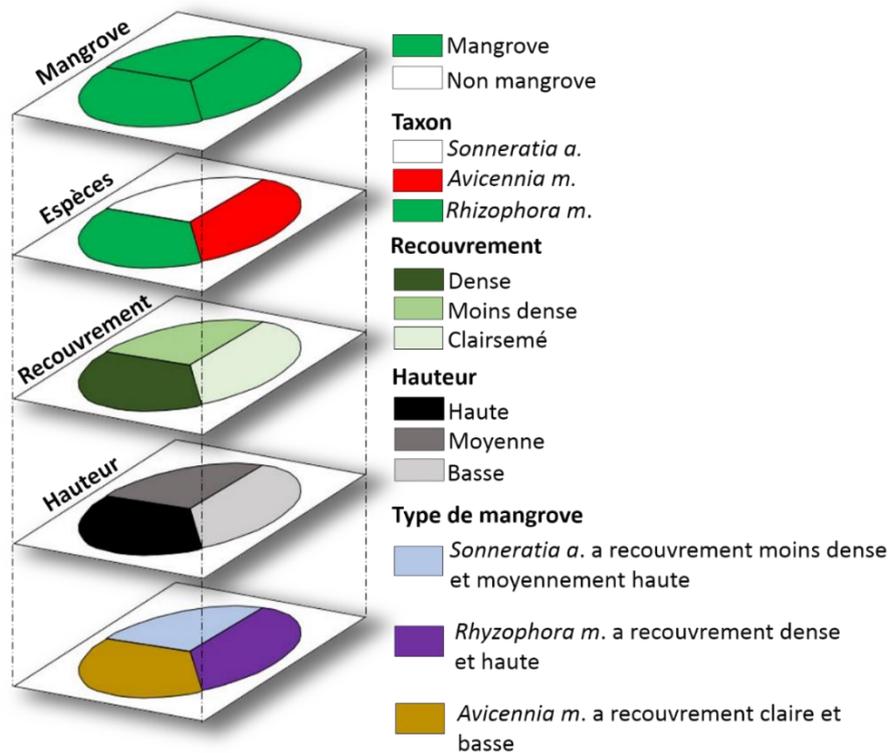


Figure 65: Principe de création de la typologie à partir des trois caractères de la mangrove (taxon, recouvrement et hauteur) (adapté de Taureau, 2017)

4.2.2. Données satellitaires et spatiales utilisées

Le corpus de données mobilisées dans le cadre de cette thèse va d'une base de données malgache BD 500, des images satellitaires Sentinel-2, Landsat, MNE ALOS et des données géolocalisées issues du terrain.

En termes de critères de sélection des images optiques, celles acquises en saison sèche (entre les mois de juin et octobre de chaque année) sont favorisées en raison de la faible nébulosité mais aussi parce que les mangroves sont des formations sempervirentes, contrairement à certaines espèces des autres formations végétales continentales littorales, facilitant ainsi sa discrimination (Andrieu et Mering, 2009). Leur signature spectrale est donc très différente à cette époque de l'année, avec des réflectances remarquables dans le moyen infra-rouge (**Figure 66**). Ces propriétés guident la méthodologie développée dans notre étude.

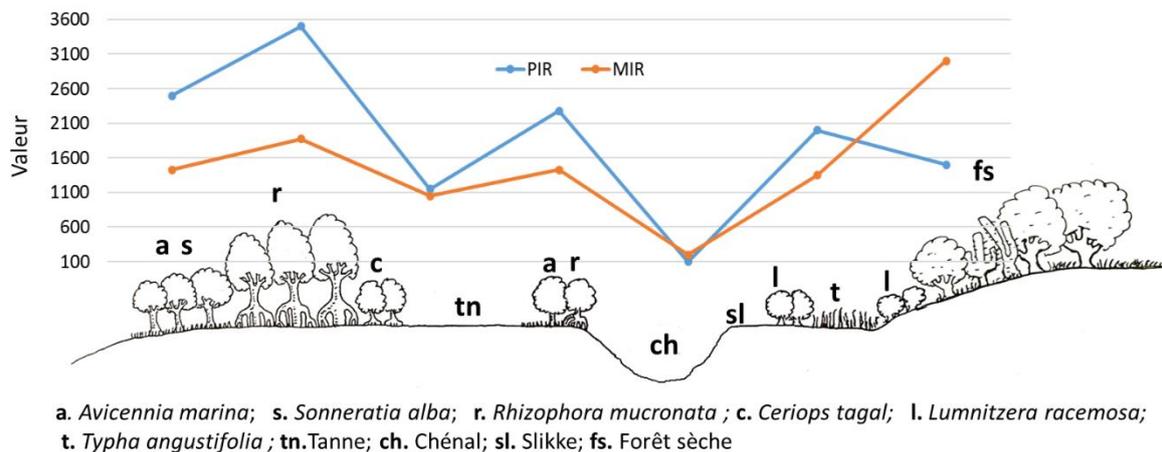


Figure 66: Transect caractéristique de forêts de mangrove à Madagascar et réflectances (*100) dans le moyen infrarouge et le PIR (© Bemana Njara José RANAIVOSON, 2020)

4.2.2.1. Les données BD 500 de Madagascar

Le FTM (Foiben-Taosarintanin'i Madagasikara) ou Institut Géographique et Hydrographique National de Madagascar a numérisé, vectorisé et met à jour les cartes topographiques pour en constituer des bases de données géographiques de référence. Ces documents ont comme système de référence depuis 1925-1926 l'ellipsoïde de Hayford et la projection conforme Laborde Madagascar (très proche de la projection Mercator Oblique) qui est le référentiel officielle de Madagascar (arrêté n°1991 du 29 août 1951) (Andrianarison, 2008). Pour la Planimétrie la précision en XY est de 150 m et en Z de 50 m (Ratsimbazafy, 2006).

Ainsi, plusieurs bases de données géographiques existent (BD500, BD200, BD100): La Base de données au 1/500 000 (baptisée BD 500) issue des cartes topographiques au 1/500 000 (Rajaonarison, 2011) utilisée dans le cadre de cette thèse en raison de sa disponibilité est une version exploitée en 2010 dans les universités malgaches.

La BD 500 porte sur les thèmes suivants : altimétrie (courbe de niveau), hydrographie, planimétrie, et occupation du sol (par traitement d'images satellitaires LANDSAT). Ces bases de données vectorielles, réalisée en 1998 sont disponibles sur tout le territoire (Rajaonarison, 2011).

Dans le cadre de notre étude, ces données n'ont été utilisées que pour des cartes de présentation générale de Madagascar.

4.2.2.2. Les données Sentinel-2

4.2.2.2.1. Généralités

Les données Sentinel-2 sont enregistrées par des satellites d'observation de la Terre de l'agence spatiale européenne (ESA) dans le cadre du programme Copernicus. C'est un programme de l'Union européenne qui collecte et restitue des données de qualité et actualisées de manière continue portant sur l'état de la Terre. Les données collectées servent de manière opérationnelle à gérer la sécurité maritime, assurer le suivi des catastrophes (incendies, tremblements de terre...), anticiper les récoltes, améliorer la gestion de notre environnement. Ces données contribuent également au suivi et à la prise en charge des effets du changement climatique. Le satellite Sentinel-2A est lancé en 2015 et le Sentinel-2B en 2017. Ils sont en orbite polaire et placés sur la même orbite héliosynchrone, échelonnés à 180° l'un par rapport à l'autre avec un temps de revisite élevée (10 jours à l'équateur avec un satellite et 5 jours avec deux satellites dans des conditions sans nuages, ce qui donne 2 à 3 jours aux latitudes moyennes). Ils visent à surveiller la variabilité des conditions de la surface terrestre (ESA, 2020)³².

L'image satellite Sentinel-2 est codée en 12 bits et est composée de 13 bandes spectrales allant du visible au moyen infrarouge à des résolutions de 10, 20 et 60 mètres (**Tableau 9**). Les produits distribués peuvent être en Top Of Atmospher (Niveau 1C) ou en Top Of Canopy ou en réflectance de surface (Niveau 2A). Les images sont toutes orthorectifiées et géoréférencées (ESA, 2020)³³. Le prétraitement pour passer d'un produit de niveau 1C à 2A peut être réalisé avec l'outil Sentinel toolbox ou Sen2cor, outils disponibles sur le site de l'EESA. Les données sont téléchargeables gratuitement sur différentes plateformes comme COPERNICUS (<https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>), THEIA (<https://theia.cnes.fr/atdistrib/rocket/#/home>) et USGS (<https://Earthexplorer.usgs.gov/>).

Le **Tableau 9** ci-dessous donne les caractéristiques de l'imagerie satellitaire Sentinel-2.

32 <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/missions/sentinel-2>

33 <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/missions/sentinel-2/data-products>

Tableau 9: Les caractéristiques des imageries satellitaires SENTINEL-2 (Drusch *et al.*, 2012).

Résolution spatiale	Numéro de la bande	Satellite Sentinel-2A		Satellite Sentinel-2B	
		Longueur d'onde (nm)	Largeur de bande (nm)	Longueur d'onde (nm)	Largeur de bande (nm)
10m	2	496.6	98	492.1	98
	3	560.0	45	559	46
	4	664.5	38	665	39
	8	835.1	145	833	133
20m	5	703.9	19	703.8	20
	6	740.2	18	739.1	18
	7	782.5	28	779.7	28
	8a	864.8	33	864	32
	11	1613.7	143	1610.4	141
	12	2202.4	242	2185.7	238
60m	1	443.9	27	442.3	45
	9	945.0	26	943.2	27
	10	1373.5	75	1376.9	76

4.2.2.2.2. Protocole de sélection des données Sentinel-2 en fonction des objectifs

L'analyse des littératures (Taureau *et al.*, 2015 ; Castillo *et al.*, 2017 ; Baloloy *et al.*, 2018) nous a permis d'exploiter les données Sentinel-2 à deux moments de notre étude : 1) mesure de la dynamique à l'échelle nationale (2) caractérisation des espèces à l'échelle locale.

Dans le cadre de notre étude de la dynamique de la mangrove à l'échelle nationale, les images satellitaires Sentinel-2 utilisées sont téléchargées et bancarisées à la station SEAS-OI. Le niveau 2A est produit à l'aide de la chaîne Sen2cor. Madagascar est couverte par 108 tuiles Sentinel-2. Chaque tuile de niveau 2A pèse un volume de données de l'ordre de 800 Méga octets. Dans la perspective de réduire la taille de la base de données images, il a été entrepris en amont de l'étude un inventaire des zones de mangrove détectables à haute résolution spatiale à partir de 3 sources : globe virtuel Google Earth, la cartographie des mangroves de Kiener (1972) et la couche d'information géographique produite par Valade *et al.*, (2015). A partir de ces sources nous avons pu définir 32 tuiles (100 Km x 100 Km) couvrant l'emprise des forêts de mangroves répertoriées à l'échelle de Madagascar (**Tableau 10**). Le poids de la base de données images est donc initialement de 25 600 Méga octets par an. Au cours de notre étude, l'analyse du couvert nuageux nous ont permis de créer 2 séries temporelles presque

complètes sans nuages sur les mangroves de Madagascar pour les années 2016 et 2018. Seule la région d’Anosy au sud, n’a pu être étudiée en termes de dynamique en raison de la forte nébulosité en 2018. Cette zone ne présente que quelques bosquets ou taches de mangroves.

Tableau 10: Les images satellitaires Sentinel-2A et 2B utilisées

2016	2018
S2A_MSIL2A_20160516T070242_N0202_R120_T39LTG	SENTINEL2B_20181127-070301-667_L2A_T39LTG
S2A_MSIL2A_20160608T071222_N0202_R020_T38KLU	S2B_MSIL2A_20181031T071209_N0206_R020_T38KLU
S2A_MSIL2A_20160608T071222_N0202_R020_T38KLV	S2B_MSIL2A_20181031T071209_N0206_R020_T38KLV
S2A_MSIL2A_20160611T072212_N0202_R063_T38KLB	S2B_MSIL2A_20181014T072159_N0206_R063_T38KLB
S2A_MSIL2A_20160701T072212_N0204_R063_T38KMD	S2B_MSIL2A_20181103T072159_N0206_R063_T38KMD
S2A_MSIL2A_20160715T070242_N0204_R120_T39LTF	SENTINEL2A_20180824-070225-456_L2A_T39LTF
S2A_MSIL2A_20160811T065342_N0204_R077_T39LVC	S2A_MSIL2A_20180831T065341_N0206_R077_T39LVC
S2A_MSIL2A_20160817T071222_N0204_R020_T38LNH	S2A_MSIL2A_20180919T072201_N0206_R063_T38LNH
S2A_MSIL2A_20160817T071222_N0204_R020_T38LPJ	SENTINEL2B_20181110-071346-903_L2A_T38LPJ
S2A_MSIL2A_20160817T071222_N0204_R020_T38LQJ	SENTINEL2B_20181110-071346-903_L2A_T38LQJ
S2A_MSIL2A_20160827T071222_N0204_R020_T38LPH	SENTINEL2B_20181110-071404-748_L2A_T38LPH
S2A_MSIL2A_20160827T071222_N0204_R020_T38LQH	SENTINEL2B_20180921-071200-462_L2A_T38LQH
S2A_MSIL2A_20160830T072212_N0204_R063_T38KMG	S2B_MSIL2A_20181004T072159_N0206_R063_T38KMG
S2A_MSIL2A_20160830T072212_N0204_R063_T38LMH	S2A_MSIL2A_20180820T072201_N0206_R063_T38LMH
S2A_MSIL2A_20160906T071212_N0204_R020_T38LRJ	SENTINEL2B_20181011-071221-500_L2A_T38LRJ
S2A_MSIL2A_20160923T070232_N0204_R120_T38JPT	S2B_MSIL2A_20180928T070219_N0206_R120_T38JPT
S2A_MSIL2A_20160926T071212_N0204_R020_T38KLC	S2B_MSIL2A_20181004T072159_N0206_R063_T38KLC
S2A_MSIL2A_20160926T071212_N0204_R020_T38KMC	S2B_MSIL2A_20181004T072159_N0206_R063_T38KMC
S2A_MSIL2A_20161003T070232_N0204_R120_T39KUB	S2A_MSIL2A_20180605T070231_N0206_R120_T39KUB
S2A_MSIL2A_20161023T070232_N0204_R120_T39LUG	SENTINEL2A_20180715-070228-463_L2A_T39LUG
S2A_MSIL2A_20161108T072212_N0204_R063_T38KLA	S2A_MSIL2A_20180502T072211_N0206_R063_T38KLA
S2A_MSIL2A_20160909T072212_N0204_R063_T38KLF	S2B_MSIL2A_20181024T072159_N0206_R063_T38KLF
S2A_MSIL2A_20161029T072212_N0204_R063_T38KME	S2B_MSIL2A_20181024T072159_N0206_R063_T38KME
S2A_MSIL1C_20160916T071212_N0204_R020_T38JMT	S2B_MSIL2A_20181031T071209_N0206_R020_T38JMT
S2A_MSIL2A_20160830T072212_N0204_R063_T38KLE	S2B_MSIL2A_20181004T072159_N0206_R063_T38KLE
S2A_MSIL2A_20161023T070232_N0204_R120_T39LUF	SENTINEL2A_20180715-070228-463_L2A_T39LUF
S2A_MSIL2A_20160516T070242_N0202_R120_T38LRK	SENTINEL2B_20180812-071202-463_L2A_T38LRK
S2A_MSIL2A_20161003T070232_N0204_R120_T39KUC	S2A_MSIL2A_20180605T070231_N0206_R120_T39KUC
S2A_MSIL2A_20160817T071222_N0204_R020_T38LQK	SENTINEL2B_20181110-071346-903_L2A_T38LQK
S2A_MSIL2A_20160715T070242_N0204_R120_T39LTE	SENTINEL2A_20180824-070225-456_L2A_T39LTE
S2A_MSIL2A_20161029T072212_N0204_R063_T38KMF	S2B_MSIL2A_20181024T072159_N0206_R063_T38KMF
S2A_MSIL2A_20160830T072212_N0204_R063_T38KMH	S2B_MSIL2A_20181004T072159_N0206_R063_T38KMH

Pour la classification des espèces de palétuvier à l’échelle locale, les données utilisées sont des images téléchargées en fonction de la date de la campagne de terrain.

Le **Tableau 11** ci-dessous montre les différentes images Sentinel-2 ainsi que les bandes utilisées pour chaque site d’étude.

Tableau 11: Les données Sentinel-2 avec les différentes bandes mobilisées pour la classification des espèces de palétuviers.

Date de d'acquisition	Capteur instrument	Bandes spectrales et résolution spatiale (m)	Niveau de traitement	Saison
07/05/2018	S2B	B, V, R et PIR: 10 VRE1, VRE2, VRE3, VRE4, MIR1 et MIR2 : 20	2A	Début sèche
07/08/2018	S2A			Sèche
10/08/2018				Sèche

4.2.2.3. Les données Landsat

4.2.2.3.1. Généralités

Le programme Landsat est le premier programme spatial d'observation de la Terre destiné à des fins civiles. Il est développé au milieu des années 1960 par l'agence spatiale américaine, la NASA à l'instigation de l'Institut des études géologiques américain (USGS³⁴) et du département de l'agriculture. Sept satellites Landsat sont lancés entre 1972 et 1999 et un huitième le 11 février 2013. Le satellite Landsat 9 a été lancé en 2021 pour maintenir la présence de deux satellites opérationnels. A cette date le programme est géré conjointement par la NASA, chargée de développer le segment spatial et l'USGS qui a la charge du segment terrestre et l'exploitation des données collectées. Les satellites Landsat 4, 5 et 8 offrent une revisite de 16 jours et une scène de dimension 1877 X 605 Km. En termes de caractéristiques, les images Landsat 4 et 5 sont composées de 7 bandes allant du visible au moyen infrarouge à une résolution de 30 m et de 120 m pour l'infrarouge thermique (**Tableau 12**). L'image Landsat 8 est composée de 9 bandes, dont les bandes 1 et 9 servent respectivement à la correction atmosphérique (Aérosol et Cirrus). Toutes les bandes sont à 30 m de résolution sauf pour la bande panchromatique qui est à 15 m (*Tableau 13*).

En ce qui concerne le niveau de traitement des données, il est possible de commander gratuitement sur la plateforme de l'USGS (<https://Earthexplorer.usgs.gov/>) des données prétraités (niveau 2 : données orthorectifiées et en réflectance de surface). L'ensemble des données Landsat utilisées dans le cadre de cette thèse a été téléchargée sur la plateforme de USGS au niveau de prétraitement 2 dans la « Collection 1 level 2 » (Collection 1 niveau de prétraitement 2). Cette « Collection 1 level 2 » comprend diverses mises à jour de l'étalonnage radiométrique de tous les capteurs Landsat, notamment les gains absolus et relatifs de l'imageur opérationnel des terres (OLI) de Landsat 8, la correction de la lumière parasite du capteur infrarouge thermique (TIRS) de Landsat 8, les gains absolus des cartographes thématiques (TM) de Landsat 4 et 5, le réétalonnage des scanners multispectraux (MSS) de Landsat 1-5 pour assurer la cohérence radiométrique entre les différents formats de données MSS archivées, et le transfert de l'étalonnage basé sur la réflectance de l'OLI de Landsat 8 à tous les capteurs Landsat précédents (Micijevic *et al.*, 2017).

34 <https://Earthexplorer.usgs.gov/>

Le **Tableau 12** et le **Tableau 13** ci-dessous montre les caractéristiques des images Landsat.

Tableau 12: Caractéristiques des images satellitaires LANDSAT 4 et 5

N° bandes	Bandes spectrales	Résolution spatiale (m)	Longueur d'onde (µm)	Résolution temporelle	Dimension d'une scène
Bande 1	Bleu	30	0,45-0,52	16 jours	1877 x 605
Bande 2	Vert	30	0,52-0,60		
Bande 3	Rouge	30	0,63-0,69		
Bande 4	Infra rouge	30	0,76-0,9		
Bande 5	Moyen infra rouge	30	1,55-1,75		
Bande 6	Infrarouge thermique	120	10,4-12,5		
Bande 7	Moyen infra rouge	30	2,08-2,35		

Tableau 13: Caractéristiques des images satellitaires LANDSAT 8

N° bandes	Bandes spectrales	Résolution spatiale (m)	Longueur d'onde (µm)	Résolution temporelle	Dimension d'une scène
Bande 1	Aérosol	30	0,43-0,45	16 jours	1877 x 605
Bande 2	Bleu	30	0,45-0,51		
Bande 3	Vert	30	0,52-0,60		
Bande 4	Rouge	30	0,63-0,68		
Bande 5	Proche Infra rouge	30	0,84-0,88		
Bande 6	Moyen infra rouge	30	1,56-1,66		
Bande 7	Moyen infra rouge	30	2,10-2,30		
Bande 8	Panchromatique	15	0,50-0,68		
Bande 9	Cirrus	30	1,36-1,39		

4.2.2.3.2. Protocole de sélection des données Landsat en fonction des objectifs
Landsat constitue une ressource unique pour l'étude des changements climatiques, l'utilisation des sols, la cartographie, la gestion de l'habitat ; ainsi que pour de nombreuses autres applications dans les domaines de l'agriculture, la géologie, la sylviculture, l'éducation, etc (Cohen et Goward, 2004; Wulder *et al.*, 2012).

Elles sont utilisées ici pour leur profondeur temporelle qui est théoriquement aujourd'hui de 50 ans. Pour cette thèse, ce sont les images des capteurs Landsat 4, 5 et 8 qui sont mobilisées. Les images des satellites antérieurs présentaient une nébulosité trop importante et n'ont pas permis de créer une couverture annuelle homogène.

Les données Landsat ne sont utilisées que sur les 3 sites de références pour la pêche au crabe de palétuviers.

L'objectif à l'échelle locale est la caractérisation de l'ensemble du marais maritime (slikke et schorre). Les images sans nuage et à marée basse ont donc été sélectionnées.

Pour ce faire, la hauteur d'eau associée aux heures d'acquisitions à partir des données de marée modélisées au port de référence est calculée pour chaque image. La date et l'heure d'acquisition des données Landsat est croisée avec celle du calendrier de marée de SHOM pour avoir la hauteur de l'eau à chaque date (**Figure 67**). Au final, des images des années 1988-1998-2008 et 2018, sont sélectionnées pour les deux sites d'études au nord de Madagascar, une seule tuile d'image Landsat suffit à les couvrir. Pour ces sites la période d'analyse est donc de 30 ans avec un pas de temps de 10 ans. La base de données images pour ce site a un volume de l'ordre de 976 Méga octets. Pour le site dans le sud-ouest, ce sont les images des années 1989, 1999, 2011 et 2018 qui sont sélectionnées. La période d'analyse est de 28 ans avec des pas de temps variables de 10, 12 et 7 ans. La base de données images pour ce site a un volume de l'ordre de 886 Méga octets

Pour l'ensemble des images retenues pour l'étude, la hauteur maximale de l'eau au moment de l'acquisition des images est de 1,35 m et la hauteur minimale est de 0,77 m. Sur le site au nord, cela varie de 1,31 m à 0,77 m (différence de 54 cm). Sur le site au sud, cela varie de 1,35 m à 0,85 m (différence de 50 cm). L'étendue des bancs de vase et sa variation ne pourront donc être étudiées qu'à titre indicatif.

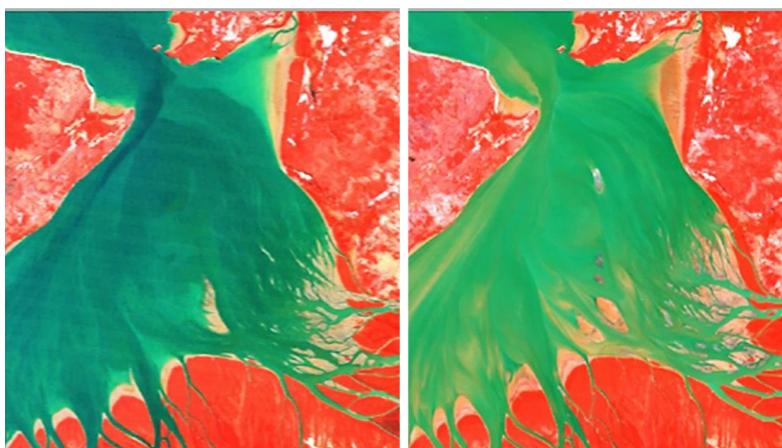


Figure 67: Images Landsat de la baie de Mahajamba acquies en 1988 (à gauche) et 2018 (à droite), avec respectivement une hauteur d'eau de 0,9 m et 0,8 m (Donnée : Image Landsat 4 et 8)

Le **Tableau 14** ci-dessous récapitule les caractéristiques des images Landsat utilisées pour l'étude de la dynamique de l'écosystème mangrove sur les trois sites d'études avec la hauteur d'eau minimum, maximum et celle au moment de l'acquisition de l'image satellitaire.

Tableau 14: Les caractéristiques des images LANDSAT utilisées

Site d'étude	Date d'acquisition	Capteur instrument	Résolution spatiale	Bandes spectrales	Niveau de traitement	Heure et Hauteur d'eau à l'acquisition	Heure et Hauteur Min	Heure et Hauteur Max
Nord-ouest	31/03/1988	L4 (TM)	30 m	B,V,R,PIR,MIR1,MIR2	2A (TOC)	9:23(0,94)	9:30-9:55 (0,93) 21:50-22:00 (0,94)	3:25-3:45 (3,77) 15:50-15:55 (3,75)
	11/09/1998	L5 (TM)				9:35(1,3)	7:50-8:15 (1,25) 20:25-20:45 (1,25)	1:50-2:00(3,17) 14:15-14:25 (3,47)
	22/09/2008					9:46(1,31)	8:25-8:45 (1,11) 21:05-21:20 (1,06)	2:30-2:50 (3,28) 14:50-15:00(3,72)
	25/09/2018	L8 (OLI)				9:56 (0,77)	9:55-10:05(0,77) 22:20-22:30 (0,74)	4:00-4:10(3,59) 16:10-16:20 (4,02)
Sud-ouest	09/09/1989	L5 (TM)	30 m	B,V,R,PIR,MIR1,MIR2	2A (TOC)	9:25 (1,35)	11:05-11:25 (0,94) 23:35-23:50 (1,04)	5:00-5:20 (2,91) 17:25-17:35 (3,06)
	05/09/1999					9:56(1,02)	9:55-10:15(1,02) 22:25-22:45 (0,96)	3:45-4:00(2,86) 16:20-16:25(3,14)
	29/08/2011					9:53(1,19)	10:15-10:35 (1,16) 22:35-22:50 (1,09)	4:10-4:30 (3,26) 16:20-16:40 (3,29)
	17/08/2018	L8 (OLI)				10:05(0,85)	10:30-10:50 (0,8) 22:50-23:10 (0,84)	4:20-4:45(3,08) 16:45-17:00 (3,15)

Site Nord-ouest : Baie de Mahajamba et Delta de Mahavavy, **Site Sud-ouest :** Baie de Tsingilofilo

4.2.2.4. Les données MNE (Modèles Numériques d'Élévation) de ALOS (Advanced Land Observing Satellite)

Depuis 2014, l'Agence japonaise d'exploration aérospatiale a poursuivi le projet de développement d'une carte numérique 3D mondiale précise ALOS World 3D couvrant les zones terrestres mondiales grâce à l'utilisation de 3 millions d'archives de scènes acquises par le capteur de cartographie stéréo panchromatique PRISM sur le satellite d'observation terrestre avancé « DAICHI » (exploité de 2006 à 2011). La carte numérique 3D développée est constituée d'un modèle d'élévation numérique (ou modèle numérique de surface) qui peut représenter les terrains terrestres et des images orthorectifiées de type nadir PRISM. La carte numérique en 3D a été utilisée dans une grande variété d'applications telles que l'élaboration de cartes, la description des dommages causés par les catastrophes naturelles et l'étude des ressources en eau. En mai 2015, la JAXA a publié "ALOS World 3D 30m" (un jeu de données Modèle Numérique de Surface mondial gratuit avec une résolution horizontale d'environ 30 mètres de maille (1 arc seconde en altitude et longitude convertie à partir du jeu de données

DSM AW3D30 de maille de 5 mètres) avec une précision altimétrique Z d'environ 5 mètre (Tadono *et al.*, 2014 ; JAXA, 2020). Les données sont téléchargeables sur le site de JAXA³⁵.

Dans une étude ayant comme objectif l'estimation de l'élévation côtière maximale (paramètre critique en termes de débordement) menée par Almar *et al.*(2021), 6 MNE (CoastalDEM51, MERIT, SRTM52, ASTER53, TandemX54 et AW3D30) ont été testées et comparées avec les données LIDAR. Le résultat a montré qu'AW3D30 a l'erreur la plus faible (erreur moyenne 1,5-2 m) avec une bonne corrélation avec les données LIDAR. Bien que le SRTM ait été conçu pour produire un MNE global de la surface terrestre, la mesure InSAR de la hauteur Z du SRTM est la somme de l'élévation du sol et de la contribution de la hauteur de la canopée. Par conséquent, le SRTM et DEM peut être utilisé pour mesurer la hauteur de la végétation ainsi que la topographie du sol (Simard *et al.*, 2008). Cette donnée permet une meilleure estimation vue qu'elles sont fournies en valeur entières, qui a pour effet de lisser les profils altimétriques (Taureau *et al.*, 2015). Ce type de données est le mieux adapté pour l'estimation de la hauteur de la mangrove.

4.2.2.5. Données de terrain géolocalisée par (GPS) : vérité terrain et informations locales

Durant la campagne sur le terrain en 2018, des données GPS sont acquises avec une incertitude moyenne de ± 2 m. Chaque parcelle étudiée est géolocalisée et au total de 151 points GPS sont enregistrés pour l'ensemble des trois sites d'études, dont 52 dans la baie de Mahajamba, 53 dans le delta de Mahavavy et 43 dans la baie de Tsingilofilo. De ces parcelles sont obtenues des données sur le recouvrement de la mangrove et les espèces de palétuviers.

En ce qui concerne le taux de recouvrement de la mangrove, les protocoles pour la collecte des données sont décrits précédemment dans la partie 4.1.4.4 (Mesure de la fermeture de la canopée). Le nombre total de points de contrôle pour chaque classe est de 105 points pour la mangrove très dense, 97 points pour la mangrove dense et 103 points pour la mangrove peu dense.

Pour les espèces de palétuviers, à part les données prélevées dans les parcelles, d'autres points GPS supplémentaires sont pris sur des zones de palétuviers monospécifiques et

35 Japan Aerospace Exploration Agency (<https://www.eorc.jaxa.jp/ALOS/en/aw3d30/data/index.htm>)

homogènes. Ces données aident à la classification ultérieure mais aussi pour la validation des résultats. Il existe huit espèces de palétuviers à Madagascar mais les plus répandues et les plus dominants sont les *Avicennia marina*, *Sonneratia alba*, *Ceriops tagal* et *Rhizophora mucronata* (Noel *et al.*, 2011).

Le **Tableau 15** suivant récapitule le nombre des points GPS supplémentaire prélevés sur le terrain pour les quatre espèces de palétuviers.

Tableau 15: Les points GPS supplémentaires sur les espèces de palétuviers prélevés sur chaque site

Espèces	Site		
	Baie de Tsingilofilo	Delta de Mahavavy	Baie de Mahajamba
<i>Avicennia marina</i>	40	83	58
<i>Ceriops tagal</i>	45	18	45
<i>Rhizophora mucronata</i>	66	27	47
<i>Sonneratia alba</i>	66	43	55
Total	217	171	205

Les **Figure 68** , **Figure 69** et **Figure 70** ci-dessous nous montrent la répartition des points de relevés GPS sur les trois sites d'études.

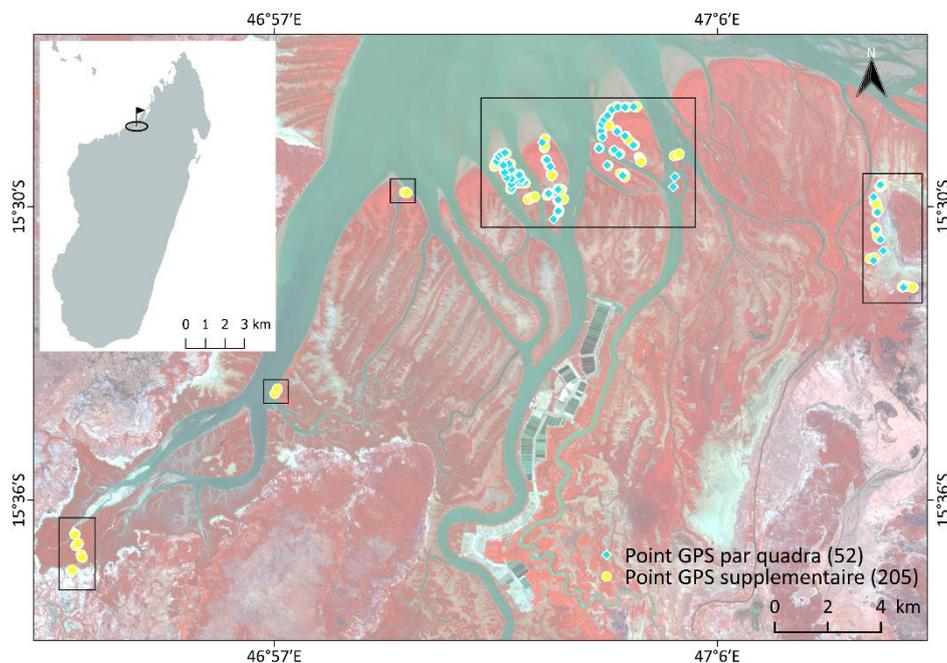


Figure 68: Répartition des relevés GPS établis lors de la campagne de terrain réalisée en 2018 sur la mangrove de la baie de Mahajamba, Nord-ouest de Madagascar. (Fond de carte : Image Sentinel-2 en fausse couleur)

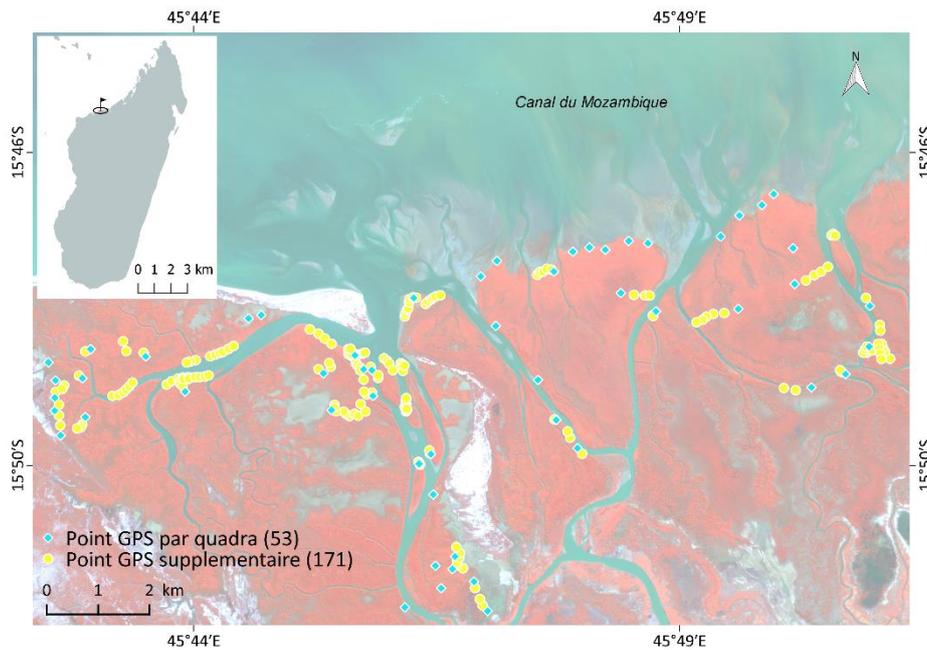


Figure 69: Répartition des relevés GPS établis lors de la campagne de terrain réalisée en 2018 sur la mangrove le delta de Mahavavy, Nord-ouest de Madagascar. (Fond de carte : Image Sentinel-2 en fausse couleur)

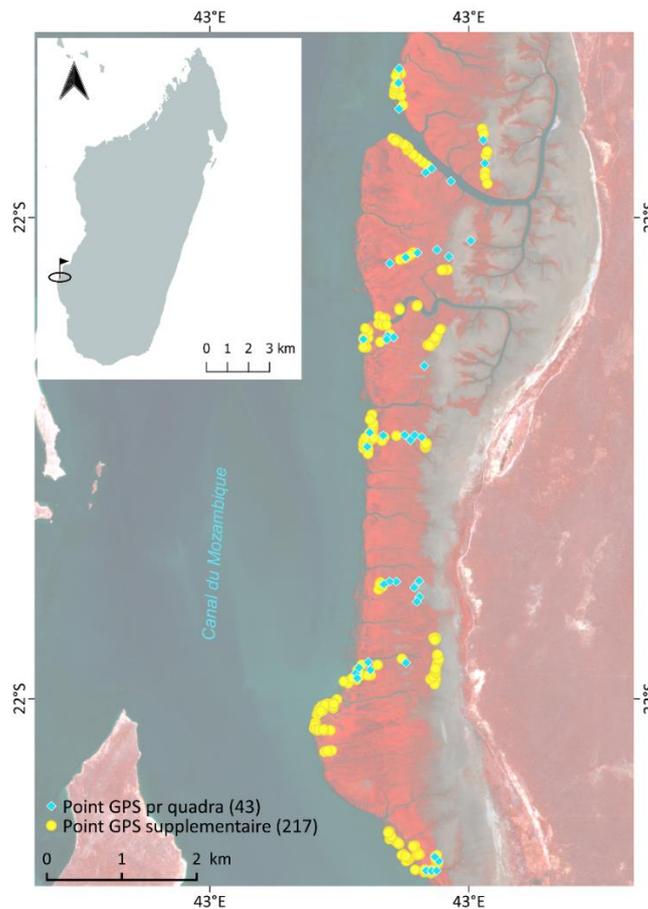


Figure 70: Répartition des relevés GPS établis lors de la campagne de terrain réalisée en 2018 sur la mangrove de la baie de Tsingilofilo, Sud-Ouest de Madagascar. (Fond de carte : Image Sentinel-2 en fausse couleur)

Pour la validation de la mangrove à l'échelle nationale, 14 000 points de référence sont générés aléatoirement et indépendamment du processus de classification en se basant sur les résultats de la classification de la mangrove de Valade *et al.* (2015) et sur le globe virtuel de Google Earth.

4.2.3. Traitement d'imagerie satellitaire par classification : à l'échelle nationale

4.2.3.1. Calcul d'indice et taux de recouvrement de la mangrove

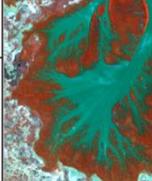
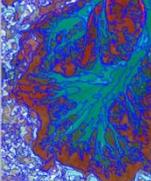
Dans cette approche, l'objectif final est l'étude de la dynamique de la mangrove à l'échelle nationale à travers la classification du taux de recouvrement de la mangrove (très dense, dense et peu dense) à partir des données Sentinel-2. Pour ce faire, c'est la classification orienté-objet qui a été mobilisée. Cette méthode de classification d'image satellitaire est divisée en deux grandes étapes dont : la segmentation et la classification.

Dans le cadre de cette étude, le processus de classification est divisé en quatre niveaux différents et chaque niveau comporte une phase de segmentation et de classification (Batz et Schäpe, 2000). En raison de la taille des tuiles et du caractère linéaire des surfaces à étudier, on ne procède pas ici au mosaïquage des tuiles. Chaque image est traitée de manière indépendante. De même, au sein d'une même tuile on procède par sélection de zones d'intérêt afin de minimiser les temps de traitement et des problématiques de chevauchement des tuiles adjacentes.

Le premier niveau de traitement consiste à masquer les états de surface de type « eau » afin de réduire les temps de traitement. Une première segmentation hiérarchique (multi-échelle) est lancée sur l'image Sentinel-2 suivant les critères cités sur le **Tableau 16** ci-dessous. On choisit une échelle grossière à travers le facteur d'échelle (75) le facteur de forme est maintenu par défaut, le critère de compacité est positionné à 0,5 pour des objets à contour moyennement découpés pour éviter de perdre les petites entités de mangrove. Le facteur d'échelle agit sur l'hétérogénéité autorisée lors de la segmentation au sein d'un même objet. L'augmentation de ce facteur force l'algorithme à accepter des entités plus hétérogènes et donc de plus grande taille. Les états de surface « eau » à masquer sont généralement étendues et ont des signatures spectrales remarquables dans le canal proche infrarouge (Pham et He, 2013). Grace à la présence des végétations, les parties littorales ont des

signatures spectrales remarquables dans le NDVI, où entre 0 et +1, il indique la présence de végétaux chlorophylliens (Tucker et Sellers, 1986). Grâce à la normalisation par la somme des deux bandes, le NDVI conserve une valeur constante quelle que soit l'éclairage global, contrairement à la simple différence qui est très sensible aux variations d'éclairage. Le calcul d'un indice de végétation dans cette phase de segmentation permet de renforcer le poids des canaux discriminants, de même que la pondération du poids de la bande rouge et proche infrarouge (Pham et He, 2013). Les valeurs spectrales associées à cette phase sont : un seuil sur le PIR et la NDVI (Tableau 16). Ici le calcul de la NDVI ne génère pas un nouveau produit image indépendante de l'image Sentinel-2 traitée mais permet l'affichage de ses valeurs.

Tableau 16: Critère de segmentation et de classification dans le premier niveau (Image à droite, bleu : Eau et Jaune : partie littorale)

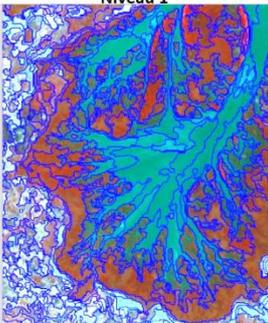
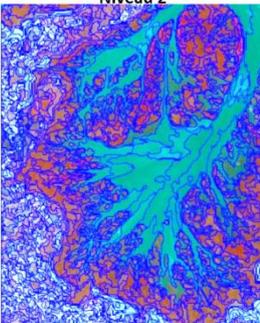
NIVEAU	SEGMENTATION			CLASSIFICATION		Image brute en composition coloré: B,V et PIR	Segmentation niveau 1	Classification niveau 1
	Echelle	Forme	compacité	Classe	Indices/bandes et Valeurs			
Niveau 1	75	0,1	0,5	Eau	$PIR \leq 500 \pm 19$ ou $NDVI < 0,21 \pm 0,04$			

Dans le second niveau de traitement, une nouvelle segmentation est d'abord réalisée dans la classe littorale avec un facteur d'échelle de 25 donc avec une plus faible hétérogénéité autorisée au sein d'une même entité sur la partie littorale. A ce niveau, les sols nus (slikke, tanne et sols nus continentaux) ou très faiblement végétalisés sont séparés de la classe végétation à partir d'un seuillage de l'indice de végétation NDVI (**Tableau 17**).

Dans le troisième niveau la classe mangrove est séparée de la classe végétation par seuillage de la bande moyen infrarouge (Tableau 17). Ce canal moyen infrarouge est particulièrement intéressant dans la télédétection de la mangrove, où plusieurs études ont soulignées l'efficacité de cette bande pour la distinction de ce type de végétation avec Landsat-7 et Landsat-8 (Pagkalinawan, 2015b). Cela est dû au fait que le moyen infra rouge est sensible à l'eau (Chen *et al.*, 2005) et aussi à l'humidité du sol (Gramond *et al.*, 2005), facilitant ainsi la délimitation de la zone à mangrove par sa caractéristique et son positionnement intertidal.

Enfin dans le quatrième niveau, un nouveau seuillage du NDVI dans les entités mangroves permet de produire un indicateur de densité du couvert végétal mangrove (**Tableau 17**). L'activité chlorophyllienne est bien détectée dans le proche infrarouge. La réflectance dans le PIR traduit bien la densité du couvert végétal (Hardisky *et al.*, 1983). Plus la quantité de feuilles est importante, plus la valeur du NDVI est proche de 1 (Townshend et Justice, 1986). Cet indice de végétation a depuis longtemps été utilisé pour caractériser le couvert végétal, comme la fermeture de la canopée (Green *et al.*, 1997) ou l'indice foliaire LAI (Leaf Area Index) (Mannschatz *et al.*, 2014). Taureau (2017) indique que le NDVI peut servir pour caractériser le recouvrement de la mangrove en l'utilisant comme un proxy du LAI (Leaf Area Index).

Tableau 17: Critère de segmentation et de classification du second au quatrième niveau

NIVEAU	SEGMENTATION			CLASSIFICATION			Segmentation	
	Echelle	Forme	compacité	Classe	Indices et bandes	Valeurs	Niveau 1	Niveau 2
Niveau 2,3 et 4	25	0,1	0,5	Végétation	NDVI	$\geq 0,32 \pm 0,04$		
				Mangrove	MIR	$\leq 1641 \pm 358$		
				Mangrove très dense	NDVI	≥ 0.8		
				Mangrove dense	NDVI	$[0,6 ; 0,8[$		
				Mangrove peu dense	NDVI	$< 0,6$		

La **Figure 71** ci-dessous résume l'itinéraire méthodologique de cette étude, allant du téléchargement des images Sentinel-2 à la cartographie des unités de mangrove et des taux de recouvrement du couvert végétal.

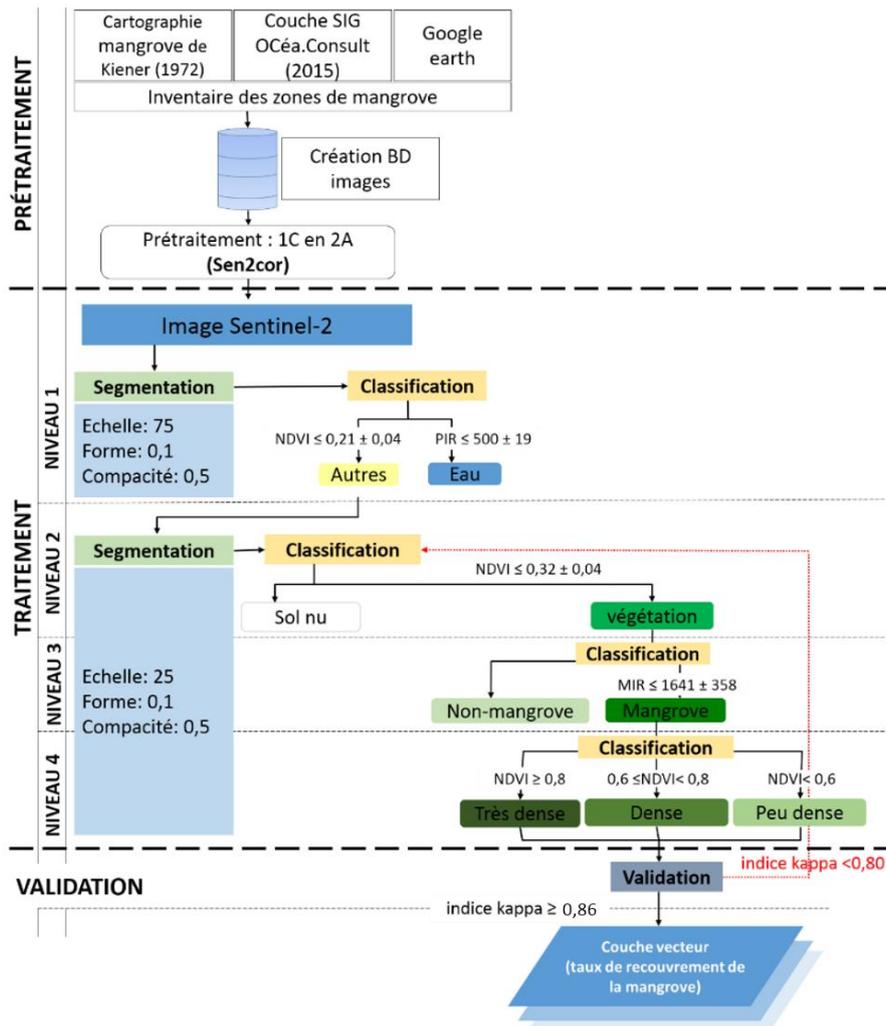


Figure 71: Chaîne de traitement mise en place pour la classification du recouvrement de la mangrove (Très dense, dense et peu dense)

4.2.4. Traitement d'imagerie satellitaire par classification : à l'échelle locale

4.2.4.1. Cartographie des espèces de palétuviers

Elle a pour objectif d'extraire les classes de palétuviers par traitement des images satellitaires Sentinel-2 avec une méthode de classification supervisée par pixel. Avant de procéder à la classification proprement dite, quelques étapes intermédiaires comme l'extraction de la zone de mangrove et la création des parcelles d'entraînements étaient nécessaires. Le processus de création des zones d'entraînements et la classification des images sont réalisés sous le logiciel ENVI.

➤ **L'extraction de la zone de mangrove :**

Cette étape consiste à extraire la zone de mangrove afin d'y concentrer la classification et éviter la confusion avec d'autres types d'occupation du sol (Claden *et al.*, 2011). Elle permettra aussi de réduire le temps durant le traitement.

➤ **La création des parcelles d'entraînement :**

Cette étape a pour objectif de créer des zones d'entraînement (sous forme de polygone) pour chaque espèce de palétuvier permettant ensuite leur classification. La création de ces zones d'entraînement a pu être réalisée par photo-interprétation grâce à plusieurs affichages de la donnée image (compositions colorées) et des améliorations de contraste (rehaussement de l'histogramme). A titre d'exemple, la **Figure 72** nous montre la distinction de l'espèce *Avicennia marina* sur le site du delta de Mahavavy, Dans cette partie du site, cette espèce borde les chenaux montrant une stratification horizontale, allant de l'espèce pionnière à l'espèce adulte.



Figure 72: A gauche, la composition coloré (Rouge : Bande 5, Vert : Bande 1 et Bleu : Bande 2) montrant l'espèce *Avicennia marina* en vert et à droite l'image en vraie couleur.

De plus, chaque espèce de palétuvier colonise des zones différentes en fonction des paramètres environnementaux comme la nature du substrat, son niveau de tolérance à la salinité et à l'immersion. La connaissance de ces caractéristiques aide à la création des zones d'entraînement. Un exemple concret de cette zonation spécifique des mangroves est la caractéristique pionnière des espèces comme le *Sonneratia alba* et *Avicennia marina* qui colonise généralement la zone exposée à la mer (Lebigre, 1996 ; Battistini, 2003). Dans notre cas, la distinction de l'espèce *Sonneratia alba* et *Ceriops tagal* repose surtout sur leur localisation et leur distinction en affichage par composition coloré. Etant une espèce pionnière, *Sonneratia alba* est naturellement localisée dans une zone de front de mer précédant l'espèce *Avicennia marina* ou dès fois le *Rhizophora mucronata* (**Figure 73**). Pour le *Ceriops tagal*, dans la majorité des cas, elle est associée au *Rhizophora mucronata* et se

rencontre surtout vers l'arrière mangrove sous forme de végétation rabougrie, clairsemée et quelquefois dense (**Figure 74**).

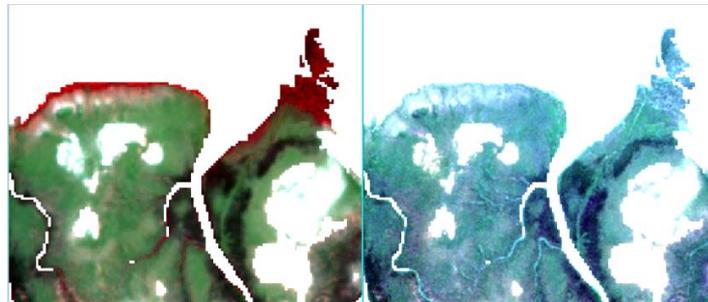


Figure 73: De droite à gauche : La composition coloré montrant l'espèce *Sonneratia alba* en rouge et l'image en vraie couleur.



Figure 74: De droite à gauche : La composition coloré montrant l'espèce *Ceriops tagal* en dégradé de marron et l'image en vraie couleur.

La connaissance du terrain par observation lors des déplacements sur les sites permet aussi la localisation des espèces et guider les choix d'emplacement des zones d'entraînement.

La création de ces zones d'entraînement est une étape très importante car la qualité des résultats de la classification dépend d'elle (Foody, 2002).

Le **Tableau 18** ci-dessous montre le nombre de polygones et pixels total des parcelles d'entraînement pour chaque espèce sur les sites d'études.

Tableau 18: Le nombre de polygone/pixel par espèce de palétuvier créé comme parcelle d'entraînement sur les trois sites d'études

Site d'étude	Nombre de polygone/pixel			
	<i>A. marina</i>	<i>S. alba</i>	<i>R. mucronata</i>	<i>C. tagal</i>
Baie de Mahajamba	37/4733	41/1505	29/580	26/300
Delta de Mahavavy	30/3179	28/1903	29/804	25/401
Baie de Tsingilofilo	22/442	17/200	28/1009	29/197

➤ **La classification supervisée (Maximum vraisemblance) des espèces de palétuviers**

Le procédé appliqué repose sur une classification supervisée basée sur l'algorithme Maximum vraisemblance, particulièrement adapté pour des images dont la complexité paysagère et l'hétérogénéité spectrale rendent difficile la classification (Gressin, 2014). Elle s'est avéré être la méthode de classification par pixel la plus robuste pour la cartographie précise des mangroves (Gao, 1998; Rasolofoharinoro *et al.*, 1998b; Wang *et al.*, 2004). L'algorithme se sert des informations spectrales des classes recueillies par le moyen des parcelles d'entraînement, afin de les généraliser sur toute l'image. L'image Sentinel-2 en tant qu'image multispectrales.

La **Figure 75** ci-dessous résume le processus de la classification des espèces de palétuvier selon la classification supervisée par pixel (Maximum vraisemblance) sous le logiciel ENVI 5, allant de l'extraction de la zone de mangrove à la création des couches vecteurs.

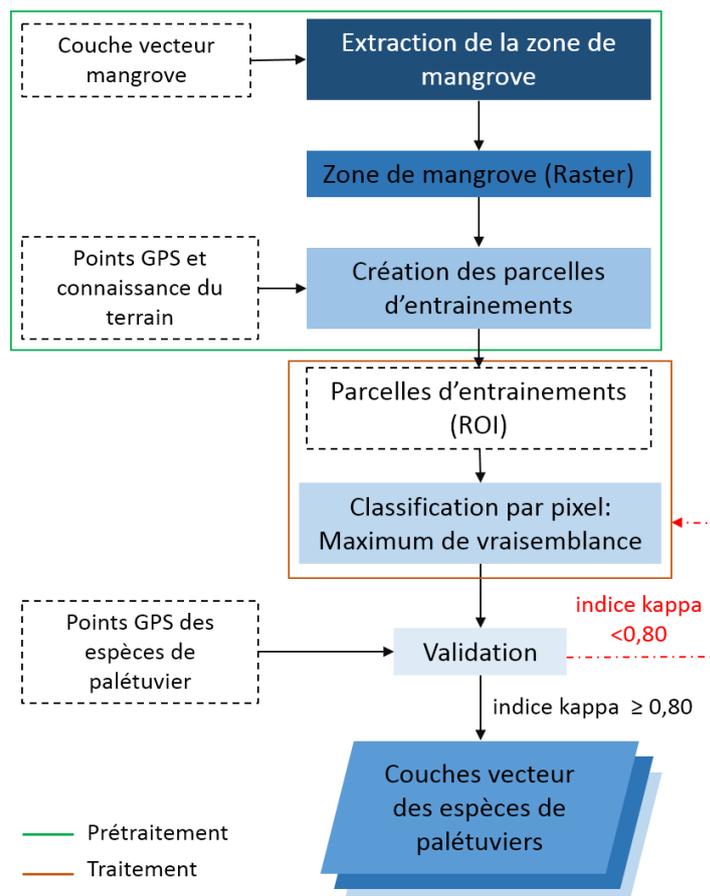


Figure 75: Chaîne de traitement mise en place pour la classification supervisée par pixel des images Sentinel-2 pour la création des données vectorielles des espèces de palétuviers.

4.2.4.2. Cartographie du taux de recouvrement de la mangrove et des bancs de vase

Au l'échelle locale, l'extraction des classes du taux de recouvrement de la mangrove répond à deux objectifs différents utilisant 2 types d'imageries satellitaires.

La première approche consiste à caractériser la mangrove où les données et méthodes mobilisées sont les mêmes que ceux utilisées pour le traitement d'image à l'échelle nationale (4.2.3.1. Calcul d'indice et taux de recouvrement de la mangrove). C'est-à-dire, elle consiste en une classification des images Sentinel-2 sur les sites locales (3 sites) afin d'extraire les classes du taux de recouvrement de la mangrove.

La seconde approche a comme objectif d'étudier la dynamique de l'écosystème mangrove au niveau des trois sites d'études. Elle concerne surtout deux habitats différents, à savoir : les bancs de vase et les taux de recouvrement la forêt à mangrove. Ce sont les données Landsat (de 1988, 1989, 1998, 2008, 2011 et 2018) qui sont mobilisée avec une méthode de classification orienté-objet. Le protocole ainsi que les bandes (PIR et MIR) et indices (NDVI) utilisées sont identiques à celle du traitement des images Sentinel-2, pour la classification du taux de recouvrement de la mangrove. Seul le seuil pour la classification qui change ainsi que l'extraction de la classe banc de vase.

Cette classification orienté-objet se décline sous quatre niveaux.

Le premier niveau de traitement consiste à masquer les états de surface de type « eau » afin de réduire les temps de traitement en centrant la classification sur la partie littorale où se localisent les marais à mangrove et les zones à bancs de vases. Une première segmentation est lancée sur l'image Sentinel-2 suivant les critères cités sur le **Tableau 19** ci-dessous. On choisit une échelle grossière à travers le facteur d'échelle (50).

Tableau 19: Critère de segmentation et de classification dans le premier niveau

NIVEAU	SEGMENTATION			CLASSIFICATION	
	Echelle	Forme	compacité	Classe	Indices/bandes et Valeurs
Niveau 1	50	0,1	0,9	Eau	$PIR \leq 620 \pm 25$ ou $NDVI < 0 \pm 0,08$

Dans le second niveau, de traitement, une nouvelle segmentation est réalisée sur la classe littorale avec un facteur d'échelle de 25 donc avec une plus faible hétérogénéité autorisée au sein d'une même entité sur la partie littorale. A ce niveau, les sols nus (slikke, tanne et sols nues continentaux) ou très faiblement végétalisés sont séparés de la classe végétation à partir d'un seuillage de l'indice NDVI ($\geq 0,3 \pm 0,06$) (**Tableau 20**). Dans ce même niveau, l'objet « banc de vases » a été extrait de parmi le « sol nu », en utilisant la sensibilité du moyen infrarouge à l'humidité du sol (Gramond *et al.*, 2005). Les bancs de vases sont situés généralement en aval de la mangrove des zones estuariennes, donc généralement humide. La règle de classification ainsi que le seuil utilisé pour l'extraction de la classe végétation et la classe banc de vases figure dans le **Tableau 20**.

Dans le troisième niveau, la classe « mangrove » est séparée de la classe « végétation » par seuillage de la bande moyen infrarouge (**Tableau 20**).

Enfin dans le quatrième niveau, un nouveau seuillage du NDVI dans les entités « mangroves » permet de produire un indicateur de densité du couvert végétal mangrove (**Tableau 20**).

Tableau 20: Critère de segmentation et de classification dans le niveau 2

NIVEAU	SEGMENTATION			CLASSIFICATION		
	Echelle	Forme	compacité	Classe	Indices et bandes	Valeurs
Niveau 2	25	0,1	0,5	Végétation	NDVI	$\geq 0,3 \pm 0,06$
				Mangrove	MIR	$\leq 1400 \pm 29$
				Banc de vase	MIR	$[20 \pm 2,2; 2000 \pm 319,7]$
				Mangrove très dense	NDVI	≥ 0.8
				Mangrove dense	NDVI	$[0,55 ; 0,8[$
				Mangrove peu dense	NDVI	$< 0,55$

La **Figure 76** ci-dessous résume la procédée de classification de bancs de vases et le taux de recouvrement de la mangrove.

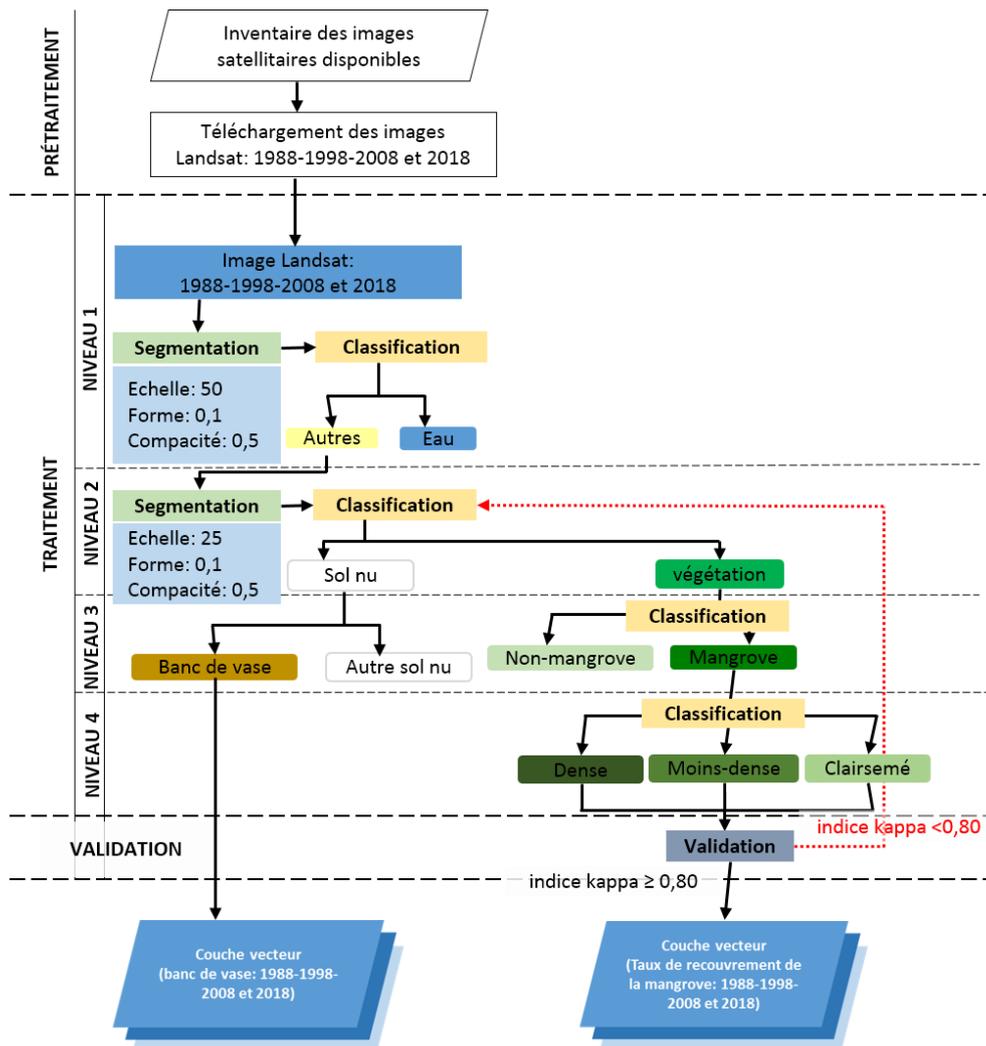


Figure 76: Protocole mis en œuvre pour la classification des taux de recouvrement de la mangrove et des bancs de vases avec des images Landsat par la méthode orientée-objet.

4.2.4.3. Cartographie de la hauteur de la mangrove

L'objectif ici est d'extraire les classes hauteurs de la mangrove via les données MNE de ALOS. Pour ce faire, une première étape consistant à extraire la zone de mangrove avec une couche vectorielle (shapefile) issue de la classification de l'image Sentinel-2 est nécessaire. Ce procédé permet de concentrer l'extraction de la classe des hauteurs sur la zone de mangrove. La deuxième étape consiste ensuite à l'extraction des plages altimétriques (hauteur de la mangrove) en effectuant un calcul sur l'outil « *calculatrice raster* » du logiciel QGIS. Les trois types de hauteur sont extraites en posant une règle de classification en fonction des types hauteurs qui ont été définies, dont : inférieur ou égale 5 m (mangrove basse), entre 5 et 15 m (mangrove moyenne) et Supérieure à 15 m (mangrove haute).

Les résultats de ce procédé est encore de type raster. Pour des usages ultérieurs, ces données sont vectorisées.

La **Figure 77** ci-dessous résume les différentes étapes de prétraitement et traitement faites sur les données du modèle numérique de surface pour l'extraction des plages altimétriques des hauteurs de la mangrove.

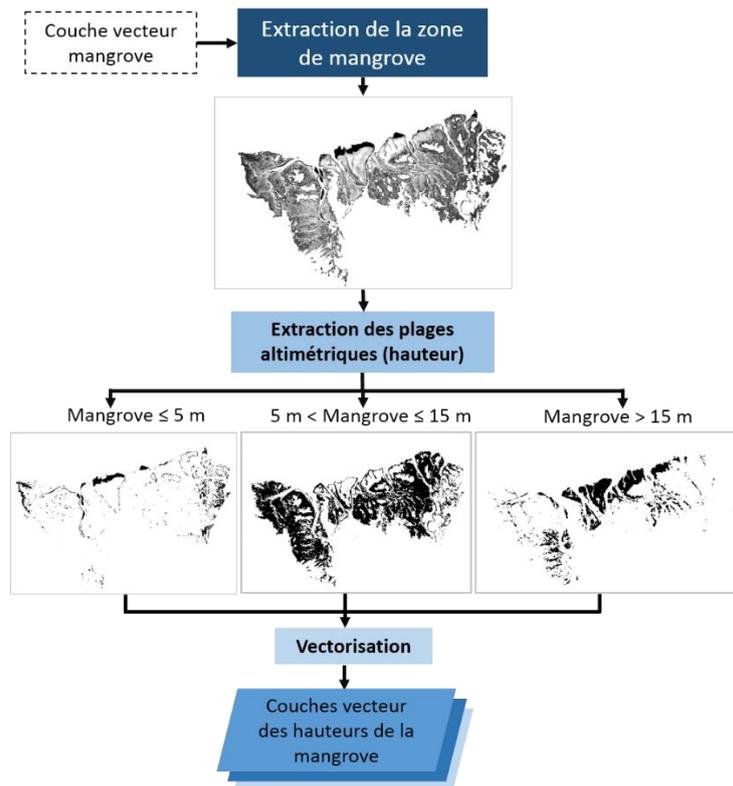


Figure 77: Les étapes de l'extraction des plages altimétriques des hauteurs de la mangrove (en vecteur) à partir d'un Modèle Numérique de Surface (Raster).

4.2.5. Évaluation de la précision des classifications

La dernière étape avant la production d'une information géographique par classification d'image consiste à évaluer sa précision. Une matrice de confusion est un outil commun pour évaluer la précision thématique de nombreux produits dérivés de la télédétection (par exemple les classifications de l'occupation du sol) et en général des données spatiales (Stehman, 2013). Grâce à des données de référence représentant la réalité du terrain il est possible de déterminer le taux de pixels bien classés à l'aide de ce matrice de confusion (Stehman, 2013 ; Ariza-Lopez *et al.*, 2018).

Le contenu d'une matrice de confusion est un ensemble de valeurs représentant le degré de similarité entre des observations appariées entre un ensemble de données contrôlées, un produit et un ensemble de données de référence (par exemple, la vérité terrain). Ainsi, une matrice de confusion est créée à partir d'un échantillonnage de contrôle sur le produit et d'un plan de réponse (Stehman et Czaplewski, 1998). Il s'agit donc d'une matrice $n \times n$ au carré où n désigne le nombre de classes considérées. Une matrice de confusion nous donne une vision complète de la répartition des erreurs, où les éléments diagonaux d'une matrice de confusion contiennent les éléments correctement classés, et les éléments hors diagonale contiennent le nombre de confusions, les erreurs dues à des omissions ou des commissions (Pinilla Ruiz, 1995) (**Tableau 21**).

Tableau 21: Structure d'une matrice de confusion

Matrice de confusion		Données de référence						
		classe 1	classe 2	...	classe j	...	classe n	Marge
Données classées	classe 1	$x(1, 1)$	$x(1, 2)$...	$x(1, j)$...	$x(1, n)$	$x(1, +)$
	classe 2	$x(2, 1)$	$x(2, 2)$...	$x(2, j)$...	$x(2, n)$	$x(2, +)$

	classe i	$x(i, 1)$	$x(i, 2)$...	$x(i, j)$...	$x(i, n)$	$x(i, +)$

	classe n	$x(n, 1)$	$x(n, 2)$...	$x(n, j)$...	$x(n, n)$	$x(n, +)$
	Marge	$x(+, 1)$	$x(+, 2)$...	$x(+, j)$...	$x(+, n)$	N

L'estimation de la précision de la classification se fait à l'aide du coefficient de kappa. C'est un estimateur de qualité qui tient compte des erreurs en lignes et en colonnes. Il est défini par la formule suivante :

$$K = \frac{N \sum_k x(k, k) - \sum_k x(k, +)x(+, k)}{N^2 \sum_k x(k, +)x(+, k)} \quad (1)$$

$x(i, +) = \sum_j x(i, j)$ Somme de la ligne i
 $x(+, j) = \sum_i x(i, j)$ Somme de la colonne j
 N est le total des pixels échantillonnés

Concernant l'estimation de la qualité de la classification avec l'indice kappa, le référentiel de (Landis et Koch, 1977) propose une interprétation du coefficient Kappa en fonction de sa valeur (**Tableau 22**).

Tableau 22: Référentiel pour interpréter la valeur de l'indice Kappa (Landis et Koch, 1977)

Valeur de Kappa	Interprétation
0,81-1	Excellente
0,80-0,61	Bonne
0,60-0,41	Faible
0,20-0,00	Négligeable
<0,00	Mauvaise

Ainsi, suivant les protocoles décrits ci-dessus, la qualité des classifications de la mangrove, des classes de recouvrement de la mangrove ainsi que les espèces de palétuviers sont évaluées à partir d'une matrice de confusion selon les données collectées sur le terrain et d'autres données (couche vecteur mangrove et le globe virtuel Google Earth).

4.2.6. Analyses diachroniques de la dynamique des bancs de vase et de la forêt à mangrove

Les résultats de la classification des images satellitaire vont permettre d'étudier la dynamique de cet écosystème à mangrove. Afin de caractériser les changements, la comparaison des données de télédétection enregistrées à deux ou plusieurs périodes différentes est l'un des moyens le plus efficace (Mouat *et al.*, 1993 ; Dale *et al.*, 1996 ; Jones *et al.*, 2004).

Pour les bancs de vase, compte tenue de la différence entre la hauteur d'eau au moment de l'acquisition des images, il est difficile d'interpréter les résultats en termes de dynamique. Pour ce faire l'interprétation est orientée vers la colonisation des zones de bancs de vase par la mangrove (entre 1988-1998, 1998-2008 et 2008-2018) pour les deux sites d'études au nord et (entre 1989-1999, 1999-2011 et 2011-2018) pour le site d'étude au Sud.

En ce qui concerne la forêt à mangrove, la dynamique se traduira par la modification de l'état de la surface (taux de recouvrement). D'une année à l'autre, le passage d'un type de surface à l'autre indiquera la nature de la dynamique dont le **Tableau 23** ci-dessous récapitule les différentes possibilités lors d'une étude diachronique de la classe taux de recouvrement de la forêt à mangrove.

Tableau 23: Traduction du passage d'un état de surface T0 à une surface T1 en dynamique

2016	2018	Dynamique
Très dense	Dense	Dégradation
Très dense	Peu dense	Dégradation
Dense	Peu dense	Dégradation
Dense	Très dense	Densification
Peu dense	Dense	Densification
Peu dense	Très dense	Densification
Sol nu	Peu dense	Extension
Sol nu	Dense	Extension
Sol nu	Très dense	Extension
Très dense	Sol nu	Disparition
Dense	Sol nu	Disparition
Peu dense	Sol nu	Disparition
Très dense	Très dense	Stabilité
Dense	Dense	Stabilité
Peu dense	Peu dense	Stabilité

4.3. Etude de la répartition spatiale du crabe « *Scylla serrata* »

Le crabe *Scylla serrata* est une ressource halieutique vivant dans l'écosystème mangrove. Différentes études sont menées au niveau de sa bio-écologie mais l'une des aspects encore méconnu de cette ressource halieutique est sa répartition spatiale dans ce vaste écosystème. Des questions se posent alors : Comment se répartissent les *Scylla serrata* dans la mangrove ? En fonction de quels critères cette espèce creuse-t-elle son terrier ? Quelles sont les facteurs influençant sa répartition dans son habitat naturel ?

Afin de répondre à ces questionnements, les données collectées sur l'habitat de ce crabe via les mesures sur le terrain ainsi que celles issues des traitements d'imageries satellitaires sont analysées.

Cette partie est scindée en quatre grandes sous-parties. On abordera dans un premier temps, l'architecture des jeux de données utilisées pour le traitement. En second, le prétraitement nécessaire pour l'analyse de ces données. La troisième sous-partie parlera de la méthode utilisée, dont le modèle de régression linéaire multiple. La quatrième sous-partie présentera le procédé traitement proprement dite.

4.3.1. Variable (Les jeux de données établies)

Une base de données est créée avec les variables géolocalisées issues de la campagne sur le terrain. Sur l'ensemble des trois sites d'études, les collectes des données sont effectuées sur

151 placettes, dont 53 sur la Baie de Mahajamba, 54 sur le delta de Mahavavy et 44 sur la Baie de Tsingilofilo. A l'issue de la campagne sur le terrain, des données complémentaires sur la situation de la placette sont créés :

- Distance de la placette par rapport au front de la mangrove
- Distance de la placette au chenal le plus proche

Ces deux variables sont liées à l'accessibilité du crabe aux terriers via la zone d'eau la plus proche (en rapport avec son cycle de déplacement nyctéméral où elle quitte la mangrove à marée basse et revient à marée haute).

A partir des relevés sur le terrain et celle créée à postériori, 27 variables sont décrites pour chaque placette :

- **Mangrove type** : Type de mangrove (Mangrove côtière, mangrove estuarienne)
- **Dist_Front** : Distance par rapport au front de la mangrove (en mètre)
- **Dist_Chenal** : Distance par rapport au chenal le plus proche (en mètre)
- **Avicennia** : nombre d'adultes d'*Avicennia marina* répertoriés
- **Bruguiera** : Nombre d'adultes de *Bruguiera gymnorhiza* répertoriés
- **Ceriops** : Nombre d'adultes de *Ceriops tagal* répertoriés
- **Heritiera** : Nombre d'adultes de *Heritiera littoralis* répertoriés
- **Lumnitzera** : Nombre d'adultes de *Lumnitzera racemosa* répertoriés
- **Rhizophora** : Nombre d'adultes de *Rhizophora mucronata* répertoriés
- **Sonneratia** : Nombre d'adultes de *Sonneratia alba* répertoriés
- **Xylocarpus** : Nombre d'adultes de *Xylocarpus granatum* répertoriés
- **Avicennia_Juv** : Nombre de juvéniles d'*Avicennia marina* répertoriés
- **Bruguiera_Juv** : Nombre de juvéniles de *Bruguiera gymnorhiza* répertoriés
- **Ceriops_Juv** : Nombre de juvéniles *Ceriops tagal* répertoriés
- **Heritiera_Juv** : Nombre de juvéniles *Heritiera littoralis* répertoriés
- **Lumnitzera_Juv** : Nombre de juvéniles *Lumnitzera racemosa* répertoriés
- **Rhizophorra_Juv** : Nombre de juvéniles *Rhizophora mucronata* répertoriés
- **Sonneratia_Juv** : Nombre de juvéniles *Sonneratia alba* répertoriés
- **Xylocarpus_Juv** : Nombre de juvéniles *Xylocarpus granatum* répertoriés
- **Recouvrement** : Le taux de recouvrement (en %) de la mangrove pour chaque placette mesurée à l'aide d'un densiomètre sphérique
- **Consistance sol** : Consistance du sol (en cm) mesurée selon la méthode de la FAO 1986

- **H_Eau_ (cm)** : La moyenne de la hauteur d'eau (en cm) dans chaque parcelle
- **DHP (cm)** : La moyenne du diamètre à hauteur de poitrine des arbres (en cm) dans chaque parcelle
- **HdA** : La moyenne de la hauteur des arbres (en cm) dans chaque parcelle
- **Trou_actif** : Nombre de terriers de crabe *S. serrata* actif
- **Trou_inactif** : Nombre de terriers de crabe *S. serrata* non actif
- **Trou_total** : La somme des terriers actifs et inactifs

A l'issue de la spatialisation de la typologie physiologique de la mangrove via les imageries satellitaires, 4 variables sont ajoutées aux jeux de données issue de la campagne de terrain :

- **Hauteur de la mangrove** (haute, moyenne, basse)
- **Espèces de palétuviers** (*Avicennia marina*, *Sonneratia alba*, *Rhizophora mucronata* et *Ceriops tagal*)
- **Recouvrement de la mangrove** (très dense, dense et peu dense)
- **Caractérisation de la mangrove selon les 3 caractéristiques**

AmClaireBasse	<i>Avicennia marina</i> clairsemé basse
AmClaireHaute	<i>Avicennia marina</i> clairsemé haute
AmClaireMoyenne	<i>Avicennia marina</i> clairsemé moyennement haute
AmDenseBasse	<i>Avicennia marina</i> dense basse
AmDenseHaute	<i>Avicennia marina</i> dense haute
AmDenseMoyenne	<i>Avicennia marina</i> dense moyennement haute
AmMoin DenseBasse	<i>Avicennia marina</i> moins dense basse
AmMoin DenseHaute	<i>Avicennia marina</i> moins dense haute
AmMoin DenseMoyenne	<i>Avicennia marina</i> moins dense moyennement haute
CtClaireBasse	<i>Ceriops tagal</i> clairsemé basse
CtClaireMoyenne	<i>Ceriops tagal</i> clairsemé moyennement haute
CtDenseMoyenne	<i>Ceriops tagal</i> dense moyennement haute
CtMoin DenseBasse	<i>Ceriops tagal</i> moins dense basse
CtMoin DenseMoyenne	<i>Ceriops tagal</i> moins dense moyennement haute
RmClaireBasse	<i>Rhizophora mucronata</i> clairsemé basse
RmClaireMoyenne	<i>Rhizophora mucronata</i> clairsemé moyennement haute
RmDenseBasse	<i>Rhizophora mucronata</i> dense basse
RmDenseHaute	<i>Rhizophora mucronata</i> dense haute
RmDenseMoyenne	<i>Rhizophora mucronata</i> dense moyennement haute
RmMoin DenseBasse	<i>Rhizophora mucronata</i> moins dense basse
RmMoin DenseMoyenne	<i>Rhizophora mucronata</i> moins dense moyennement haute
SaClaireBasse	<i>Sonneratia alba</i> clairsemé basse
SaClaireMoyenne	<i>Sonneratia alba</i> clairsemé moyennement haute
SaDenseBasse	<i>Sonneratia alba</i> dense basse
SaDenseHaute	<i>Sonneratia alba</i> dense haute
SaDenseMoyenne	<i>Sonneratia alba</i> dense moyennement haute
SaMoin DenseBasse	<i>Sonneratia alba</i> moins dense basse

Au total, on a 31 variables pour étudier la répartition spatiale du crabe dans son habitat naturel. Les données sont stockées sous un fichier Excel et arrangées de sorte que toutes les variables soient sur les colonnes et les lignes comportent les échantillons ou placette.

4.3.2. Prétraitement des données

Quelques prétraitements sont nécessaires avant d'entamer le traitement proprement dit de nos données. Ces procédés permettent d'avoir une donnée correcte afin d'éviter tout biais d'interprétation des résultats obtenus.

4.3.2.1. La détection des points aberrants

L'objectif de la détection des points aberrants et influents est de repérer des points qui jouent un rôle anormal dans la régression, jusqu'à en fausser les résultats (Rakotomalala, 2011).

Le premier prétraitement consiste alors à déterminer les valeurs aberrantes dites « *outlayers* » dans notre variable réponse (nombre de terriers de crabe). Pour cela, l'outil le plus simple est la boîte à moustache (Figure 78), dite « *box-plot* » (Rakotomalala, 2011). Le graphe ci-dessous nous affiche les trois points atypiques (valeurs aberrantes) qui sont supérieurs à 11 (Figure 78). A partir de cela, les lignes ayant un nombre de terrier supérieur à 11 seront écartées de notre jeu de données.

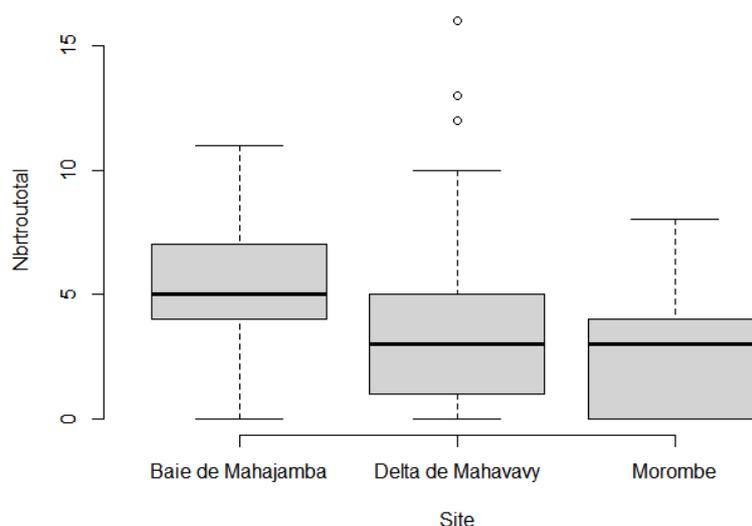


Figure 78: Détection des valeurs aberrantes du nombre de terrier de crabe sur les trois sites d'études

4.3.2.2. Normalisation des données

Le second prétraitement consiste à normaliser nos données. Les données dont nous disposons ne sont pas du même ordre de grandeur ni de mesure, on a le taux de recouvrement en pourcentage, les distances en mètre, le diamètre à hauteur de poitrine en centimètre. Les observations sont centré-réduites afin de rendre comparables des variables qui ne le seraient pas directement (UOH, 2009). C'est-à-dire que les données de chaque variable sont arrangées de sorte à avoir une moyenne égale à 0 et une valeur d'écart-type égale à 1. Par conséquent, les données varient de -1 pour les valeurs les plus faibles à 1 pour les valeurs les plus élevées. Cette étape est réalisée en utilisant la fonction **scale** de l'extension BASE de R (R Core Team, 2018). Elle permet de faciliter les interprétations et les comparaisons des coefficients du modèle de régression.

4.3.3. Modèle de régression linéaire multiple

L'objectif de notre étude est d'éclairer sur les facteurs ou variables influençant la répartition du crabe *Scylla serrata* dans son habitat naturel. Selon le langage statistique, « On souhaite prédire et/ou expliquer une variable réponse à partir des variables prédictes ». Dans le cas de notre étude, nos variables prédictes sont les différents paramètres écologiques prélevés sur le terrain ainsi que les variables issues du traitement d'imagerie satellitaire et notre variable réponse est le nombre de terrier de crabe, qui sont des indicateurs de la présence du crabe *Scylla serrata* dans la mangrove.

La variable de réponse sera généralement désignée par Y et les p variables prédictives seront souvent désignées par x_1, \dots, x_p . La variable de réponse est également appelée variable dépendante tandis que les variables prédictes sont appelées variables indépendantes, variables explicatives, supports, ou covariables. Souvent, les variables prédictes seront rassemblées dans un vecteur x. Alors x^T est la transposition de x (Olive, 2017).

$$Y_i = x_{i,1} \beta_1 + x_{i,2} \beta_2 + \dots + x_{i,p} \beta_p + e_i = x_i^T \beta + e_i$$

Pour $i = 1, \dots, n$. Ici, n est la taille de l'échantillon et la variable aléatoire e_i est la i ème erreur.

En supprimant l'indice i, le modèle est $Y = x^T \beta + e$

En notation matricielle, ces n équations deviennent

$$Y = X\beta + e$$

Où Y est un vecteur $n \times 1$ des variables dépendantes, X est une matrice $n \times p$ de prédicteurs, β est un vecteur $p \times 1$ de coefficients inconnus, et e est un vecteur $n \times 1$ d'erreurs inconnues. De ce fait, c'est le modèle de régression linéaire multiple qui est adaptée à notre étude. C'est l'une des méthodes les plus connues et les plus appliquées en statistique pour l'analyse de données quantitatives et qualitatives. Elle est utilisée pour établir une liaison entre une variable quantitative et une ou plusieurs autres variables quantitatives, sous la forme d'un modèle (Chouquet, 2010). Compte tenu de l'objectif de cette étude ainsi que la nature des données, c'est le modèle de régression linéaire multiple qui est adapté à notre traitement (Vedova, 2018).

4.3.4. Traitement des données

Une première analyse est faite sur l'ensemble des données collectées sur le terrain afin d'avoir une vision globale sur les caractéristiques des trois sites d'études. Le maximum, la moyenne et le minimum des valeurs de chaque variable sont calculés pour chaque site d'étude. Ce procédé nous permettra de voir s'il y a une similarité ou une différence entre des sites étudiés. En fonction des résultats obtenus, on conclura s'il faut utiliser un seul modèle pour l'ensemble du jeu de donnée ou il faut traiter les données en fonction des sites.

On réalise ensuite une analyse de régression linéaire multiple sur le logiciel R pour évaluer les relations entre le nombre de terrier du crabe (variable expliquée) et les variables liées à l'habitat du crabe (les prédicteurs). Tous les prédicteurs sont testés sur la variable expliquée, l'objectif étant d'obtenir le minimum de variables (prédicteurs) expliquant le maximum de variance (nombre de terrier).

Ce modèle permet de simuler l'effet de tous les variables prédicteurs sur le nombre de terrier, en indiquant ceux les moins significatives et plus significatives. A la sortie du modèle, les p-value de chaque variable sont affichées permettant de déterminer ceux qui ont une influence significative sur le nombre de terrier de crabe.

Pour la suite du traitement, on ne retient que les variables prédicteurs les plus significatives (ayant un p-value $\leq 0,05$) pour relancer le modèle et ainsi de suite.

Le modèle final est celui qui n'affiche que des variables significatives (ayant un p-value $\leq 0,05$) dans son résultat.

On a alors les variables expliquant ou influençant la répartition des terriers du crabe dans son habitat naturel (la mangrove).

A la sortie du modèle, On a :

- ✓ **Multiple R-squared (R^2)** : qui détermine le pourcentage des variables qui explique la variation du nombre de terrier.
- ✓ **p-value du modèle**: qui détermine la robustesse du modèle, si p-value est inférieure à 0,05 le modèle peut être considéré comme bon.
- ✓ **p-value de chaque variable** : détermine la significativité d'un variable explicative par rapport au variable réponse.

Conclusion du chapitre 4

Afin d'atteindre les objectifs posés pour cette thèse, différents matériels et méthodes sont mobilisés. Cette partie méthodologique est divisée en trois grandes parties : la campagne sur le terrain pour les mesures in situ, la production des données par télédétection et l'étude de la répartition spatiale du crabe *Scylla serrata*.

La collecte des données sur le terrain s'est déroulée sur trois sites d'études dont deux dans le nord-ouest et un dans le sud-ouest de Madagascar. Elle consistait à collecter des données sur l'habitat du crabe *Scylla serrata* à l'aide d'une parcelle de 10 mètres de côté. Cette descente sur le terrain a été facilitée par le passage d'une autre équipe, produisant des informations comme la cartographie participative des zones de pêche au trou. Différents paramètres sont collectés dans chaque parcelle : la localisation des parcelles, les paramètres de la structure forestière (diamètre à hauteur de poitrine, hauteur de l'arbre, son taux de recouvrement et inventaire des palétuviers), les caractères physiques (consistance du sol, hauteur d'eau) et les inventaires des terriers de crabe et qualification de leur statut. A l'issue de cette campagne sur le terrain, 151 placettes sont recensées mais d'autres points supplémentaires (593 points) sont collectés sur des zones de palétuviers homogènes pour des usages ultérieurs en télédétection.

Dans l'objectif d'étudier la dynamique de la mangrove et de caractériser l'écosystème mangrove, différentes sources de données sont utilisées dans le cadre de cette thèse comme les données Landsat, Sentinel-2, MNE de ALOS, les données collectées sur le terrain et les données BD 500 de Madagascar.

Cette partie mobilisant l'approche par la géomatique consiste à une classification des images satellitaires afin d'avoir les classes de recouvrement de la mangrove, les espèces de palétuviers et la hauteur de la mangrove. Deux méthodes de classification supervisée d'image satellitaire sont mobilisées : par pixel et par orienté-objet. A l'échelle nationale, 64 tuiles d'images satellitaires Sentinel-2 sont traitées afin d'avoir les classes de recouvrement de la mangrove pour les années 2016 et 2018 pour étudier ensuite leurs dynamiques. A l'échelle locale (3 sites d'études) les caractères physiologiques de la mangrove (espèces, hauteur et recouvrement) sont extraits via des données satellitaires. A la même échelle, les habitats tels que les bancs de vase et la forêt de mangrove sont étudiées avec des données historiques Landsat pour étudier leurs dynamiques. Et enfin, la qualité de précision des résultats de la classification des imageries satellitaires est évaluée à l'aide d'une matrice de confusion.

En ce qui concerne l'étude de la répartition spatiale du crabe *Scylla serrata*, les jeux de données utilisées combinent celles qui sont collectées sur le terrain et celles produites via des données imageries satellitaires. Au total, cette base de données est composée de 31 variables sur l'ensemble de 151 placettes. Ici, l'objectif concret est de trouver les facteurs ou variables influençant la répartition du crabe *Scylla serrata* dans son habitat naturel. Des prétraitements des données sont nécessaires comme la détection des valeurs aberrantes du nombre de terriers et la normalisation des données afin d'éviter les biais dans les résultats. C'est le modèle de régression linéaire qui est mobilisé ayant comme variable réponse le nombre des terriers de crabe et le reste des variables servant de prédicteur.

Partie 3 : Résultats et Discussions

La troisième partie présente les résultats issus des travaux de terrain et par télédétection et SIG ainsi que leur discussion. Elle est scindée en deux grands chapitres dont la première est composée de quatre sous chapitres qui abordera :

- Les résultats de l'évaluation de la précision des classifications
- La caractérisation de la mangrove à l'échelle locale via les données in situ et satellitaires (Sentinel-2 et Alos)
- La caractérisation de la dynamique des forêts de mangroves malgaches par des données Sentinel-2 (2016 et 2018) versus gestion du crabe *S. serrata*
- L'approche de la dynamique de l'écosystème mangrove à l'échelle locale sur 30 années via la série temporelle Landsat

Le second chapitre est dédié à l'étude du *Scylla serrata*, elle est composée de trois sous-chapitres :

- La caractérisation de la ressource crabe à partir des données de terrain
- La comparaison des jeux de données produits sur les 3 sites à partir des placettes
- Les variables expliquant la répartition des terriers du crabe *S. serrata* dans la mangrove

Chapitre.5 Evaluation de l'état de lieu de l'écosystème à mangrove de Madagascar

Ce chapitre présente les différents résultats de notre étude sur la mangrove : de l'évaluation des classifications, de l'étude de la dynamique de la mangrove à l'échelle de Madagascar, la caractérisation de la mangrove sur les trois sites d'étude (Baie de Mahajamba, Delta de Mahavavy et baie de Tsingilofilo) ainsi que leur dynamique d'évolution. Cette caractérisation de la mangrove est faite selon les données collectées sur le terrain et les données issues des images satellitaires. En ce qui concerne la connaissance de la dynamique de cet écosystème, elle est faite à différentes échelles : d'abord à l'échelle de Madagascar entre 2016 et 2018 via les données Sentinel-2 où l'interprétation des résultats se fera à différentes niveaux (national, régional et local). Ensuite à l'échelle des trois sites locaux où sont étudiés le domaine forestier (structure et dynamique) et les bancs de vase associés.

Ce chapitre est scindé en quatre grands sous-chapitres qui portent sur :

- L'évaluation de la qualité des classifications.
- La caractérisation de la mangrove sur les trois sites d'études.
- La dynamique de la mangrove à l'échelle de Madagascar entre 2016 et 2018 liée à la gestion des crabes.
- La dynamique de l'écosystème à mangrove sur les trois sites d'études à travers les bancs de vase et la forêt à mangrove.

5.1. Résultats de l'évaluation de la précision des classifications

5.1.1. Evaluation du protocole de traitement d'image

Les images satellites acquises en saison sèche (juin - octobre) permettent une très bonne discrimination des caractéristiques et extension des mangroves avec une fiabilité attestée d'après le calcul de coefficient kappa. A l'échelle nationale : L'évaluation des classifications basiques (mangrove/ non mangrove) réalisée avec 1400 points de contrôle donne un indice de kappa de 1 soit une parfaite concordance entre les résultats de la classification et les données de validation.

A l'échelle des sites productifs, les indices calculés pour les indicateurs de la dynamique et la caractérisation de la structure du domaine forestier donne de bons résultats. Les évaluations

des produits taux de recouvrement en 3 classes (très dense, dense, peu dense) donnent un indice de kappa de 0,90 pour le site de la Baie de Mahajamba, de 0,92 pour le site du delta de Mahavavy et de 0,86 pour le site de la Baie de Tsingilofilo. L'approche développée, les seuils retenus présentent une fiabilité satisfaisante d'après ce paramètre. Sur la Baie de Tsingilofilo, cet indice kappa inférieure à 0,90 est dû à une confusion entre les classes de mangrove très dense et dense (**Tableau 24**). C'est une mangrove non estuarienne qui présente un grand stress hydrique et une très grande hétérogénéité spatiale en termes de recouvrement et des taches de mangrove mixte à l'échelle de notre étude.

Tableau 24: Matrice de confusion de la classification du taux de recouvrement de la mangrove de la Baie de Mahajamba, du delta de Mahavavy et de la Baie de Tsingilofilo

Baie de Mahajamba

	Peu dense	Dense	Très dense	Total
Peu dense	28	2	0	30
Dense	0	27	3	30
Très dense	0	1	29	30
Total	28	30	32	90

Delta de Mahavavy

	Peu dense	Dense	Très dense	Total
Peu dense	29	0	0	29
Dense	0	27	2	29
Très dense	0	3	29	32
Total	29	30	31	90

Baie de Tsingilofilo

	Peu dense	Dense	Très dense	Total
Peu dense	45	1	2	48
Dense	1	32	4	37
Très dense	0	4	36	40
Total	46	37	42	125

Les évaluations des produits espèces de palétuviers sur l'ensemble des sites d'études productifs donnent des résultats satisfaisants. L'indice kappa sur le site de la Baie de Mahajamba atteint 0,97, celui du delta de Mahavavy est de 0,93 et il est égal à 0,94 pour la Baie de Tsingilofilo. Même si les valeurs du coefficient kappa calculé sont satisfaisantes, on remarque quelques confusions entre *Avicennia* et *Rhizophora* sur Mahajamba due à l'association de ces espèces sur ce site où *Avicennia* est pionnière mais succédé par *Rhizophora* à l'arrière mangrove et affiche une zone de transition mixte entre ces deux espèces. Sur Mahavavy, le même scénario est observé entre *Avicennia* et *Sonneratia* où ces deux espèces s'associent sur le front de mangrove en tant que pionnière (**Tableau 25**).

Tableau 25: Matrice de confusion de la classification des espèces de palétuviers de la Baie de Mahajamba, du delta de Mahavavy et de la Baie de Tsingilofilo

Baie de Mahajamba					
	Am	Ct	Rm	Sa	Total
Am	54	0	0	0	54
Ct	0	42	0	0	42
Rm	3	2	48	0	53
Sa	0	0	0	56	56
Total	57	44	48	56	205

Delta de Mahavavy					
	Am	Ct	Rm	Sa	Total
Am	45	0	4	7	56
Ct	0	29	1	0	30
Rm	0	1	35	0	36
Sa	0	0	0	49	49
Total	45	30	40	56	171

Baie de Tsingilofilo					
	Am	Ct	Rm	Sa	Total
Am	38	0	0	2	40
Ct	0	45	0	0	45
Rm	1	1	63	1	66
Sa	4	1	0	61	66
Total	43	47	63	64	217

Am : *Avicennia marina*, **Sa** : *Sonneratia alba*, **Ct** : *Ceriops tagal* et **Rm** : *Rhizophora mucronata*

5.1.2. Discussion du protocole au regard des résultats

On a démontré ici que l'on pouvait créer des séries temporelles à l'échelle nationale avec un pas de temps bi-annuel à haute résolution spatiale Sentinel-2. La création de cette série temporelle est facilitée à Madagascar par le climat semi-aride à aride de la côte ouest. De plus la revisite des deux satellites Sentinel-2 offrent une résolution temporelle de 5 jours augmentant encore la taille de fenêtre atmosphérique. Par contre, l'acquisition des images sur la mangrove se trouvant dans le sud du pays, plus précisément dans la région Anosy a été problématique durant notre étude en raison de la forte nébulosité sur l'année 2016.

Avec les données Landsat dont la résolution temporelle est de 16 jours, la création d'une série temporelle d'image à l'échelle de Madagascar est difficile voire même impossible. Pour leurs études, Giri et Muhlhausen (2008) ont été obligé d'utiliser des données pluriannuelles et plurisaisonnnières pour étudier la dynamique de la mangrove à l'échelle de Madagascar ce qui augmente la confusion potentielle avec les forêts sèches littorales. Par contre à l'échelle des sites de la côte ouest nous avons pu créer une série temporelle pertinente de pas de temps de 10 ans.

La classification du taux de recouvrement de la mangrove par classification orienté-objet exploitant l'indice NDVI a démontré son efficacité. Comparé à d'autres études, notre indice

kappa est supérieur. En utilisant cet indice de végétation sur de données Sentinel-2 dans leurs études, Ma *et al.* (2018) ont comparés la méthode de classification orienté objet et par pixel. Comme résultat, la méthode orienté objet donne un indice kappa de 0,73 supérieur à celle par pixel (0,51). Utilisant le même indices de végétation avec des données Landsat, Hasmadi Mohd *et al.* (2008) ont trouvés un indice kappa de 0,75 dans l'analyse de la densité de recouvrement de la mangrove de Sungai Merbok en Malaisie.

Sentinel-2 a démontré une capacité à classifier les quatre espèces de palétuviers principale de Madagascar. Les résultats de l'évaluation des classifications sont prometteurs sur les trois sites d'études avec une valeur de l'indice kappa égale à 0,93. Pour la classification des espèces des palétuviers, la résolution spatiale est un facteur déterminant, où la texture des images est un complément intéressant aux informations spectrales (Taureaux, 2017). En ce qui concerne la méthode de traitement mobilisée dans cette étude, par rapport à l'insuffisance de la résolution spatiale, c'est la classification par pixel qui a été mobilisée. La classification de ces formations végétales est rendue possible grâce à la propriété de chaque espèce de palétuviers dont la particularité de leur localisation au sein de cet écosystème et une forte connaissance du terrain.

Si les données Landsat par leur résolution spatiale et temporelles sont moins pertinentes pour caractériser la mangrove, la profondeur historique qu'elles offrent n'est pas égalée sur des données diffusées en open data même si cette profondeur historique n'est exploitable que localement sur Madagascar. Avec les données Sentinel-2, plus récentes, les produits obtenus sont de qualité intéressante ici avec des indices kappa supérieurs à ceux proposés dans la littérature sur des objets ou des zones géographiques similaires.

5.2. Caractérisation de la mangrove à l'échelle locale via les données *in situ* et satellitaires (Sentinel-2 et Alos)

Sur les trois sites d'études, 151 placettes de 100 m² sont étudiées. En tout, 2 451 individus de palétuviers sont répertoriés dont 917 dans la Baie de Mahajamba, 755 dans le delta de Mahavavy et 779 dans la Baie de Tsingilofilo. Les huit espèces de palétuviers rencontrées à Madagascar sont observées sur les trois sites d'études. Des espèces rares comme *Xylocarpus granatum* et *Heritiera littoralis* ont été inventoriées dans les placettes ou reconnus sur le

terrain hors placettes. *Lumnitzera racemosa*, qui est une espèce rare, n'a été observé qu'en dehors de placettes.

1 015 individus d'*Avicennia marina* sont répertoriés, représentant 41 % de l'ensemble des palétuviers sur les sites d'études. *Rhizophora mucronata* représente 33% et comptabilise 797 individus de palétuviers. *Sonneratia alba* représente 18 % des palétuviers avec 431 individus recensés. *Ceriops tagal* ne représente que 7 % avec 175 individus de palétuviers recensés. Et enfin, *Bruguiera gymnorrhiza* avec ses 9 individus ne représente que 0,4% de l'ensemble des espèces recensées sur l'ensemble des sites d'études. *Xylocarpus granatum* (20 individus) et *Heritiera littoralis* (4 individus) ne sont recensés que sur le site du delta de Mahavavy (**Figure 79**).

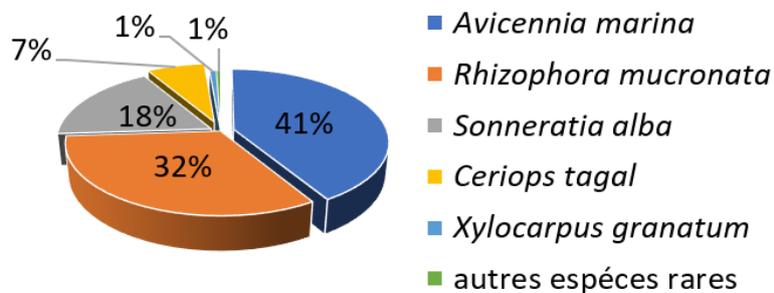


Figure 79: Pourcentage des espèces relevées sur l'ensemble des 3 sites

Sur l'ensemble des sites, en moyenne *Avicennia marina* a le plus grand diamètre de tronc (14 cm) suivi par *Sonneratia alba* et *Rhizophora mucronata* avec 12 cm de diamètre moyen. *Xylocarpus granatum*, *Ceriops tagal* et *Bruguiera gymnorrhiza* ont des diamètres moyens respectifs de 10 cm et 8 cm.

En ce qui concerne la hauteur d'arbre, *Avicennia marina* représente l'espèce la plus haute avec une hauteur maximale de 16,8 m sur le delta de Mahavavy. Sur l'ensemble des sites d'études, *Avicennia marina* et *Sonneratia alba* représentent les espèces les plus hautes avec une hauteur moyenne de 9 m. *Rhizophora mucronata* et *Bruguiera gymnorrhiza* ont une hauteur moyenne respective de 7 m et 6 m. Sur l'ensemble des palétuviers répertoriés, *Ceriops tagal* représente l'espèce ayant la plus petite taille avec une hauteur moyenne de 4 m.

5.2.1. Site de la Baie de Mahajamba

5.2.1.1. Caractéristiques issues des placettes

Sur le site de la Baie de Mahajamba, cinq espèces de palétuviers parmi les huit existantes à Madagascar ont été répertoriées dans nos placettes. 917 individus de palétuviers sont enregistrés. Les deux espèces qui dominent sont *Avicennia marina* et *Sonneratia alba* représentant respectivement 54 % soit 491 individus et 44% soit 402 individus de l'ensemble des espèces répertoriées. *Ceriops tagal* ne représente que 2% soit 16 individus (**Figure 80**).

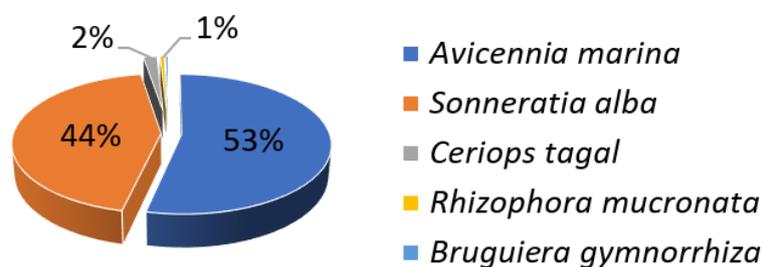


Figure 80: Pourcentage des espèces relevées sur l'ensemble des placettes de la Baie de Mahajamba

En ce qui concerne la hauteur des palétuviers, c'est *Avicennia marina* qui représente l'espèce la plus haute avec une moyenne de 9,4 m de hauteur, suivie par *Rhizophora mucronata* et *Sonneratia alba* avec 9 m de hauteur moyenne. *Bruguiera gymnorrhiza* et *Ceriops tagal* sont les deux espèces les plus basses recensées sur ce site avec une hauteur moyenne respective de 5 m et 4,5 m.

Pour le diamètre moyen des palétuviers, en corrélation avec la hauteur, *Avicennia marina* (18 cm) et *Rhizophora mucronata* (16 cm) représentent les espèces qui ont les plus grands diamètres sur l'ensemble des espèces recensées (**Figure 81**). Bien que l'espèce *Bruguiera gymnorrhiza* fasse partie des espèces les moins hautes recensées sur le site de la baie de Mahajamba, elle a un diamètre moyen de tronc plus important (12 cm) par rapport au *Sonneratia alba* (11 cm) qui a une hauteur moyenne plus importante. Et l'espèce *Ceriops tagal* représente l'espèce qui a le plus faible diamètre moyen de tronc (8 cm) (**Figure 81**).

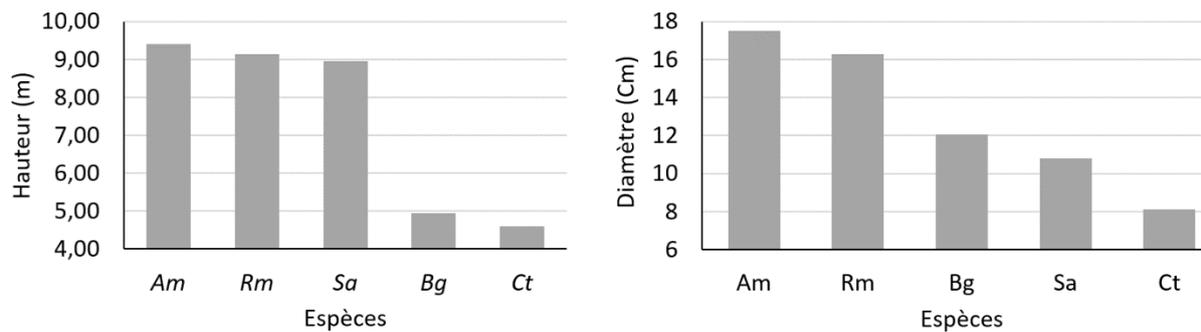


Figure 81: Hauteurs moyennes et diamètres moyens des espèces de palétuviers relevées sur l'ensemble des placettes de la Baie de Mahajamba

5.2.1.2. Caractérisation spatiale des mangroves par observation satellite

La mangrove de la Baie de Mahajamba occupait une superficie de 34 141 ha en 2018. En termes de taux de recouvrement, cette mangrove est dominée par des formations de palétuviers peu denses sur 17 517 ha soit 51% de l'ensemble de la mangrove. Les mangroves dense et très dense représentent respectivement 27% soit 9 109 ha et 22% soit 7 515 ha.

En ce qui concerne la hauteur des arbres, la baie de Mahajamba est dominée par de la mangrove de hauteur moyenne (entre 5 et 15 mètres) représentant 87% de l'ensemble des mangroves soit 29 731 ha. Les mangroves hautes et basses ne représentent que 9% soit 2 958 ha et 4% soit 1 451 ha.

Dans la Baie de Mahajamba, c'est *Rhizophora mucronata* qui domine avec 15 800 ha de superficie soit 46% de l'ensemble des espèces cartographiées. *Avicennia marina* représente 29% soit 9 836 ha et *Ceriops tagal* et *Sonneratia alba* représentent respectivement 15% soit 4 996 ha et 10% soit 3 509 ha de l'ensemble des palétuviers cartographiés (**Figure 82**).

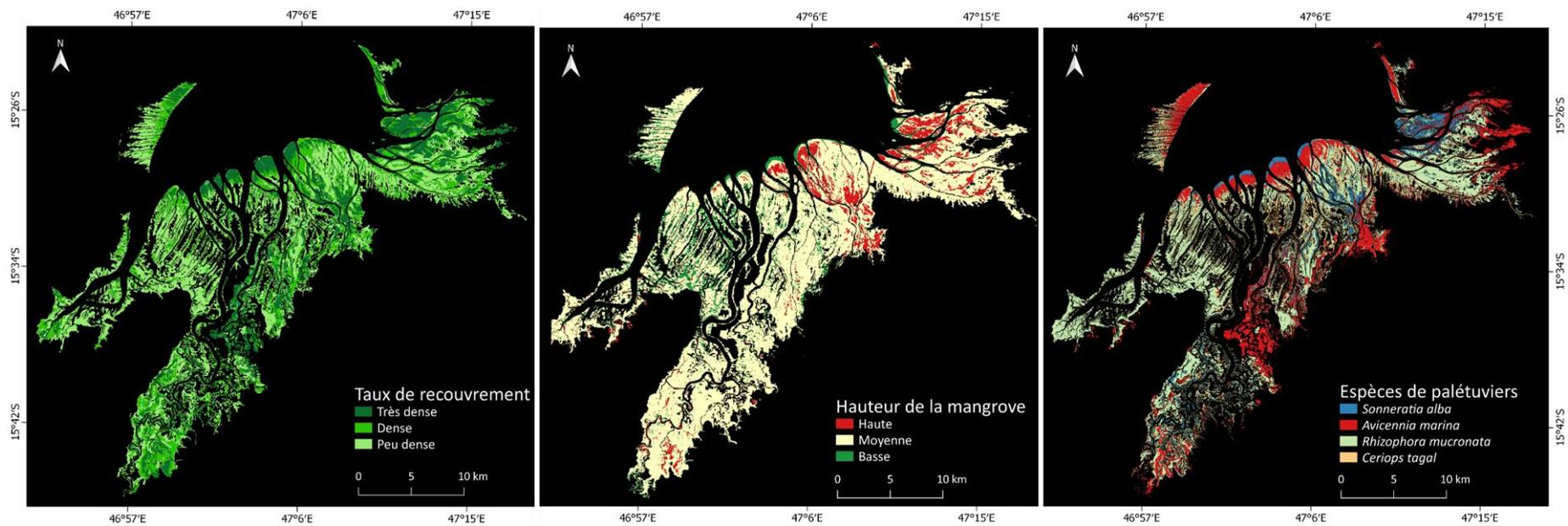


Figure 82: Carte du taux de recouvrement, de la hauteur de la mangrove et des espèces de palétuviers sur le site de la Baie de Mahajamba, Nord-ouest de Madagascar.

De par son extension et sa configuration, le site de la Baie de Mahajamba a été divisé en six entités pour l'établissement du bilan statistique.

En termes de taux de recouvrement, c'est la mangrove peu dense qui domine sur l'ensemble des six entités. Sur la première entité (E1) la mangrove peu dense occupe 3 185 ha soit 43 % de la mangrove. La mangrove dense et très dense représente respectivement 29 % soit 2 127 ha et 28 % soit 2 035 ha. Sur l'entité 2, la mangrove peu dense occupe 2 022 ha soit 47 % de la mangrove. Les mangroves denses et très denses représentent respectivement 28 % soit 1 207 ha et 25 % soit 1 048 ha. Sur l'entité 3, la mangrove peu dense représente 6 996 ha soit 46% de l'ensemble des mangroves. Les mangroves denses et très denses représentent respectivement 27 % soit 4 149 ha et 26 % soit 4 000 ha. Sur l'entité 4, la mangrove peu dense représente 80% soit 3 180 ha de l'ensemble des mangroves. Les mangroves denses et très denses représentent respectivement 16 % soit 646 ha et 3 % soit 132 ha. Sur l'entité 5, la mangrove peu dense représente 74% soit 1 500 ha. Les mangroves denses et très denses représentent respectivement 21 % soit 437 ha et 5 % soit 103 ha. Sur l'entité 6, la mangrove peu dense représente 60% soit 846 ha. Les mangroves denses et très denses représentent respectivement 30 % soit 421 ha et 10 % soit 139 ha (**Figure 83**).

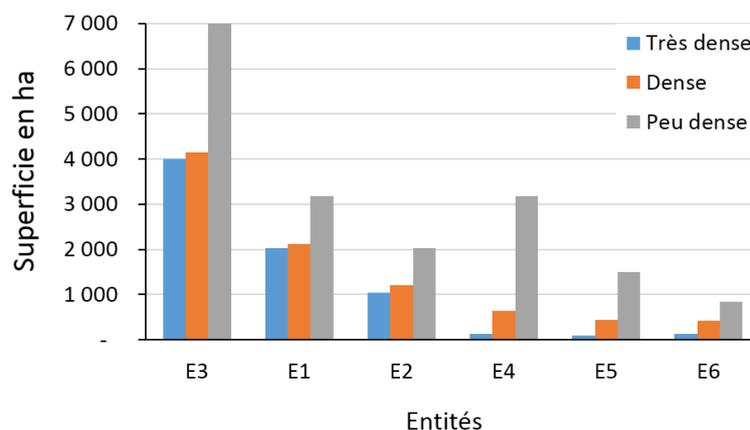


Figure 83: Superficie des types de recouvrement des mangroves selon les différentes entités sur le site de la Baie de Mahajamba

En ce qui concerne la hauteur des arbres, c'est la mangrove de hauteur moyenne (entre 5 et 15 mètres) qui domine sur l'ensemble des entités. Sur l'entité 1, la mangrove de hauteur moyenne occupe 78% soit 5 707 ha. Les mangroves basses et hautes représentent respectivement 17% soit 1 279 ha et 5% soit 362 ha. Sur l'entité 2, la mangrove de hauteur moyenne occupe 72% soit 3 081 ha de l'ensemble de la mangrove tandis que les mangroves

hautes et basses ne représentent respectivement que 25% soit 1 072 ha et 3 % soit 124 ha. Sur l'entité 3, la mangrove est dominée par la mangrove de hauteur moyenne représentant 85 % soit 12 835 ha de l'ensemble de la mangrove. Les mangroves basses et hautes ne représentent respectivement que 10% soit 1 532 ha et 5% soit 777 ha. Sur l'entité 4, c'est toujours la mangrove de hauteur moyenne qui domine, occupant jusqu'à 73 % soit 2 905 ha. Les mangroves basses et hautes représentent respectivement 26% soit 1 012 ha et 1% soit 42 ha. Sur l'entité 5, la mangrove de hauteur moyenne occupe 85% de l'ensemble de la mangrove tandis que les mangroves basses et hautes ne représentent que 10% soit 197 ha et 5% soit 104 ha. Sur l'entité 6, La mangrove de hauteur moyenne domine, occupant jusqu'à 81% soit 1 136 ha de la surface totale. Les mangroves basses et hautes représentent respectivement 18% soit 252 ha et 1% soit 18 ha de la superficie totale de la mangrove de cette entité (**Figure 84**).

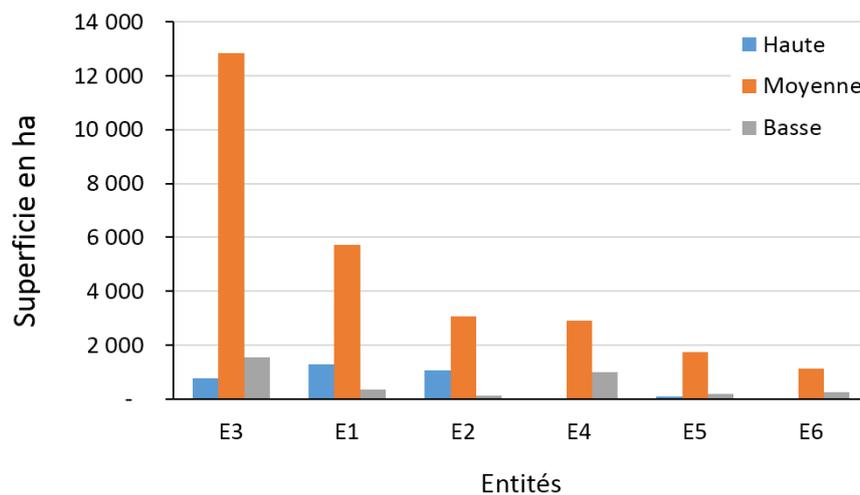


Figure 84: Superficie des types de hauteur des mangroves selon les différentes entités sur le site de la Baie de Mahajamba

En termes d'espèces de palétuviers, c'est *Rhizophora mucronata* qui domine sur toutes les entités du site de la Baie de Mahajamba sauf au niveau de l'entité 6, où *Avicennia marina* domine. Sur l'entité 1, les deux espèces de palétuviers qui dominent sont : *Rhizophora mucronata* à 50% soit 3 638 ha et *Avicennia marina* à 33% soit 2 432 ha. Les espèces *Sonneratia alba* et *Ceriops tagal* sont présentes mais à faible pourcentage, respectivement 11% soit 801 ha et 6% soit 475 ha de la superficie totale de la mangrove de cette entité. Sur l'entité 2, c'est toujours *Rhizophora mucronata* et *Avicennia marina* qui domine, en

représentant respectivement 42% soit 1 781 ha et 35% soit 1 491 ha de l'ensemble des espèces de palétuviers. *Ceriops tagal* et *Sonneratia alba* ne représentent respectivement que 14% soit 595 ha et 10% soit 409 ha des palétuviers. Sur l'entité 3, les espèces de palétuviers *Rhizophora mucronata* et *Avicennia marina* dominent respectivement à hauteur de 40% soit 6 080 ha et 33% soit 5 026 ha. *Ceriops tagal* représente 22% soit 3 327 ha de l'ensemble des espèces tandis que *Sonneratia alba* n'affiche que 5% soit 710 ha. Sur l'entité 4, *Rhizophora mucronata* occupe jusqu'à 68% soit 2 711 ha de l'ensemble des espèces de palétuviers. *Ceriops tagal* et *Avicennia marina* représentent respectivement 19% soit 758 ha et 10% soit 382 ha de l'ensemble des palétuviers sur cette entité. *Sonneratia alba* est présent mais à faible pourcentage 3% soit 107 ha. Sur l'entité 5, *Rhizophora mucronata* domine à hauteur de 73% soit 14 87 ha. *Avicennia marina* représente 25% soit 510 ha de l'ensemble de espèces. *Ceriops tagal* et *Sonneratia alba* sont présents mais ne représentent chacun que 1% de la superficie. Sur l'entité 6, c'est *Avicennia marina* qui domine à hauteur de 49% soit 693 ha. *Rhizophora* et *Ceriops* représentent chacun 25% soit 353 ha et 24% soit 340 ha de l'ensemble des espèces. *Sonneratia* est faiblement présent, ne représente que 1% de la superficie totale des palétuviers (**Figure 85**).

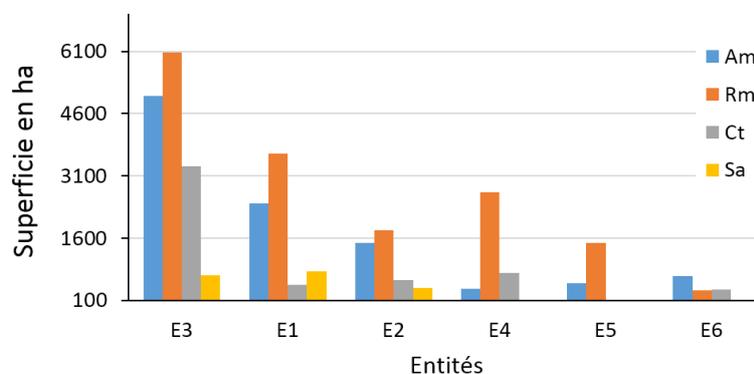


Figure 85: Superficie des espèces de palétuviers selon les différentes entités sur le site de la Baie de Mahajamba (Am : *Avicennia marina* ; Ct : *Ceriops tagal* ; Rm : *Rhizophora mucronata* ; Sa : *Sonneratia alba*)

La mangrove de la Baie de Mahajamba est dominée par *Rhizophora mucronata* dense de hauteur moyenne, couvrant 7 651 ha soit 30% de l'ensemble de la mangrove. *Avicennia marina* dense de hauteur moyenne représente 13% soit 3 330 ha. *Rhizophora mucronata* peu dense de hauteur moyenne occupe 9% soit 2 303 ha de superficie. *Avicennia marina* très

dense de hauteur moyenne et *Ceriops tagal* peu dense de hauteur moyenne représentent respectivement 8% soit 2 050 ha et 7% soit 1 753 ha. *Ceriops tagal* dense de hauteur moyenne couvre 5% soit 1 304 ha (**Figure 86**).

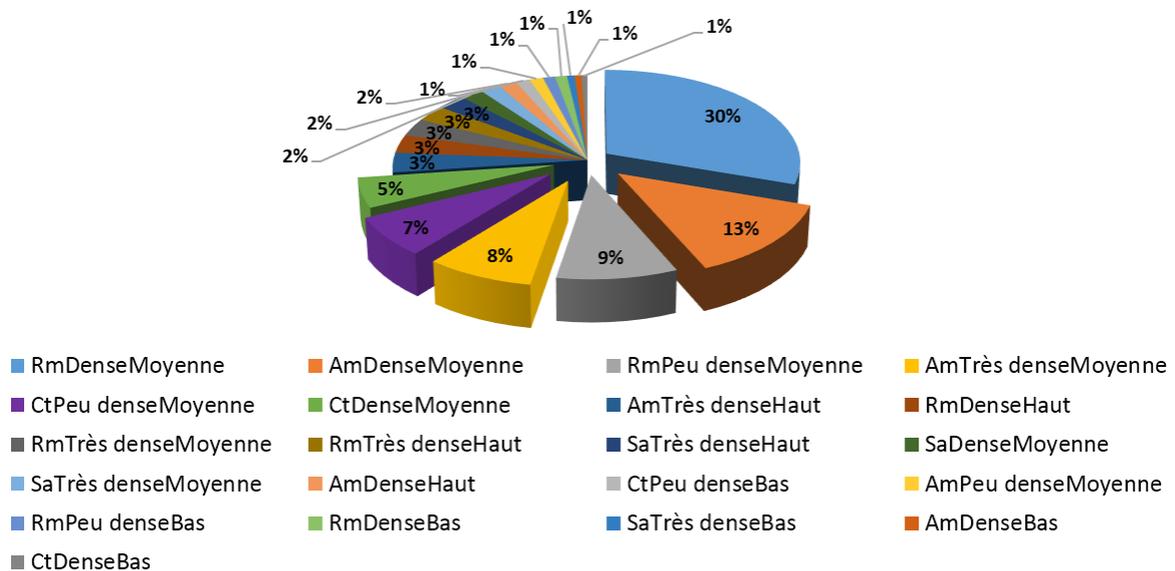


Figure 86: Pourcentage de la mangrove selon leurs caractéristiques dans la Baie de Mahajamba. (Am : *Avicennia marina* ; Ct : *Ceriops tagal* ; Rm : *Rhizophora mucronata* ; Sa : *Sonneratia alba*)

Sur la Baie de Mahajamba, *Rhizophora* dense de hauteur moyenne est présent sur toutes les entités et y domine principalement sauf sur l'entité 6 où il ne représente que 6% de l'ensemble de la mangrove. *Avicennia* dense de hauteur moyenne aussi est présent sur les six entités.

Sur l'entité 1, *Rhizophora* dense de hauteur moyenne occupe 29% de la superficie soit 2 132 ha. *Avicennia* dense de hauteur moyenne occupe 11% de la mangrove soit 825 ha. En dessous de 10 %, on retrouve *Avicennia* très dense de hauteur moyenne et *Rhizophora* très dense haut (8%), *Sonneratia* très dense haut et *Rhizophora* très dense de hauteur moyenne (7%), *Rhizophora* peu dense de hauteur moyenne (6%) et *Rhizophora* dense haut et *Avicennia* très dense haut (5%). Sur l'entité 2, c'est encore *Rhizophora* dense de hauteur moyenne qui domine en occupant 21% soit 898 ha de la superficie totale de la mangrove. *Avicennia* dense de hauteur moyenne représente 12% soit 527 ha de la mangrove. En dessous de 10% on a *Avicennia* très dense haut (9%), *Ceriops* dense de hauteur moyenne et *Rhizophora* dense haute (7%), *Ceriops* peu dense de hauteur moyenne (6%), *Avicennia* dense haut (5%), *Sonneratia* très dense haute et *Rhizophora* très dense haut (4%). Sur l'entité 3, c'est toujours

Rhizophora dense de hauteur moyenne qui occupe 31 % de la superficie de la mangrove soit 4 628 ha. *Avicennia* dense à hauteur moyenne occupe une superficie de 2 286 ha soit 15% et *Avicennia* très dense de hauteur moyenne représentent 10% de la surface totale de la mangrove de cette entité soit 1 575 ha. En dessous de 10%, on a *Rhizophora* peu dense de hauteur moyenne, *Ceriops* peu dense de hauteur moyenne (9%) et *Ceriops* dense de hauteur moyenne (6%). Sur l'entité 4, *Rhizophora* dense de hauteur moyenne domine avec une superficie atteignant les 36% soit 1 422 ha. Occupant une superficie non négligeable, *Rhizophora* peu dense de hauteur moyenne représente 25% de la mangrove soit 996 ha. En dessous de 10%, on retrouve *Ceriops* peu dense de hauteur moyenne (9%), *Rhizophora* peu dense bas (7%) et *Rhizophora* dense bas (5%). Avec 4% d'occupation de la surface totale, on retrouve *Avicennia* peu dense de hauteur moyenne, *Ceriops* peu dense bas et *Ceriops* dense de hauteur moyenne. Sur l'entité 5, *Rhizophora* dense de hauteur moyenne occupe plus de la moitié (67%) de la mangrove soit 1 369 ha. *Rhizophora* peu dense de hauteur moyenne occupent 15% soit 313 ha et *Rhizophora* dense bas (4%) de la superficie totale. Sur l'entité 6, *Avicennia* dense de hauteur moyenne occupent 34% de la superficie soit 477 ha. *Avicennia* très dense de hauteur moyenne et *Ceriops* dense de hauteur moyenne occupent respectivement 16% soit 223 ha et 15% soit 208 ha de la superficie totale de la mangrove de cette entité. En dessous de 10% on retrouve *Ceriops* peu dense de hauteur moyenne (7%) et *Rhizophora* dense de hauteur moyenne (6%). Occupant chacun 4% de la superficie totale, on retrouve *Ceriops* peu dense basse, *Avicennia* dense bas, *Rhizophora* peu dense de hauteur moyenne et *Ceriops* dense bas (**Figure 87**).

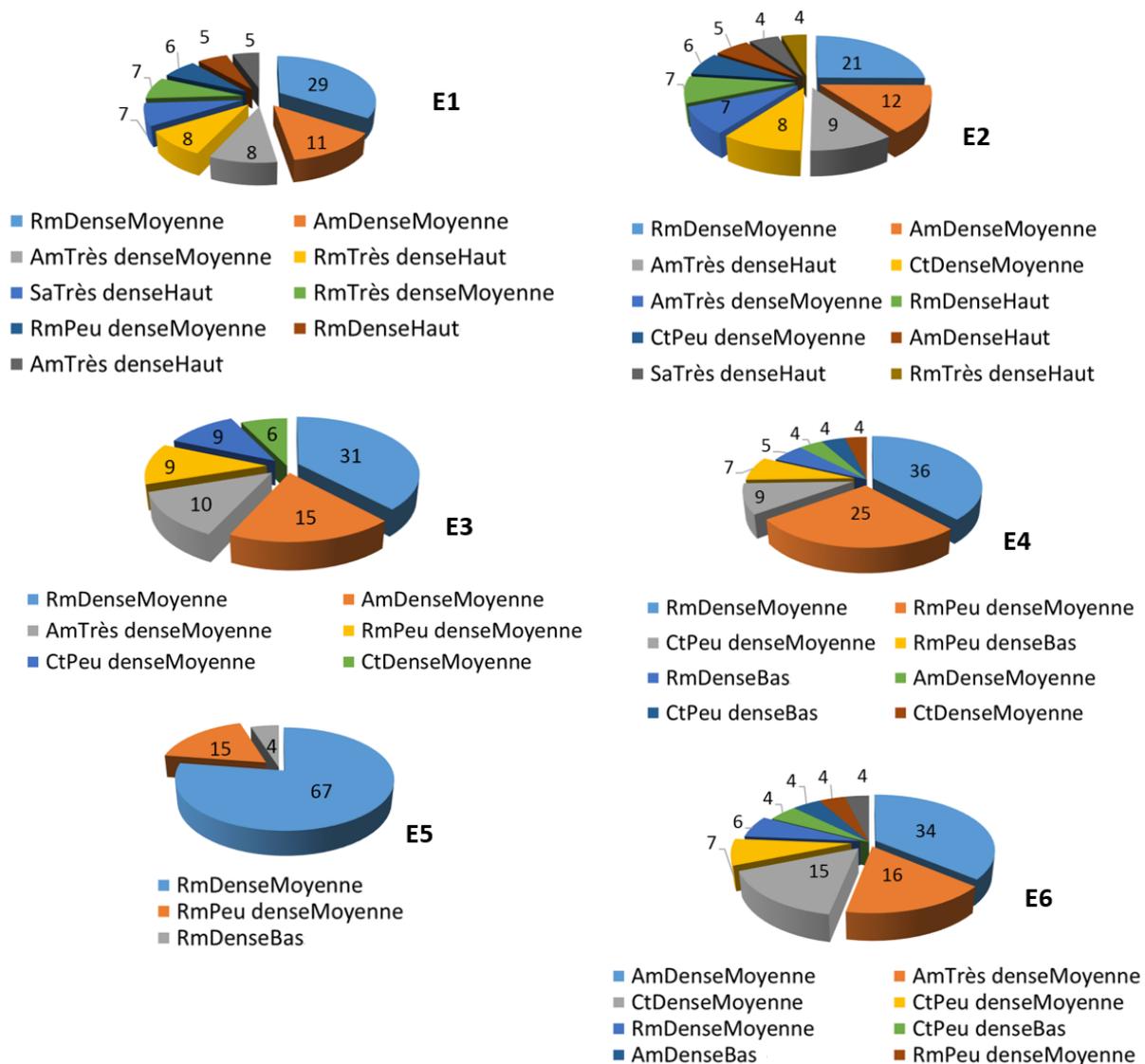


Figure 87 : Pourcentage des mangroves selon leurs caractéristiques sur les différentes entités de la Baie de Mahajamba. (Am : *Avicennia marina* ; Ct : *Ceriops tagal* ; Rm : *Rhizophora mucronata* ; Sa : *Sonneratia alba*)

5.2.2. Site du delta de Mahavavy

5.2.2.1. Caractéristiques issues des placettes

Sur le delta de Mahavavy, les huit espèces de palétuviers rencontrées à Madagascar sont recensées dont 755 individus au total. Plus de la moitié de la mangrove (58 %) est dominée par *Avicennia marina* comptabilisant 436 individus. *Rhizophora mucronata* comptabilise 219 individus soit 29% soit de l'ensemble des palétuviers sur ce site. *Ceriops tagal* et *Xylocarpus granatum* représentent respectivement 7,4% soit 56 individus et 3% soit 20 individus de l'ensemble des espèces recensées. Et enfin, l'espèce la moins recensée dans les placettes est *Sonneratia alba*, représentant seulement 2,1% soit 16 individus (**Figure 88**).

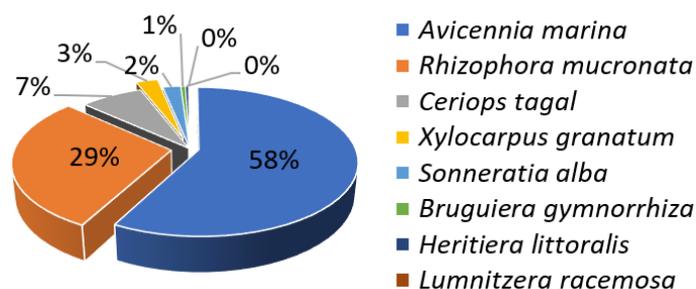


Figure 88: Pourcentage des espèces relevées dans l'ensemble des placettes sur le delta de Mahavavy

En ce qui concerne la hauteur moyenne des palétuviers sur le site du delta de Mahavavy, les palétuviers les plus hauts sont celle des espèces *Avicennia marina* et *Rhizophora mucronata*, avec une hauteur moyenne de 10 m. *Xylocarpus granatum* et *Sonneratia alba* ont respectivement une hauteur moyenne égale à 7 m et 6 m. Sur ce site, *Ceriops tagal* représente l'espèce la plus basse (4 m).

Sur le site du delta de Mahavavy, on observe une corrélation entre le diamètre de tronc et la hauteur des arbres. De ce fait, *Avicennia marina* représente l'espèce ayant le plus grand tronc d'arbre (13 cm), suivie par *Rhizophora mucronata* (11 cm) et *Xylocarpus granatum* avec un diamètre moyen de 10 cm. *Sonneratia alba* et *Ceriops tagal* ont un diamètre moyen d'environ 7 cm (**Figure 89**).

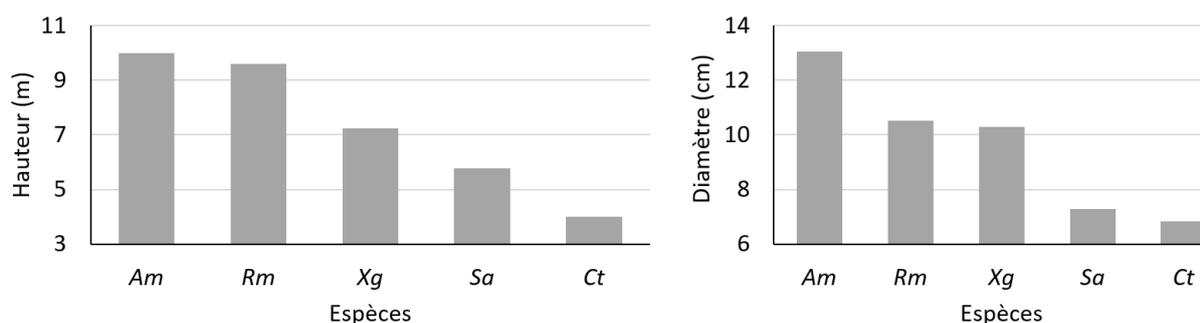


Figure 89: Hauteurs moyennes et diamètres moyens des espèces de palétuviers relevées dans l'ensemble des placettes sur le delta de Mahavavy

5.2.2.2. Caractérisation spatiale des mangroves par observation satellite

Couvrant une superficie de 12 000 ha en 2018, la mangrove du delta de Mahavavy est dominée par de la mangrove dense (5 125 ha) et très dense (4 282 ha) soit représentant respectivement 43% et 36% de l'ensemble de la mangrove. La mangrove peu dense représente 22% de la superficie totale soit 2 621 ha.

En ce qui concerne la hauteur des arbres, le site du delta de Mahavavy présente 72 % soit 8 715 ha de sa superficie recouverte par de la mangrove de hauteur moyenne (entre 5 et 15 mètres). Les mangroves hautes et basses ne représentent que 17% soit 2 085 ha et 10% soit 1 228 ha de l'ensemble de la mangrove.

Deux espèces dominent le delta de Mahavavy, *Avicennia marina* représentant 63% de la superficie soit 7 530 ha et *Rhizophora mucronata* à hauteur de 24% soit 2 901 ha. Par contre, *Sonneratia alba* et *Ceriops tagal* ne représentent respectivement que 8% soit 990 ha et 5% soit 607 ha de la superficie totale (**Figure 90**).

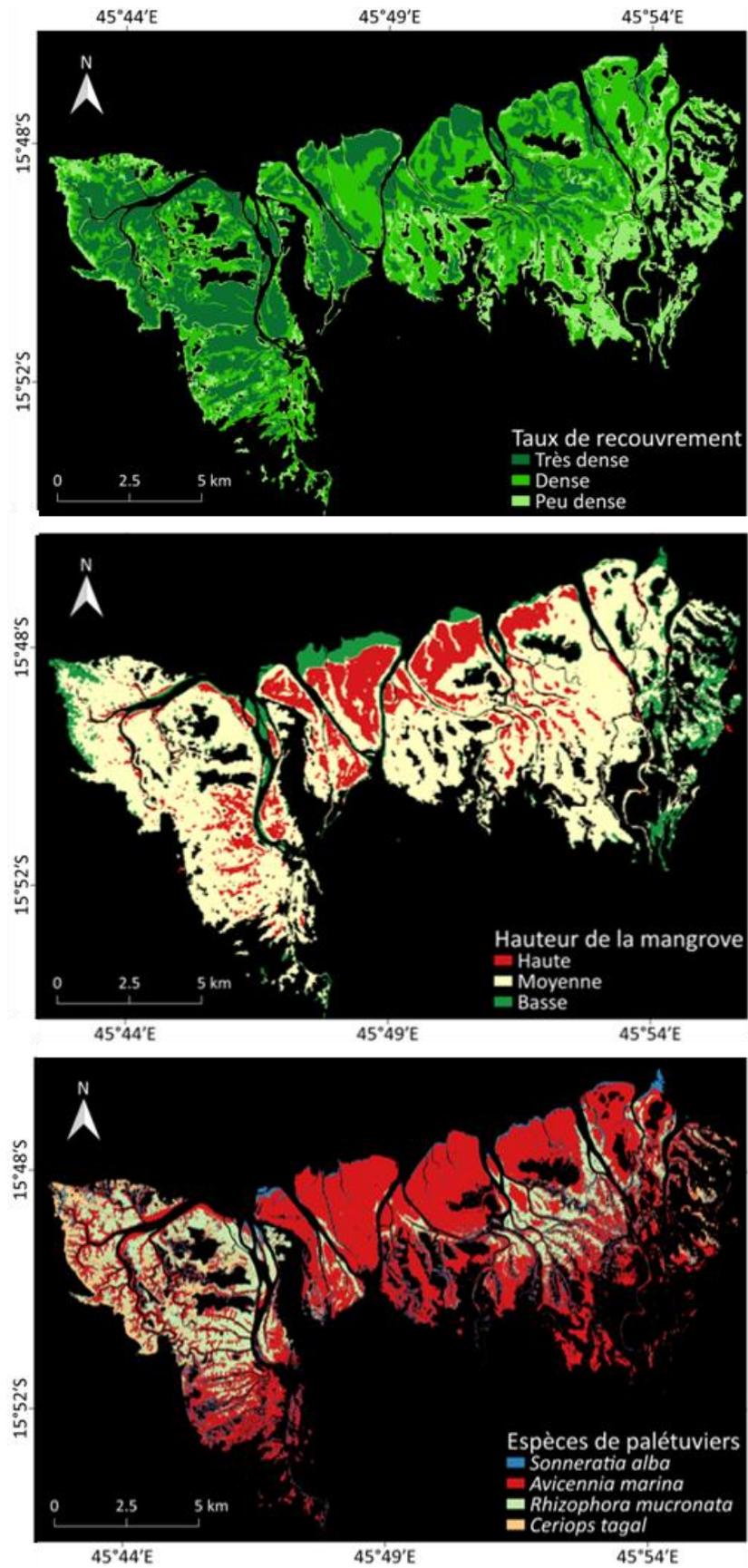


Figure 90: Carte du taux de recouvrement, de la hauteur de la mangrove et des espèces de palétuviers sur le site du delta de Mahavavy, Nord-ouest de Madagascar.

En ce qui concerne le taux de recouvrement de la mangrove, sur l'entité 1 et 2 c'est la mangrove dense qui domine tandis que sur l'entité 3 et 4 c'est la mangrove très dense qui domine. Sur les entités 3, 2 et 4, la mangrove peu dense a une superficie faible par rapport aux autres types de recouvrement de la mangrove.

Sur l'entité 1, la mangrove dense qui domine à hauteur de 47% de l'ensemble de la mangrove soit 2 674 ha. La mangrove peu dense représente 32% soit 1 848 ha et la mangrove très dense représente 21% soit 1 188 ha. Sur l'entité 2, Les mangroves denses et très denses dominent avec des pourcentages respectifs de 48% soit 965 ha et 41% soit 823 ha. La mangrove peu dense ne représente que 12% soit 235 ha de la mangrove de cette entité. Sur l'entité 3, la mangrove très dense domine avec une superficie de 1204 ha qui représente plus de la moitié de la mangrove de cette entité soit 51%. La mangrove dense représente 38% soit 892 ha de la mangrove tandis que la mangrove peu dense ne représente que 12 % soit 274 ha. Sur l'entité 4, la mangrove très dense domine, elle représente 56 % soit 1 067 ha de la mangrove. Les mangroves denses et peu denses représentent respectivement 30% soit 581 ha et 14 % soit 264 ha de l'ensemble de la mangrove de cette entité (**Figure 91**).

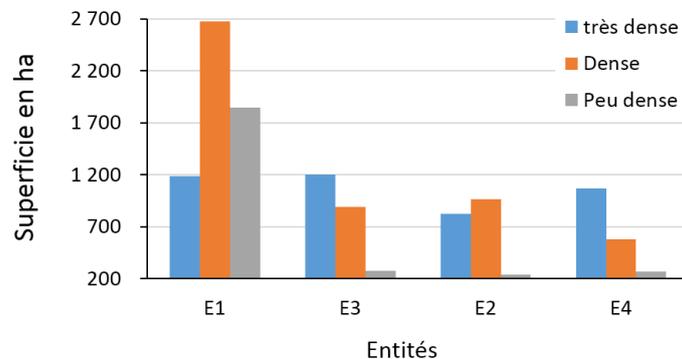


Figure 91: Superficie des types de recouvrement des mangroves selon les différentes entités sur le site du delta de Mahavavy

En termes de hauteur, la mangrove de hauteur moyenne domine sur toutes les entités de mangrove du delta de Mahavavy. Sur les entités 1, 3 et 2, la mangrove haute domine par rapport au mangrove basse contrairement à celle de l'entité 4 où la superficie de la mangrove basse dépasse celle de la mangrove haute.

Sur l'entité 1, la mangrove de hauteur moyenne occupe une superficie importante allant jusqu'à 74% soit 4 206 ha de mangrove. Les mangroves hautes et basses représentent respectivement 15% soit 847 ha et 12% soit 657 ha de mangrove. Sur l'entité 2, la mangrove

de hauteur moyenne occupe plus de la moitié de la superficie totale de la mangrove (51 %) soit 1 027 ha. Les mangroves hautes et basses occupent respectivement 37% soit 755 ha et 12% soit 241 ha de mangrove. Sur l'entité 3, la mangrove de hauteur moyenne occupe jusqu'à 79% soit 1 871 ha de mangrove. Les mangroves hautes et basses représentent respectivement 16% soit 370 ha et 5% soit 128 ha de mangrove. Sur l'entité 4, la mangrove de hauteur moyenne occupe 84% soit 1 602 ha de mangrove. Les mangroves basses et hautes occupent respectivement 10% soit 199 ha et 6% soit 111 ha de mangrove (**Figure 92**).

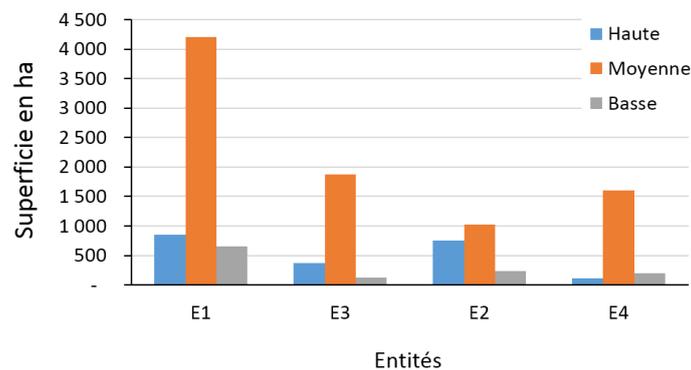


Figure 92: Superficie des types de hauteur des mangroves selon les différentes entités sur le site du delta de Mahavavy

Sur le site du delta de Mahavavy, *Avicennia* domine dans trois entités sur les quatre, à savoir E1, E3 et E2. Sur l'entité 4, c'est *Rhizophora* qui domine. *Ceriops* est l'espèce la moins importante sur l'ensemble des entités sauf sur l'entité 4 où sa superficie dépasse celle du *Sonneratia*.

Sur l'entité 1, *Avicennia* occupe une superficie très importante de 60% soit 3 423 ha de mangrove. *Rhizophora* et *Sonneratia* représentent respectivement 17% soit 996 ha et 15% soit 838 ha de mangrove. Sur cette entité, *Ceriops* ne représente que 8% soit 453 ha de mangrove. Sur l'entité 2, *Avicennia* domine toujours avec un pourcentage en termes de superficie allant jusqu'à 78% soit 1 578 ha. *Sonneratia* et *Rhizophora* ne représentent respectivement que 10% soit 208 ha et 9% soit 172 ha de mangrove. *Ceriops* reste faible en termes de superficie avec 3% soit 65 ha de mangrove. Sur l'entité 3, *Avicennia* domine et représente 44% soit 1 039 ha de l'ensemble des palétuviers de cette entité. *Rhizophora* représente une superficie non négligeable atteignant 33% soit 791 ha de superficie. *Sonneratia* et *Ceriops* sont représentés avec des pourcentages plus faibles, respectivement 14% soit 335 ha et 9% soit 204 ha de mangrove. Sur l'entité 4, *Rhizophora* et *Avicennia* ont un pourcentage de superficie plus ou

moins égal, représentant respectivement 38% soit 722 ha et 33% soit 640 ha de mangrove. *Ceriops* et *Sonneratia* ne représentent respectivement que 18% soit 351 ha et 10% soit 199 ha des palétuviers sur cette entité (**Figure 93**).

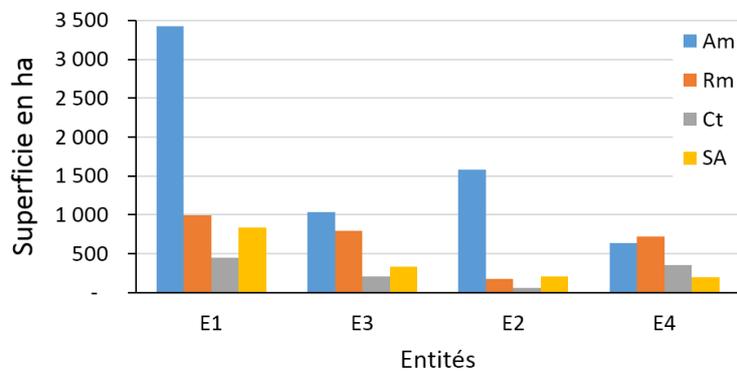


Figure 93: Superficie des espèces de palétuviers selon les différentes entités sur le site du delta de Mahavavy

Sur le site du delta de Mahavavy, *Avicennia marina* dense de hauteur moyenne domine avec 2 350 ha soit 25 % de l'ensemble de la mangrove. *Avicennia marina* très dense de hauteur moyenne représente 15% soit 1 407 ha de mangrove. *Rhizophora mucronata* très dense de hauteur moyenne représente 13% soit 1 184 ha de mangrove de ce site. En dessous de 10%, on retrouve *Avicennia marina* très dense haute (9% soit 844 ha), *Avicennia marina* dense haute (7% soit 674 ha) et *Sonneratia alba* dense de hauteur moyenne (6% soit 543 ha) (**Figure 94**).

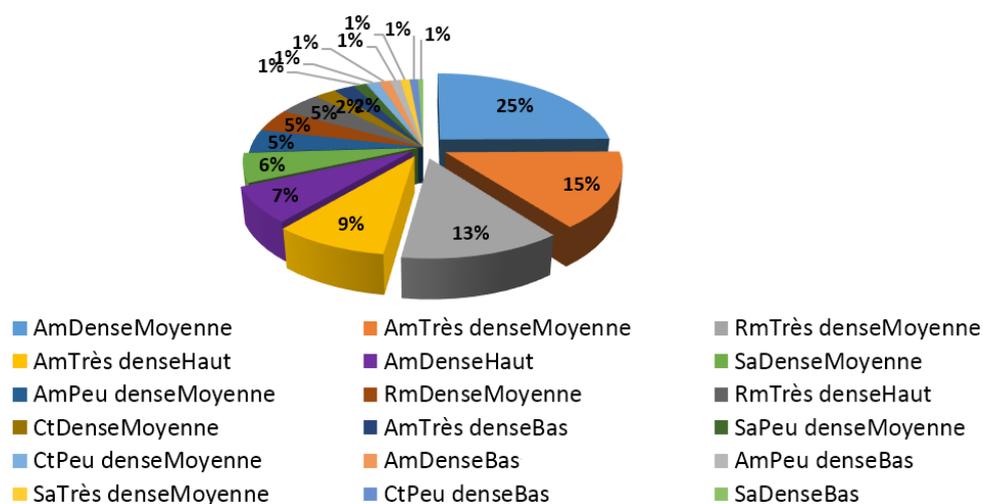


Figure 94: Pourcentage de la mangrove selon leurs caractéristiques sur le delta de Mahavavy. (Am : *Avicennia marina* ; Ct : *Ceriops tagal* ; Rm : *Rhizophora mucronata* ; Sa : *Sonneratia alba*)

Sur l'ensemble des entités de la mangrove du delta de Mahavavy, on rencontre *Avicennia* dense de hauteur moyenne et *Avicennia* très dense de hauteur moyenne.

Sur l'entité 1, *Avicennia* dense de hauteur moyenne domine, représentant 36% soit 2 056 ha de mangrove. En dessous de 10%, on retrouve *Avicennia* peu dense de hauteur moyenne (9% soit 499 ha, *Avicennia* très dense de hauteur moyenne et haute (8%). *Avicennia* dense haute et *Rhizophora* très dense de hauteur moyenne représentent respectivement 384 ha et 383 ha soit 7% de la mangrove. Représentant respectivement 6% et 5 % de la mangrove de cette entité, on retrouve *Sonneratia* et *Rhizophora* denses de hauteur moyenne. Sur l'entité 2, *Avicennia* dense haut et de hauteur moyenne dominant la mangrove de ce site à hauteur de 21% soit 430 ha chacun. *Avicennia* très dense haut et de hauteur moyenne représentent respectivement 19% soit 376 ha et 14% soit 281 ha de mangrove. En dessous de 10%, *Avicennia* très dense bas représente 8% soit 166 ha de mangrove. Sur l'entité 3, *Avicennia* et *Rhizophora* très dense de hauteur moyenne dominant, représentant respectivement 22% soit 521 ha et 19% soit 456 ha de mangrove. *Avicennia* dense de hauteur moyenne et *Rhizophora* très dense haut représentent respectivement 16% soit 385 ha et 11% soit 250 ha de mangrove de cette entité. En dessous de 10% de la superficie totale de la mangrove, on retrouve, *Avicennia* très dense haut et *Sonneratia* dense de hauteur moyenne à 7% soit 170 ha chacun et *Rhizophora* dense de hauteur moyenne représentant respectivement à 5% soit 120 ha de mangrove. Sur l'entité 4, *Rhizophora* et *Avicennia* très dense de hauteur moyenne dominant la mangrove de cette entité avec des pourcentages respectifs de 29% soit 563 ha et 24% soit 462 ha de mangrove. En dessous de 10%, on rencontre *Ceriops*, *Rhizophora*, *Avicennia* et *Sonneratia* dense de hauteur moyenne avec des pourcentages respectifs de 8% soit 162 ha, 7% soit 142 ha et 5% soit 90 ha chacun. Enfin, *Ceriops* peu dense bas est représenté à hauteur de 4% soit 71 ha sur cette entité (**Figure 95**).

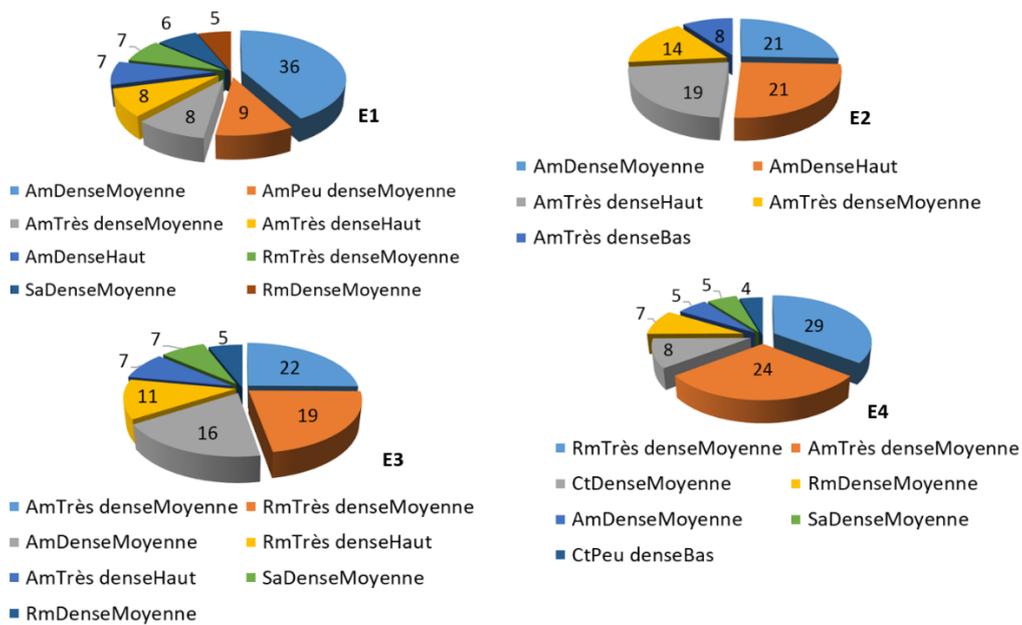


Figure 95: Pourcentage de la mangrove selon leurs caractéristiques sur les quatre entités du delta de Mahavavy. (Am : *Avicennia marina* ; Ct : *Ceriops tagal* ; Rm : *Rhizophora mucronata* ; Sa : *Sonneratia alba*)

5.2.3. Site de la Baie de Tsingilofilo

5.2.3.1. Caractéristiques issues des placettes

Sur la Baie de Tsingilofilo, cinq espèces de palétuviers parmi les huit présentes à Madagascar sont recensées. On comptabilise 779 individus de palétuviers au total dans l'ensemble des placettes relevées sur ce site. Dans l'ensemble de nos placettes, c'est *Rhizophora mucronata* qui domine jusqu'à 74% soit 573 individus. *Ceriops tagal* et *Avicennia marina* représentent respectivement 13 % soit 103 individus et 11% soit 88 individus de l'ensemble des palétuviers recensées. Les espèces tels que *Sonneratia alba* (2 individus) et *Bruguiera gymnorrhiza* (2 individus) sont recensées mais à un nombre très faible (**Figure 96**).

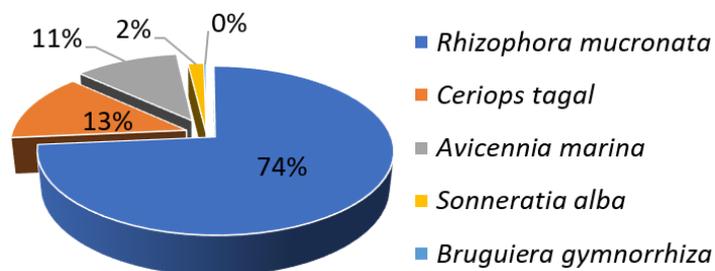


Figure 96: Pourcentage par espèces de palétuviers sur l'ensemble des placettes relevées sur la Baie de Tsingilofilo

La mangrove de la Baie de Tsingilofilo présente une hauteur moyenne faible (ne dépassant pas les 7 mètres) comparée aux deux sites localisés au nord de Madagascar. *Sonneratia alba* représente l'espèce la plus haute avec une hauteur moyenne de 6,9 m suivie par *Rhizophora mucronata* (6,6 m). *Avicennia marina* et *Bruguiera gymnorrhiza* ont respectivement des hauteurs moyennes égales à 5,5 m et 5,1 m. Identique à celles des deux autres sites au nord, *Ceriops tagal* représente l'espèce la plus petite taille (3,2 m).

En corrélation avec la hauteur, *Sonneratia alba* représente l'espèce de palétuvier ayant le plus grand diamètre moyen de tronc (17 cm). Certes la hauteur moyenne d'*Avicennia* est plus petite comparée à celle de *Rhizophora* mais au niveau du diamètre moyen de tronc, *Avicennia* (11 cm) est plus grand que *Rhizophora* (8 cm). Même si *Ceriops tagal* est de petite taille, il a un diamètre moyen égal à 8 cm et *Bruguiera* a le plus petit diamètre moyen de tronc (5 cm) (Figure 97).

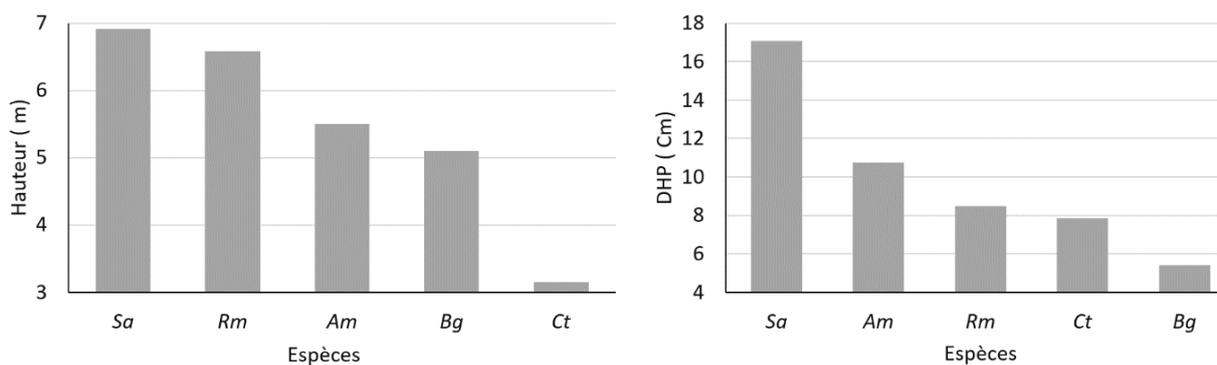


Figure 97: Hauteurs moyennes et diamètres moyens par espèces de palétuviers sur l'ensemble des placettes relevées sur la Baie de Tsingilofilo

5.2.3.2. Caractérisation spatiale des mangroves par observation satellite

Couvrant une superficie de 1 680 ha en 2018, la moitié de la mangrove de la Baie de Tsingilofilo est composée de mangrove dense soit 832 ha. Les mangroves peu denses et très denses représentent respectivement 28% soit 464 ha et 23% soit 385 ha de la mangrove de ce site.

La mangrove de la baie de Tsingilofilo est caractérisée surtout par une mangrove basse allant jusqu'à 89% de l'ensemble de la couverture soit 1 500 ha. 11% de la mangrove restante soit 180 ha est de hauteur moyenne. Sur ce site, la mangrove ne dépasse pas les 15 mètres, il n'y a donc pas de mangrove haute.

En ce qui concerne les espèces de palétuviers, c'est *Rhizophora mucronata* qui domine représentant 44% soit 742 ha de l'ensemble des palétuviers. *Ceriops tagal* représente environ

22% soit 359 ha et enfin les espèces de palétuviers pionniers tels que *Avicennia marina* et *Sonneratia alba* sont présents à hauteur de 18% soit 301 ha et 15% soit 253 ha sur la baie de Tsingilofilo (**Figure 98**).

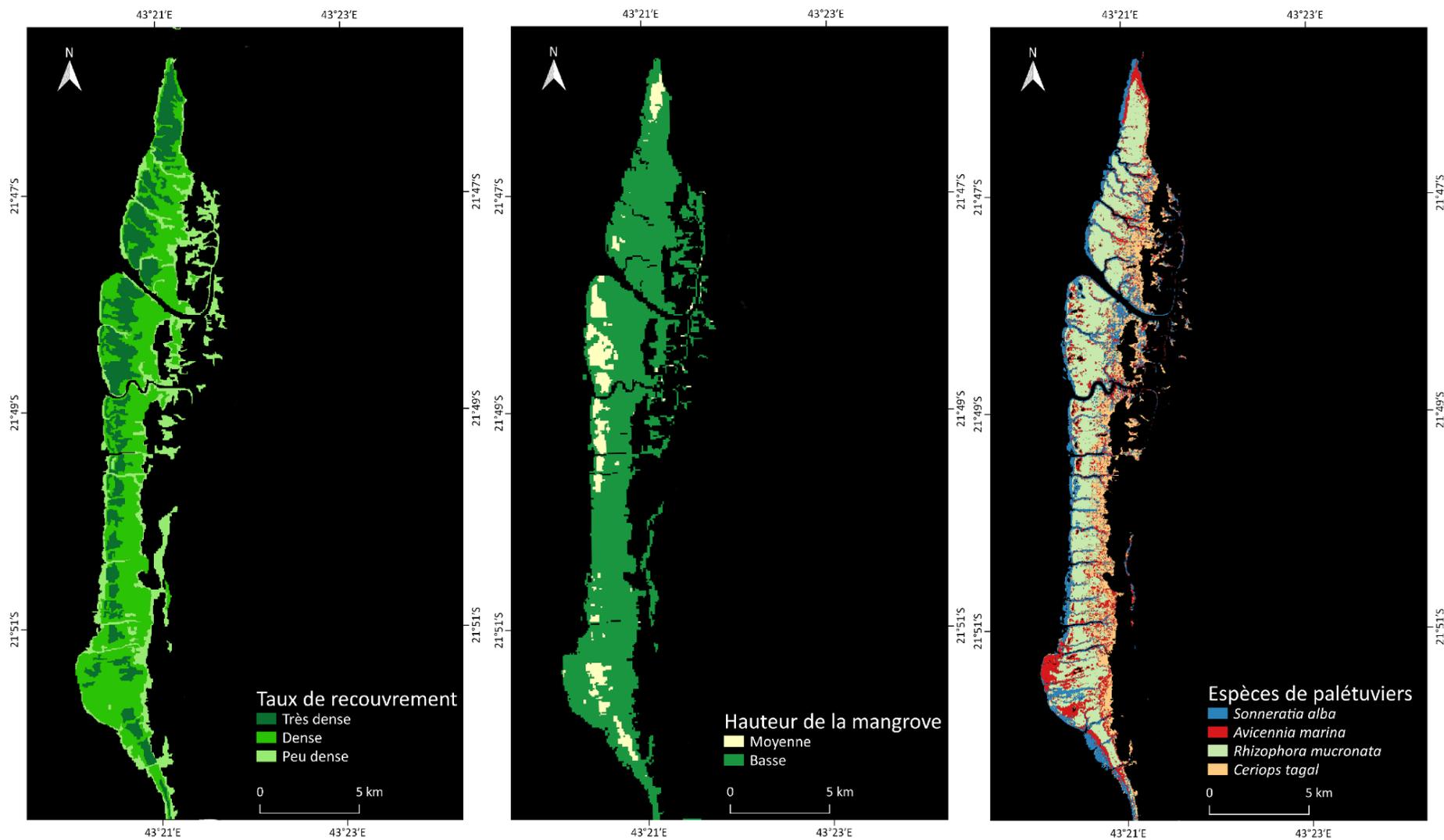


Figure 98: Carte du taux de recouvrement, de la hauteur de la mangrove et des espèces de palétuviers sur la Baie de Tsingilofilo, Sud-ouest de Madagascar.

Dans la mangrove de la baie de Tsingilofilo, *Rhizophora* de hauteur bas à recouvrement très dense et dense dominant avec une superficie totale respective de 328 ha soit 20 % et 304 ha soit 19%. *Ceriops tagal* et *Avicennia marina* dense bas représentent 12% soit 210 ha chacun et *Sonneratia alba* dense bas représente 10% soit 187 ha. En dessous de 10%, on retrouve *Ceriops* peu dense bas et *Rhizophora* très dense de hauteur moyenne représentant 6 % soit 100 ha chacun de la mangrove de ce site (**Figure 99**).

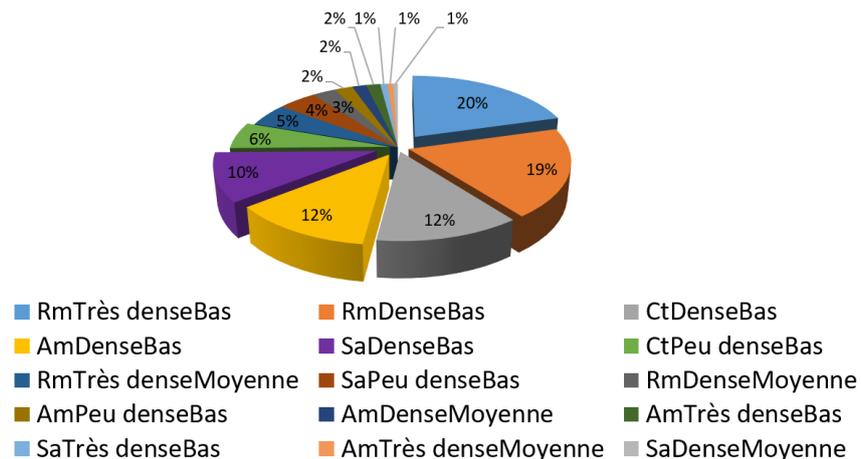


Figure 99: Pourcentage de la mangrove selon leurs caractéristiques sur la Baie de Tsingilofilo. (Am : *Avicennia marina* ; Ct : *Ceriops tagal* ; Rm : *Rhizophora mucronata* ; Sa : *Sonneratia alba*)

5.2.4. Éléments de synthèse des caractéristiques de la mangrove sur les 3 sites

Sur la Baie de Mahajamba, les données collectées sur les placettes, nous montre que les palétuviers recensés sont dominés par *Avicennia marina* (54 %) et *Sonneratia alba* (44%). En moyenne, les espèces les plus hautes sont représentées par *Avicennia marina*, *Rhizophora mucronata* et *Sonneratia alba* avec une moyenne de 9 m. En ce qui concerne le diamètre moyen des arbres, *Avicennia marina* et *Rhizophora mucronata* représentent les espèces ayant les plus grands troncs. Selon les données satellitaires, la mangrove de la Baie de Mahajamba est caractérisée par de la mangrove peu dense qui domine sur l'ensemble des sites. En termes de hauteur, 87% de la mangrove de ce site sont représentés par la mangrove de hauteur moyenne et les espèces les plus dominantes sont *Rhizophora mucronata* (46%) et *Avicennia marina* (29%). La mangrove de la Baie de Mahajamba est dominée par *Rhizophora mucronata* dense de hauteur moyenne (30%) et *Avicennia marina* dense de hauteur moyenne (13%). Sur le delta de Mahavavy, les données collectées sur les placettes, nous révèle que *Avicennia marina* (58%) et *Rhizophora mucronata* (29%) sont les espèces de palétuviers dominant. En

moyenne, les espèces les plus hautes sont *Avicennia marina* et *Rhizophora mucronata* (10 m). En ce qui concerne le diamètre moyen des arbres, en corrélation avec la hauteur *Avicennia marina* (13 cm) et *Rhizophora mucronata* (11 cm) représentent les espèces ayant les plus grands troncs. Selon les données satellitaires, la mangrove du delta de Mahavavy est dominée par de la mangrove dense (43 %) et très dense (36 %) sur l'ensemble des quatre entités. En termes de hauteur, 72 % de la mangrove de ce site est caractérisée par de la mangrove de hauteur moyenne et les espèces les plus dominantes sont *Avicennia marina* (63 %) et *Rhizophora mucronata* (24 %). La mangrove du delta de Mahavavy est dominée par *Avicennia marina* dense de hauteur moyenne (25 %), *Avicennia marina* très dense de hauteur moyenne (15 %) et *Rhizophora mucronata* très dense de hauteur moyenne (13 %).

Sur la baie de Tsingilofilo, les données collectées sur les placettes sont en majeure partie dominées par *Rhizophora mucronata* (74 %), *Ceriops tagal* (13 %) et *Avicennia marina* (11 %). En moyenne, les espèces les plus hautes sont *Sonneratia alba* (6,9 m), *Rhizophora mucronata* (6,6 m) et *Avicennia marina* (5,5 m). En ce qui concerne le diamètre moyen des arbres, *Sonneratia alba* (17 cm), *Avicennia marina* (11 cm) et *Rhizophora mucronata* (8 cm) représentent les espèces ayant les plus grands troncs. Selon les données satellitaires, la moitié de la mangrove de la Baie de Tsingilofilo est caractérisée par de la mangrove dense. En termes de hauteur, 89 % de la mangrove de ce site est représentée par la mangrove basse et les espèces les plus dominantes sont *Rhizophora mucronata* (44 %), *Ceriops tagal* (22 %). La mangrove de la Baie de Tsingilofilo est dominée par *Rhizophora* très dense et dense basse respectivement (20 %) et (18 %). *Ceriops tagal* et *Avicennia marina* dense basse représentent 13% chacun.

5.3. Caractérisation de la dynamique des forêts de mangroves malgaches par des données Sentinel-2 (2016 et 2018) versus gestion du crabe *S. serrata*

Nous avons entrepris cette cartographie de la mangrove à l'échelle nationale afin de répondre à une politique publique sur la mesure actualisée et reproductible de la superficie des mangroves dans la perspective de contribuer à l'estimation de la PME possible sur la base de la réglementation actuelle. Afin de répondre au contexte particulier de Madagascar, nous avons opéré avec des jeux de données diffusés en open data à la résolution spatiale la plus fine possible afin de mesurer les dynamiques interannuelles. L'étude à l'échelle régionale

permet de comparer les processus en cours en fonction des littoraux concernés. A l'échelle locale sur 3 sites de production connus de crabe de mangrove, cette cartographie vise à déterminer le mécanisme et analyser les possibles causes des dynamiques rencontrées. Ces données sont valorisées dans un article soumis à RFPT (accepté avec corrections).

5.3.1. Dynamique de la mangrove de Madagascar à l'échelle nationale

En 2016, la superficie totale des mangroves détectée ici est de 337 700 ha contre 334 016 ha en 2018. Cependant, les résultats montrent qu'en 2 ans la mangrove de Madagascar affiche une perte de 3 684 ha soit une baisse de 1,10 % de sa superficie totale. Cependant à l'échelle du pays, l'analyse de l'évolution du recouvrement nous montre des dynamiques différenciées. Si 55 % de la mangrove de Madagascar est restée stable, 29% des surfaces présentent une baisse de recouvrement (dégradation) tandis que 15% montrent une augmentation significative du recouvrement. A l'échelle de deux ans, les nouvelles zones colonisées par ces espèces arbustives détectables représentent 0,63 % (**Figure 100**) de la superficie totale de mangrove.

En 2016, la superficie totale de la mangrove très dense est estimée à 88 947 ha, avec 143 868 ha de mangrove dense et 104 885 ha de mangrove peu dense. En 2018, la superficie totale de la mangrove très dense est de 69 923 ha, contre 134 283 ha de mangrove dense et 129 810 ha de mangrove peu dense. Ces données nous montrent une baisse de 19 024 ha de mangrove très dense et 9 584 ha de mangrove dense. Par contre la superficie de la mangrove peu dense a augmenté de 24 923 ha.

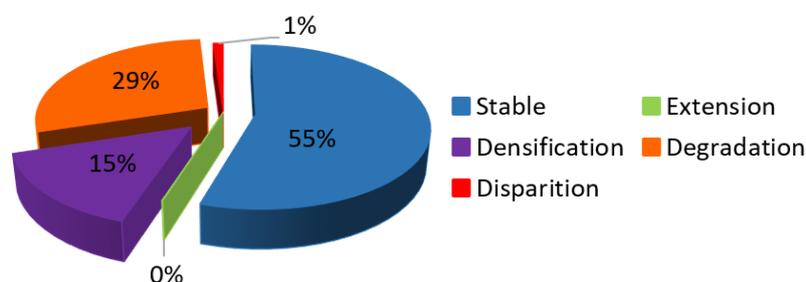


Figure 100: Pourcentage de répartition de la dynamique des mangroves de Madagascar entre 2016 et 2018

5.3.2. Dynamique de la mangrove de Madagascar à l'échelle régionale

En 2 ans, on observe une stabilité des superficies de la mangrove dans la majorité des régions. Les surfaces de mangrove qui sont restées stables (pas de changement de recouvrement), dépassent les 50 % de la superficie totale des mangroves pour chaque région. Dans la région de Diana, elle est plus importante, de l'ordre de 67%, suivi celle de Sofia (57%), Boeny (56%), Melaky (52%) et celle de Atsimo-Andrefana (51%) (**Tableau 26**).

En ce qui concerne la perte de mangrove, deux régions du Nord de l'île sont les plus concernées, où Diana a perdu 3 501 ha de mangrove et Boeny en a perdu 156 ha soit respectivement une perte nette de 6 % et 0,2 % de leur superficie totale. Boeny représente la région qui a la plus grande superficie de mangrove et Diana la troisième (**Tableau 26**).

En termes de dynamique de recouvrement selon le protocole défini, 5 régions sont touchées par une dégradation de la surface de mangrove se manifestant par une diminution de la superficie des mangroves très denses et denses. Les régions Diana, Sofia, Boeny, Menabe et Melaky affichent respectivement une perte en mangroves très denses de 6 917 ha (25 %), 4 581 ha (31 %), 3 927 ha (16 %), 2 385 (27 %), et 1 677 ha (22 %) et une perte en mangroves denses de 1 246 ha, 2 426 ha, 2 972 ha, 1 358 ha et 2 509 ha. Par contre, leurs mangroves peu denses affichent toutes un gain de superficie. Dans la région Menabe, la dégradation se concentre sur 56% de la mangrove du delta de Tsiribihina (représentant 34% de la mangrove de cette région) et 17 % sur la partie nord de la mangrove du delta de Mangoky. Pour les régions Atsimo-Andrefana, Sava et Analanjirofo, la dynamique des recouvrements en mangroves affiche une augmentation respective des mangroves très denses de 364 ha, 97 ha et 2 ha et des mangroves denses de 753 ha, 150 ha et 23 ha. Tandis que les mangroves peu denses affichent respectivement une régression de 1 135 ha, 247 ha et 26 ha de leurs superficies (**Tableau 26**).

En ce qui concerne la dynamique positive de la mangrove, si on observe seulement 15% de mangrove en densification à Madagascar, elle se distribue de manière non homogène à l'échelle régionale. La mangrove de la région d'Analanjirofo affiche une densification des 60% de son recouvrement suivi par la région Sava (52%) et par la région Atsimo-Andrefana (28%). Si la détection de zone de nouvelles colonisations de mangrove est marginale sur les 2 années étudiées on en retrouve seulement dans 3 régions sur 8 étudiées : Atsimo-Andrefana (0,5 %), Boeny (0,1%), et Diana (0,01%).

Tableau 26: Superficie des différentes classes de recouvrement de la mangrove par région en 2016 et 2018

Région	2016				2018				Perte
	Très dense	Dense	Peu dense	Superficie totale	Très dense	Dense	Peu dense	Superficie totale	
Boeny	24 541	38 867	27 807	91 216	20 614	35 895	34 550	91 059	156
Melaky	7 799	26 329	32 716	66 844	6 121	23 819	36 895	66 835	9
Diana	28 100	25 508	6 946	60 554	21 183	24 263	11 608	57 054	3 501
Sofia	14 766	26 843	13 642	55 250	10 185	24 416	20 649	55 250	0
Menabe	8 996	20 488	18 384	47 867	6 611	19 130	22 126	47 867	0
Atsimo Andrefana	3 721	4 603	4 619	12 943	4 085	5 357	3 484	12 926	17
Sava	845	949	695	2 490	942	1 100	448	2 490	0
Analanjirifo	179	281	76	536	181	304	50	536	0
Anosy	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Superficie totale	88 947	143 868	104 885	337 700	69 923	134 283	129 810	334 016	3 684

Ouest
 Est

5.3.3. Exemple de dynamiques remarquables de la mangrove

Les résultats de cette étude ont montré une grande hétérogénéité des processus qui affectent les mangroves malgaches.

Trois secteurs sont essentiellement concernés par des pertes de mangrove entre 2016 et 2018. La Baie de Toliara (16 ha) dans la région Atsimo-Andrefana, la Baie de Bombetoka (156 ha) dans la région Boeny et le littoral entre la Baie d'Andamoty et d'Ambaro (3 501 ha), dans la région de Diana. A titre d'illustration, un zoom est proposé sur les îlots dans la Baie de Bombetoka (**Figure 101**). La zone de mangrove exploitée avant et durant 2016 était restreinte à la partie ouest de l'îlot. Les bancs de vases sont colonisés par les espèces arbustives pionnières *A. marina*.

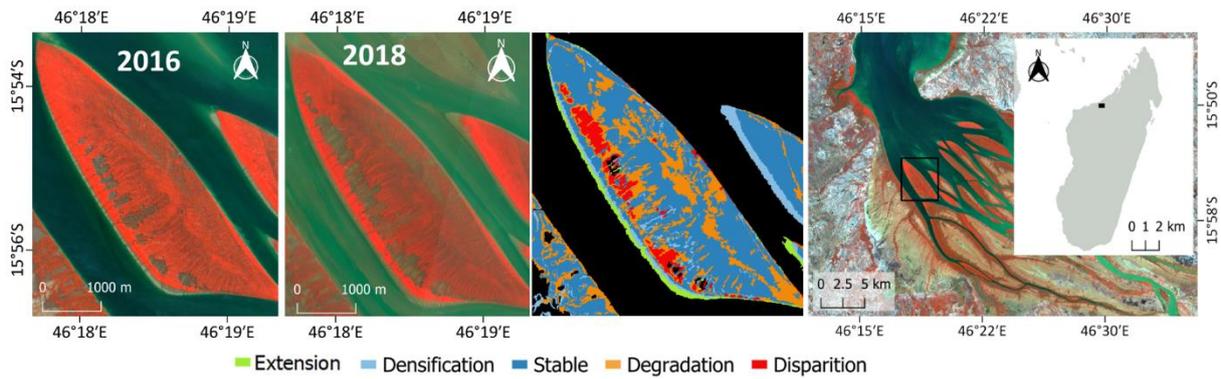


Figure 101: Dynamique de la mangrove au niveau des bancs de vase consolidés de la Baie de Bombetoka. La légende correspond à la troisième image en partant de gauche.

Toujours dans ce processus de dégradation de la mangrove, la **Figure 102** ci-dessous montre la dynamique de la mangrove dans la commune urbaine de Toliara. On peut observer que la commune urbaine de Toliara a perdu environ 12 ha de sa mangrove en 2 ans. La majorité de cette perte de mangrove se localise dans la zone interne de la mangrove à proximité des zones d'habitation.

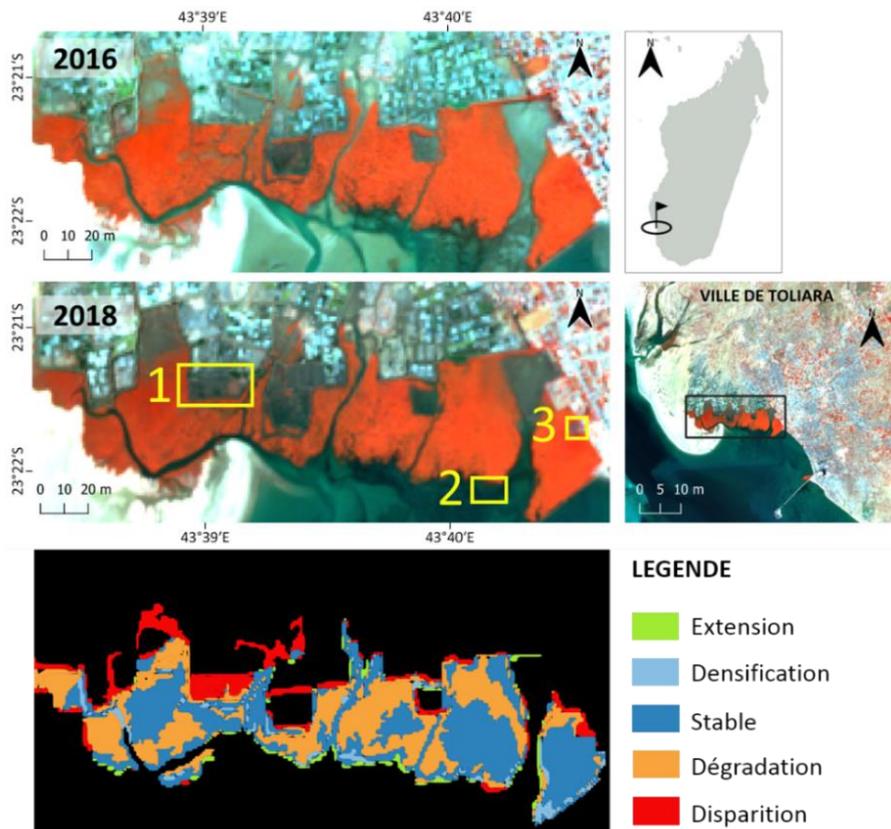


Figure 102: Dynamique de la mangrove en contexte urbain dans la commune de Toliara. 1. défrichement pour la saline, 2. Coupe qui peut être liée à l'usage direct du bois et 3. Coupe pour l'extension de l'hôtel « Le palétuvier ».

Si telles sont les dynamiques en termes de dégradation de la forêt à mangrove, il n’y a pas que de la dynamique négative qui s’opère au niveau de la mangrove de Madagascar. En termes de croissance, le delta de Mangoky présente une extension et densification de sa surface de mangrove sur cette courte période (**Figure 103**). On peut l’observer à l’embouchure du bras principal du fleuve Mangoky en raison de la forte charge sédimentaire.

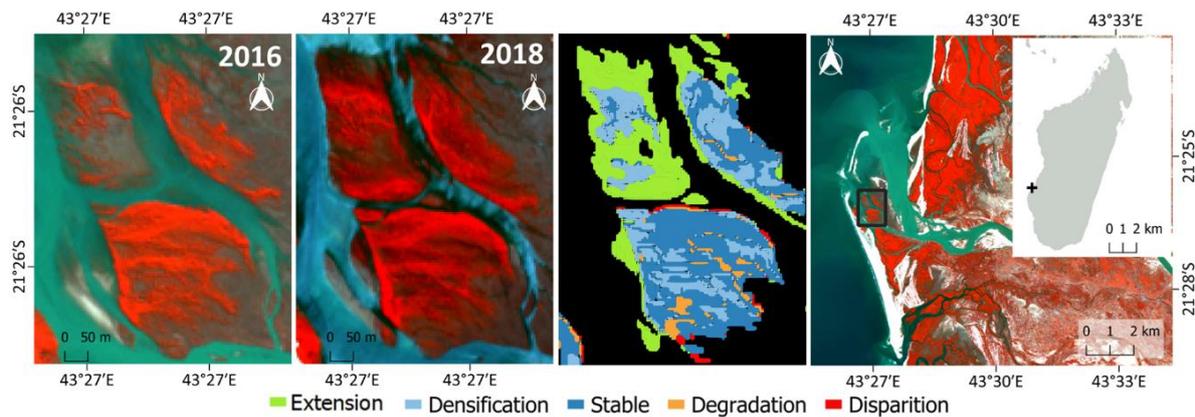


Figure 103: Dynamique de la mangrove du fleuve Mangoky (Sud-Ouest de Madagascar). La légende correspond à la troisième image en partant de gauche.

5.3.4. Focus sur les dynamiques des sites de référence pour l’estimation de la PME

La mangrove sur les 7 sites de référence pour l’estimation de la production maximale équilibrée (PME) de crabes entre 1989 et 1990 (Bautil et Ardill, 1990) montre une diminution des mangroves très denses. Elle est très importante au niveau de Baly (-29%), Mahajamba (-14%), Marosakoa (-13%) Marambitsy (-11%) et Mahavavy (-10%). Les pertes nettes de superficie ne concernent que les sites de Mahajamba (-5%), Marambitsy (-4%), Baly (-2%) et Mahavavy (-1%). Quelques sites affichent un gain de superficies comme Boeny (+8%) (**Tableau 27**).

Tableau 27: dynamique de la mangrove au niveau des 7 sites de mangrove de référence PME

	Superficie (ha)	Très dense	Dense	Peu dense	Perte et Gain
Baly	4 938	-29	32	-2	-2
Mahajamba	38 063	-14	11	-31	-5
Marosakoa	2 638	-13	5	9	2
Marambitsy	8 462	-11	22	-11	-4
Mahavavy	12 175	-10	8	3	-1
Ampasimaniry	1 584	-9	-21	31	1
National	337 701	-5	-2	8	-1
Boeny	4 493	-1	-11	12	8

5.3.5. Application des résultats pour le calcul de la PME

Si on estime, comme recommandé, la PME du crabe de Madagascar, qui encadre les quotas de prélèvement, à partir de la superficie de mangrove résultant de notre étude, elle serait au niveau national de 8 442 tonnes/an en 2016 et 8 350 tonnes/an en 2018 soit une augmentation de 10 % par rapport au quota actuel (7500 tonnes/an).

Le **Tableau 28** ci-dessous montre la prise maximale équilibrée en crabe au niveau des régions pour l'année 2016 et 2018.

La région de Boeny en fonction de sa superficie en mangrove affiche la PME la plus élevée variant de 2 280 tonnes (2016) à 2 276 tonnes (2018) représentant 30% de la PME nationale.

Tableau 28: La prise Maximale Equilibrée (tonne/an) pour chaque région en 2016 et 2018

	2016		2018	
	Total	PME	Total	PME
Boeny	91 216	2 280	91 059	2 276
Melaky	66 843	1 671	66 835	1 671
Diana	60 556	1 514	57 054	1 426
Sofia	55 250	1 381	55 250	1 381
Menabe	47 867	1 197	47 867	1 197
Antsimo Andrefana	12 943	324	12 926	323
Sava	2 490	62	2 490	62
Analanjirifo	536	13	536	13

5.3.6. Eléments de discussion

Les dynamiques de mangrove observées dans notre étude à toutes les échelles peuvent être analysées par le prisme des dynamiques de territoires et des politiques publiques. La

dynamique de la mangrove apparaît hétérogène d'une région à l'autre en rapport avec les contextes différenciés socio-économiques et environnementaux.

Bien qu'un arrêté sur l'interdiction d'exploitation du bois de mangrove ait été promulgué depuis 2014, on constate une régression de la superficie de la mangrove et la baisse de son recouvrement. Cela semble attester la réalité d'une dégradation de cette forêt.

En 2010, les estimations de Feller étaient de 50 % de perte d'ici 2030 à l'échelle mondiale soit une perte de 3,3 % tous les deux ans alors que dans notre étude, nous montrons une perte de 1,1% tous les deux ans sur la période 2016 /2018. Donc soit la vitesse de régression a baissé grâce aux mesures de gestion et à l'évolution du contexte des littoraux, soit l'évolution mesurée montre des résultats différents. Entre 2016 et 2018, des indices montrent que les mesures de gestion selon la loi interdisant la coupe de la mangrove en 2014 ont un impact sur la baisse de la réduction des surfaces de mangrove. On peut noter aussi des exemples de reboisement faite par l'ONG « Reef doctor » et « Ala Honko » sur la mangrove d'Ambondrolava, d'Andrevo au nord de Toliara (Andriantsiaronandroy, 2018) permettant de restaurer localement le couvert forestier. Si ces mesures de gestions, visant à réduire l'impact anthropique, ont un impact non négligeable, l'Homme pourrait être considéré comme le principal vecteur de perte de surface.

A l'échelle régionale, la relative stabilité observée au niveau de la majorité des régions est tout à fait compréhensible à la vue du pas de temps de 2 ans de l'étude. Par contre, certaines régions comme celle de Diana et Boeny affichent des pertes de mangrove qui ne sont pas négligeables. Elles font toutes les deux parties des régions à forte exploitation des ressources halieutiques de type crabe de mangrove (Kasprzyk, 2012). Dans la région de Diana, le facteur principal de la déforestation de la mangrove est attribué à la fabrication de charbons de bois. Entre 1990 et 2000, la perte de superficie de mangrove liée à cette activité était estimée à 7 659 ha (23,7 %) (Jones *et al.*, 2016). Plusieurs initiatives ont été lancées afin de réduire cet impact. Pour conserver l'écosystème mangrove, les communautés locales avec l'appui de l'ONG Blue Ventures ont mis en place un projet de plantation d'*Acacia mangium* afin de constituer une source alternative de bois d'énergie, dans la baie de Tsimipaika dans la région de Diana. Ces arbres peuvent atteindre 5 mètres de hauteur en seulement deux ans. Depuis 2016, environ 72 000 arbres auraient été ainsi plantés sur une superficie totale d'environ 70

ha (Blue Ventures, 2019)³⁶. Au vu des processus en cours, l'impact sur la réduction des prélèvements n'est pas encore significatif mais l'exploitation en termes de charbon ne serait effective que depuis 2020. Dans la région de Boeny, les dynamiques observées sont plus faibles car elles sont liées à des dynamiques de sites particuliers comme la Baie de Bombetoka (Boeny) non représentative des dynamiques à l'échelle de la région. Cette zone est en effet caractérisée comme étant une zone de déforestation massive de la mangrove à Madagascar (FAO, 2020)³⁷.

En ce qui concerne les pertes de recouvrement de la mangrove au niveau des régions, est-elle à interpréter en termes de dégradation massive des massifs forestiers ? Il y a visiblement une disparité des contextes en fonction des sites. Dans la région de Sofia, la dégradation est majoritairement localisée dans la partie nord-est de l'embouchure du fleuve Sofia dans la Baie de Mahajamba et la Baie de Sahamalaza au nord. Ces deux zones sont principalement caractérisées par l'exploitation des ressources de bois (Rhizophoracées), de crevettes et crabe de mangroves. Dans cette région, la mangrove est déjà pleinement exploitée par les populations autochtones (bois de chauffe, bois d'œuvre) auxquelles s'ajoutent des migrants nationaux (Noel *et al.*, 2011). L'insuffisance d'opportunités, de moyens de subsistance et les changements environnementaux sont les principaux moteurs de la migration à Madagascar, entraînant des tendances migratoires complexes selon l'organisation internationale pour les migrations (OIM, 2020)³⁸. Dans la région Menabe, ces dégradations sont concentrées sur le delta de Tsiribihina et sont liées aux facteurs de modifications des paramètres environnementaux (Razakanirina, 2016). En 1988, le changement rapide au niveau de la mangrove de ce delta a été évoqué par Lebigre (1988), où les cyclones impacts la ramification des chenaux privant certains zones de mangrove d'eau douce ou d'eau saumâtre favorisant ainsi la tannification. Sur cette zone, l'action anthropique se traduit par une coupe sélective par rapport au diamètre des arbres (5 à 10 cm) pour le charbonnage, les bois de construction et les clôtures (Razakanirina, 2016). Dans le delta de Mangoky, la dégradation de la mangrove peut être liée à deux phénomènes: la salinisation du sol favorisant la formation des tannes, où seules les espèces de palétuvier *A. Marina* résistent et l'activité anthropique (Rakotomavo et Fromard, 2010). Dans la région Melaky, la dégradation se localise en grande partie à

³⁶ <https://blog.blueventures.org/fr/emmanuels-story-fuelwood-plantations-in-tsimipaika-bay/>

³⁷ <http://www.fao.org/forestry/mangrove/vegetation/fr/mdg/>

³⁸ Organisation internationale pour les migrations : <https://www.iom.int/fr/countries/madagascar>

Manambolo (22%) et Tambohorano (16%). Selon Razakarimanana et Roger (2013), cette région était confrontée à une exploitation massive de la mangrove pour le bois de chauffe et de construction (cases d'habitation et clôture). Une étude faite par les mêmes auteurs à l'échelle de Madagascar (Razakarimanana et Roger, 2013) a révélé que la mangrove de Tambohorano affichait la perte la plus importante de 48% (entre 1990 et 2000), figurant encore parmi les zones les plus dégradées (16 % de sa surface) en 2 ans selon nos résultats. Et malgré l'intervention de l'ONG comme WWF dans cette zone, le résultat de notre étude démontre la persistance de la dégradation de cette forêt. Dans la région d'Atsimo-Andrefana, l'augmentation de la superficie des mangroves très denses (passant de 3 721 ha à 4 085 ha) et denses (passant de 4 603 ha à 5 357 ha) traduit que la canopée se referme. La fermeture de la canopée entre dans l'interprétation de la définition du « bon état écologique » de la mangrove puisqu'il atteste d'une dynamique non perturbée de la structure forestière dès lors que les conditions environnementales sont favorables comme la croissance non perturbée des palétuviers et la bonne capacité régénérative de l'écosystème mangrove.

Les résultats de notre étude comme celle de Andriantsiaronandroy (2018) attestent cette préservation du bon état écologique de la mangrove du sud-ouest de Madagascar. Dans la région d'Atsimo-Andrefana, on observe une densification de la mangrove dont les 76%, se localisent dans la mangrove de Morombe et de la Baie des Assassins au nord de la ville de Toliara. Cette augmentation de la superficie de la mangrove à recouvrement plus dense s'accompagne d'une diminution de la mangrove peu dense (passant de 4 619 ha à 3 484 ha) montrant une densification du recouvrement de la mangrove. Les processus en cours dans les forêts très denses mériteraient d'être étudiés. Diverses raisons peuvent expliquer la densification de la mangrove dans cette zone donc le fonctionnement naturel d'une zone présentant un bon état écologique. La présence des forêts sèches littorales explique la moindre pression sur les forêts de mangrove pour approvisionner les populations en charbon de bois. La mangrove est incluse dans les aires marines protégées de « Velondriake » et de « Teariake » gérées par les communautés locales avec l'appui de l'ONG Blue Ventures. De plus, la population est majoritairement constituée de pêcheurs et le risque de défrichement de la mangrove pour la riziculture est moindre. Cette région du sud de Madagascar est caractérisée par l'existence d'une convention sociale traditionnelle appelée « Dina » qui permet de réguler la vie communautaire. Depuis 2016, le « Dina » a été intégré à la loi sur la gestion de

l'environnement dont la ratification s'est faite en présence du chef district de la zone concernée et la population locale. Cela permet une gestion de cet écosystème en intégrant la population locale. Les mêmes processus de densification recouvrement de la mangrove sont observés dans la région d'Analanjirifo et de Sava. Ces deux régions se localisent dans la côte nord-est de Madagascar et possèdent les plus petites surfaces de mangroves, respectivement 536 ha et 2 490 ha. La densification qui s'y opère est localisée sur les zones externes et internes de la mangrove, où elles sont peu ou pas exploitées car résiduelles. De plus, la côte Est de Madagascar est caractérisée par un climat humide favorisant le développement de la mangrove (Hutchison *et al.*, 2014 ; Jones *et al.*, 2016) et l'existence d'une alternative en termes de ressource en bois aux alentours des villages et dans les Savoka³⁹ (Tonneau *et al.*, 2018). Même si la durée de cette étude est courte (2 ans), des zones de mangrove en extension sont constatées. La formation de ces nouvelles zones s'observe surtout sur les zones deltaïques (Mangoky, Bombetoka et Ambanja) en colonisant les banc de vase, favorisées par l'hypersédimentation qui caractérise la côte ouest malgache (Salomon, 2009a).

En ce qui concerne la dynamique de la mangrove à l'échelle des baies et deltas, différents facteurs sont directement interprétables à partir des images satellites ou analysables à posteriori. Les facteurs anthropiques ainsi que naturels sont détectable à travers la dynamique de la mangrove. **Sur la Baie de Bombetoka**, la baisse de densité de couverture végétale ou la perte de mangrove traduisent un défrichement de la mangrove due à une coupe illégale par sélection d'espèce de palétuvier pour la fabrication de charbon de bois à partir d'arbres matures à l'intérieur des massifs et non sur les marges (Noel *et al.*, 2011). Selon une étude faite entre 2007 et 2017, la mangrove de cette zone est soumise à une déforestation due à la conversion en surfaces artificielles, de l'affermage crevettier et de l'abattage collectif d'arbre (Raelisolonarivony, 2018). C'est un phénomène commun à Madagascar car les *A. marina* sont très appréciés pour ce type d'usage. Sur l'image de 2018, outre l'extension de la partie ouest, une amorce de l'exploitation de la partie Est est à noter. Parallèlement, les rives présentent une extension et/ou une densification par la croissance des jeunes mangroves. Ces processus ne se compensent pas mais l'extension masque l'importance de la déforestation d'où l'intérêt d'une approche différenciée par processus. **Sur la Baie de Toliara**, la dégradation de la

³⁹ Formations secondaires, peuplements généralement dominés par une seule essence, qui apparaissent après la destruction de la forêt primitive, le plus souvent après culture de riz de montagne.

mangrove est due à un défrichement de la mangrove pour l'installation des bassins de saliculture. Cette activité a déjà existé dans cette région en 1997 où Lebigre fait mention de son impact sur la mangrove. On constate que ce processus est toujours en cours avec une extension sur la mangrove en 2018.

Même si les mangroves sont utilisées localement pour la collecte des bois, les causes principales de dégradation de la mangrove dans le monde sont l'urbanisation, le remblaiement, le tourisme et la pollution due à l'augmentation de la démographie côtière (FAO, 2007). Comme la montre notre étude, la situation de la commune urbaine de Toliara incite à la vigilance car elle cumule deux activités d'artificialisation de la forêt à mangrove (saliculture et expansion urbaine). Elle est classée parmi les mangroves qui ont subi une exploitation intensive (FAO, 2020). **Sur le delta de Mangoky**, cette dynamique positive d'extension de la mangrove était déjà observée par Rakotomavo et Fromard (2010) ce qui atteste de la pérennité du processus à l'embouchure du plus grand fleuve de Madagascar par la taille de son bassin versant (Chaperon *et al.*, 1993).

A l'échelle des sites de référence pour l'étude de la PME du crabe de Madagascar, la perte et la diminution des mangroves très denses montrent une augmentation. A l'échelle de temps de l'étude, ceci pourrait traduire un début de coupe sélective, les processus naturels étant plus long sauf impacts d'évènements exceptionnels tels des cyclones. La mangrove de Boeny, site Bioculturel d'Antrema, bénéficiant d'une cogestion (par le Muséum National d'Histoire Naturelle de Paris (MNHN), la plateforme Antrema Miray (AMI) et les communautés locales Sakalava) montre à l'inverse une restauration du couvert forestier. En 1991, Bautil et Ardill qui estimaient une PME de 3 176 tonnes/an, soit 42% de la PME nationale (7 500 tonnes/an), pour une superficie de mangrove de 83 000 ha (soit 1/4 de la superficie de la mangrove malgache) étaient soit optimistes, soit attestaient du bon état de santé de la mangrove. La dégradation du couvert forestier constatée aujourd'hui invite à la réévaluation de la richesse spécifique.

A l'échelle de Madagascar, si on conserve l'estimation de la PME par rapport à la superficie de la mangrove, notre étude montre que la PME de 7 500 tonnes /an serait donc sous-évaluée. Cependant, la baisse de production continue depuis 2018, associée à une réduction de la taille des captures (MPRH⁴⁰ 2015 *in* Randriamiarisoa, 2015) sont perçues comme un synonyme de

⁴⁰ Ministère de la Pêche et des Ressources Halieutiques

surexploitation de cette ressource halieutique et montrent des signes de fragilisation de la filière. A partir de cette PME calculée au niveau national l'état malgache impose pourtant un quota de prélèvement prudent de 5 000 tonnes/an qui ne semble pas préserver la ressource. Les observations sur les prélèvements tendent à montrer que ce quota est dépassé régulièrement ces dernières années. Dans le contexte de dégradation de la mangrove, les politiques publiques de gestion de la ressource de crabe sont donc faiblement comprises et acceptées. C'est peut-être lié au manque de partage d'information (Ministère en charge des pêches, cartographies des mangroves). Les ateliers sur les mangroves et les crabes sont organisés séparément alors qu'ils sont dépendants en termes écologiques et d'usages. Certes, un arrêté sur l'exploitation du crabe et celle de la forêt de mangrove est sorti en 2014 mais les mangroves de la baie de Bombetoka et de Mahajamba (Randriamiarisoa, 2015) sont toujours dégradées et cela est généralisé à l'échelle nationale. Cette généralisation du cas de dégradation de la mangrove nous montre un manque de recul sur l'état de la mangrove à l'échelle du pays. De plus, les sujets concernant la dégradation de la mangrove à l'échelle de Madagascar, d'une région ou d'une baie sont traités séparément sans aucune liaison avec la productivité en crabes de ces zones. Cette manque d'informations conjugué entre la dynamique de la mangrove et la ressource est l'un des freins à la gestion efficace de cette ressource. La généralisation des activités de substitution pour limiter la pression illégale sur la mangrove devrait aussi être initiée afin de ne pas précariser les populations encore plus qu'elles ne le sont déjà. Ces initiatives sont trop localisées et peine à avoir un impact sur le processus global de perte de surfaces. Concernant la dynamique des mangroves, le manque de consensus et de suivi pérenne est aussi sans doute une des causes. Notre étude sur la dynamique de la mangrove allant jusqu'à l'échelle d'une baie a montré son efficacité. Cela devrait être un outil ou moteur de discussion pour la détermination de la PME. La vitesse et le processus sont différents d'un site à l'autre il faut donc des politiques publiques régionalisées dans un cadre national. Dans un premier temps, une estimation de la PME pourrait être faite à l'échelle des sites. Afin d'affiner cela, par la combinaison des données de productivité en termes de ressource crabe et de l'état de la mangrove, une estimation plus fine de cette PME pourrait se faire.

Sur les zones les plus dégradées, comme la Baie d'Ambaro, Baie de Bombetoka et la mangrove urbaine de Toliara, à forte pression anthropique, Il pourrait être créé des séries temporelles avec un pas de temps pluri-annuel dès lors que la fenêtre atmosphérique le permet afin

d'avoir une détection précoce de l'anthropisation et ainsi permettre à l'écosystème de se régénérer naturellement. Un système d'alerte avec envoi d'informations à des référents (coordonnées géographiques) pourrait être mis en place.

En termes de suivi de la mangrove à l'échelle nationale, une collecte de donnée in-situ sur au moins les paramètres de la mangrove comme les espèces de palétuviers et le taux de recouvrement de la mangrove permettra d'avoir des données sur chaque zone. Cela peut se faire avec l'aide des ONG travaillant sur chaque zone. Des collectes de données sous forme d'enquêtes sur l'usage de la mangrove permettront aussi de connaître l'importance de la mangrove pour les populations locales mais aussi d'évaluer les différentes pressions pesant sur la mangrove.

5.4. Approche de la dynamique de l'écosystème mangrove à l'échelle locale sur 30 années via la série temporelle Landsat

La dynamique de la forêt de mangrove sur chacun des 3 sites est interprétée à partir des analyses diachroniques sur les taux de recouvrement et traduite par les termes : stabilité, extension, densification, dégradation et disparition. En ce qui concerne les slikkes, les variations de surfaces traduisent la sédimentation en cours mais aussi, dans une moindre mesure au vu des précautions prises dans la sélection des images, les différences de hauteur d'eau entre les images satellitaires traitées. L'analyse diachronique des résultats se fait alors entre les dates ayant une différence minimum d'écart en termes de hauteur d'eau, dont : 1988 et 2018 (0,17 m d'écart) et entre 1998 et 2008 (0,01 m d'écart) pour les deux sites d'études au nord. Pour le site de la Baie de Tsingilofilo, l'analyse diachronique a été réalisée sur toutes les dates compte tenue de la stabilité de cette zone en termes de sédimentation. L'interprétation des résultats proposée ici est donc prudente.

5.4.1. Site de la Baie de Mahajamba

5.4.1.1. Dynamique de la mangrove

A l'échelle du site l'analyse entre 1988 à 2018, affiche une diminution de sa superficie à un taux de 8% soit -3 013 ha, passant de 38 396 ha à 35 383 ha.

Entre 1988 et 1998, cette tendance se caractérise par une diminution de sa superficie de 0,3% soit une perte de 97 ha, passant de 38 396 ha à 38 299 ha. En termes de dynamique sur cette

période, 22 010 ha de mangrove sont restés stables, 10 831 ha ont subi une densification contre 1 536 ha de superficie en dégradation. La mangrove de la baie de Mahajamba affiche une extension de 3 922 ha de sa superficie et une perte de 4 020 ha. Il y a donc une évolution différenciée à l'échelle du site.

Entre 1998 et 2008, la mangrove affiche une régression de sa superficie de 2,27% soit -870 ha de perte, passant de 38 299 ha à 37 429 ha. En termes de dynamique, 22 803 ha de mangrove sont restés stables, avec une densification de 6 003 ha de sa superficie contre 5 746 ha de superficie en dégradation. La superficie de mangrove qui a disparue, -3 747 ha, est plus importante que la zone de mangrove en extension qui est ici de +2 877 ha.

Entre 2008 et 2018, la diminution de la superficie de mangrove est plus importante de l'ordre de 5,46% soit une perte brute de 2 045 ha, passant de 37 429 ha à 35 384 ha. En termes de dynamique, 22 523 ha de mangrove n'ont pas subi de changement, par contre 7 516 ha ont subi une densification et 2 944 ha se sont dégradés. Au totale 4 446 ha de mangrove ont disparu contre 2 401 ha de superficie gagnées (**Tableau 29**).

Tableau 29: Récapitulatif de la dynamique de la mangrove de la baie de Mahajamba de 1988 à 2018

Année	Disparition	Maintien			Extension	Surface totale (en ha)	Tendance globale
		Recouvrement stable	Avec densification	Avec dégradation			
1988						38 396	
1988-1998	4 020	22 010	10 831	1 536	3 922	38 299	↘
1998-2008	3 747	22 803	6 003	5 746	2 877	37 429	↘
2008-2018	4 446	22 523	7 516	2 944	2 401	35 384	↘

A l'échelle des entités, l'analyse entre 1988 et 2018 sur l'entité 1 de la baie de Mahajamba (voir **Figure 48**), affiche une régression de la superficie en mangrove de 15% soit -1 381 ha de perte brute, passant de 9 155 ha à 7 774 ha (**Figure 104**). La tendance est pérenne sur toute la période d'étude.

Entre 1988 et 1998, on observe -7% de superficie de mangrove soit une perte brute de 686 ha, passant de 9 155 ha à 8 469 ha. En termes de dynamique, 4 621 ha de mangrove sont restés stables avec une superficie de 2 648 ha en densification contre seulement 420 ha de superficie en dégradation. La zone en densification se localise surtout sur la partie centrale de la mangrove attestant du bon état écologique de ces zones et la faible pression anthropique.

La superficie de la mangrove perdue est 1 466 ha, plus importante que les nouvelles colonisations (+780 ha). Ces pertes se localisent surtout en arrière mangrove du côté nord, ouest et sud de cette entité. En 1998, trois nouveaux îlots de mangrove se sont formés, occupant en tout 7,5 ha de mangrove. En cette période, le gain de superficie se traduit par la colonisation des slikkes, où on observe une extension de la mangrove vers la mer sur la partie nord. Au niveau des chenaux, l'extension de la mangrove se fait surtout vers la partie amont, en colonisant les bancs de vases accumulés sur les îlots à mangrove qui s'allongent vers la partie interne de l'estuaire. Même s'il y a une perte importante en arrière mangrove, on observe une extension de la mangrove en cette zone.

Entre 1998 et 2008, la mangrove de cette entité affiche toujours une régression de sa superficie de 6 % soit -524 ha de perte, passant de 8 469 ha à 7 945 ha. En termes de dynamique, 5 007 ha de mangrove sont restés stables avec une superficie en dégradation de 1 669 ha, plus importante que la superficie qui affiche une densification (705 ha). Par contre, 1 088 ha ont été perdues, et 564 ha de nouvelles surfaces gagnées. La perte en mangrove concerne les mêmes zones qu'en 1998 (au nord et au sud de cette entité) et est située au niveau de l'arrière mangrove. En termes d'extension, on constate la formation d'un nouvel îlot à mangrove d'une superficie de 2,5 ha se retrouvant à l'abri dans un chenal au sud de cette entité. Sur la partie nord, on observe une extension de la mangrove en colonisant la slikke. A l'exutoire de l'estuaire, les deux nouveaux îlots formés en 1998 (7 ha), ont formé un îlot unique (44 ha) en 2008 par colonisation de la slikke.

Entre 2008 et 2018, la mangrove de cette entité affiche -2 % de superficie soit une perte de 171 ha, passant de 7 945 ha à 7 774 ha. En termes de dynamique, la mangrove stable est de l'ordre de 5 344 ha et la superficie en densification de 1 594 ha est plus élevée que celle en dégradation (423 ha). Par contre la superficie de mangrove perdue de l'ordre de 584 ha est plus importante que celle gagnée de 413 ha. La zone concernée par la perte en mangrove est toujours la même : la partie nord, est et sud vers l'arrière mangrove (**Figure 104**). Les îlots se localisant dans la zone interne vers l'ouest de l'estuaire affichent une progression de leur mangrove. Ce sont surtout des zones qui sont touchées par l'érosion entre 1998 et 2008. Sur la zone centrale de l'exutoire de l'estuaire, on observe une progression de la mangrove du front par colonisation des slikkes stabilisées. A l'exutoire de cet estuaire, il y a formation de deux nouveaux îlots à mangrove (5 ha).

Sur cette entité, l'extension de la mangrove est importante sur la partie distale et montre une régression sur l'aval de l'ensemble estuarien.

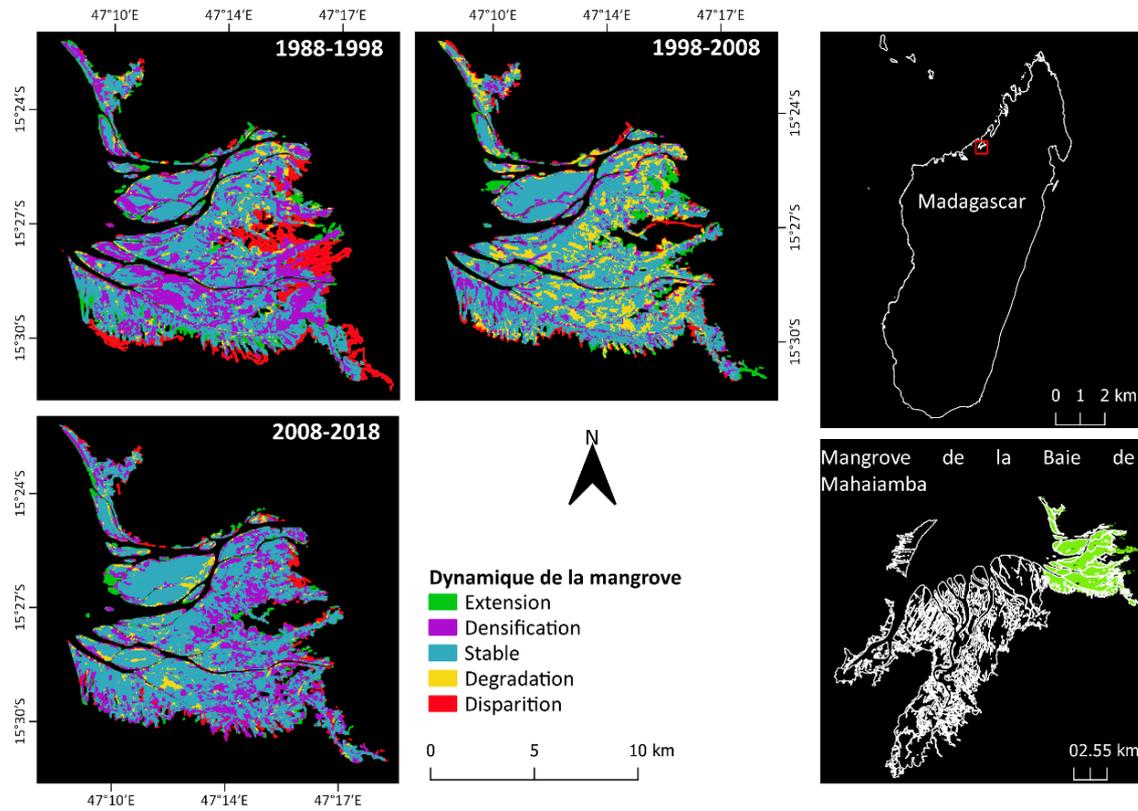


Figure 104: Carte de la dynamique de la mangrove de l'entité 1 (E1) de la baie de Mahajamba entre 1988 et 2018

Sur l'entité 2, en 30 ans (1988-2018), la mangrove affiche -7,8% de superficie soit une régression de 408 ha, passant de 5 207 ha à 4 799 ha (**Figure 105**). Cette tendance varie entre les dates intermédiaires, où elle affiche un gain en superficie de mangrove entre 1998 et 2008. Entre 1988 et 1998, la mangrove de cette entité affiche de -4,4% de superficie soit une perte de 234 ha, passant de 5 207 ha à 4 973 ha. En termes de dynamique, 3 181 ha de mangrove sont restés stables, avec 1 251 ha de superficie en densification contre 269 ha en dégradation. Les zones internes de la mangrove sont en densification avec quelques zones en dégradation (**Figure 105**). 506 ha ont été perdus et 272 ha de nouvelles surfaces ont été gagnés. La zone concernée par cette perte de mangrove est l'arrière mangrove ainsi que quelques bords des chenaux et le front de mer. L'extension de la mangrove se localise à proximité des tannes de la partie centrale ainsi que quelques mangroves en bordure des chenaux (**Figure 105**).

Entre 1998 et 2008, la mangrove affiche +0,3% de superficie soit un gain de 17 ha, passant de 4 973 ha à 4 990 ha. En termes de dynamique, 3 512 ha de mangrove sont restés stables avec

une surface en dégradation de 687 ha et 612 ha montrent une densification. Ici la superficie perdue est de 162 ha contre un gain de 179 ha. La densification se localise surtout sur la partie centrale de la mangrove ainsi que quelques bords de chenal. En ce qui concerne la dégradation, la zone centrale de cette entité (partie interne de la mangrove) est la plus touchée ainsi que sur le bord de chenaux et vers le front de mangrove. En cette période, la perte de mangrove concerne quelques zones dans le sud, à l'arrière mangrove ainsi que quelques zones centrales où il y avait une extension (recolonisation) en 1998. En ce qui concerne l'extension de la mangrove, une zone d'arrière mangrove se localisant au sud-est ainsi que la zone frontale le l'îlot à mangrove sur le nord-ouest affiche une extension de leur surface en colonisant les bancs de vase (**Figure 105**).

Entre 2008 et 2018, elle affiche -3,7% de superficie (-191 ha) de mangrove, passant de 4 990 ha à 4 799 ha. En termes de dynamique, 3 289 ha de mangrove sont restés stables et la surface en dégradation est de 794 ha contre 566 ha en densification. Durant cette période, on constate une forte dégradation de la mangrove, au sud de cette entité, sur les bords des chenaux et la zone interne de la mangrove au nord-ouest (**Figure 105**). La densification de la mangrove se localise sur la zone succédant la mangrove en extension et les bordures des tannes. 341 ha de mangrove a disparu, cela représente plus du double de celle qui a été gagnée (150 ha). Cette perte en mangrove persiste à proximité des tannes sur la partie interne de la mangrove au nord et nord-est de cette entité. Par contre, la mangrove continue son extension vers la mer en colonisant les slikkes stabilisées. La majeure partie se localise sur le grand îlot au nord-ouest, et sur le petit îlot à mangrove à l'ouest. C'est la période qui affiche la plus importante extension de cette entité vers la partie distale (**Figure 105**).

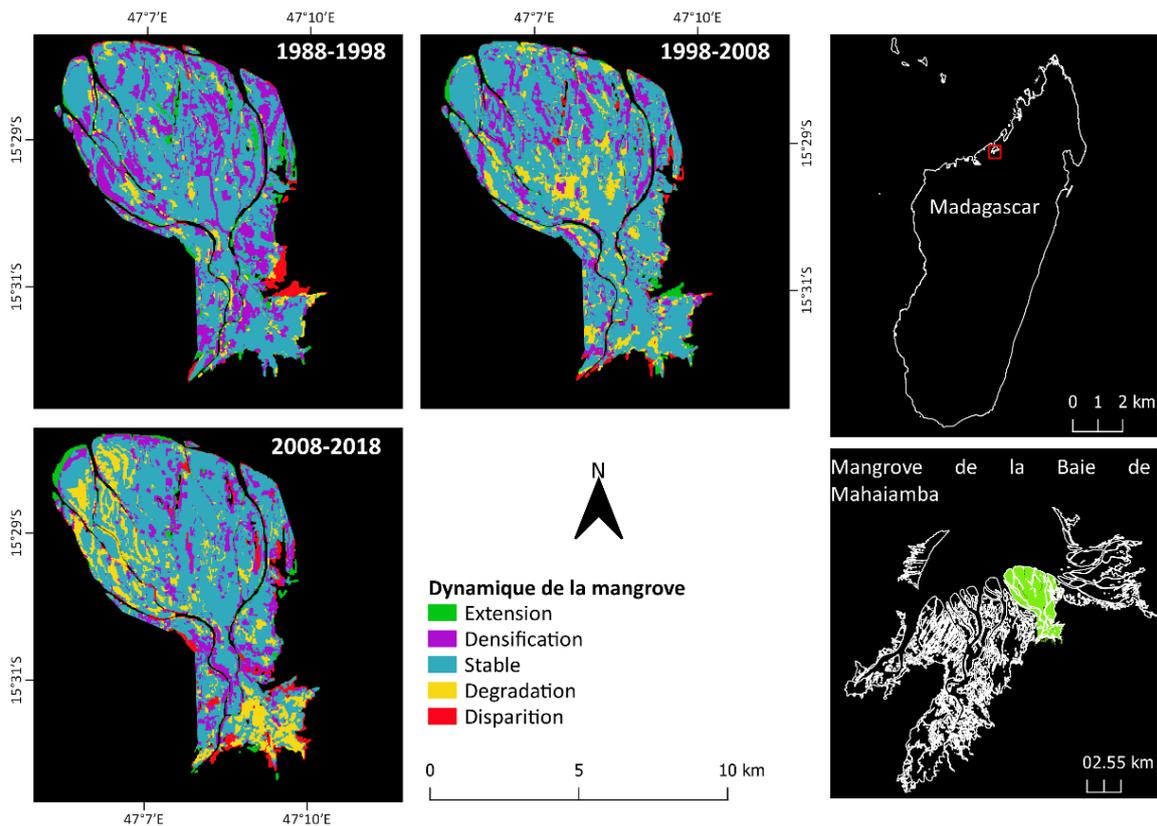


Figure 105: Carte de la dynamique de la mangrove sur l'entité 2 (E2) de la baie de Mahajamba entre 1988 et 2018

Sur l'entité 3, la mangrove affiche -6% de superficie soit une perte de 956 ha, passant de 16 131 ha à 15 175 ha entre 1988 et 2018.

Entre 1988 et 1998, on observe -0,3 % de superficie soit une perte de 40 ha, passant de 16 131 ha à 16 091 ha. En termes de dynamique, la superficie de la mangrove qui est restée stable est de 8 803 ha avec 4 742 ha qui a subi une densification et 632 ha en dégradation. La zone en densification se localise en majeure partie au sud vers l'arrière mangrove et sur la zone nord-est. Quelques zones de front de mer ainsi que les zones centrales de cette entité de mangrove sont aussi concernées. La surface de mangrove qui a disparue est plus importante (-1 954 ha) que celle en extension (+1 914 ha). Cette perte en superficie de mangrove se localise surtout aux abords des tannes donc dans des zones dont les conditions sont potentiellement moins favorables au maintien de la mangrove. Quelques zones d'arrière mangrove sont concernées aussi par cette disparition de la mangrove. Le gain en superficie, concerne surtout la zone distale où la mangrove progresse, en colonisant les slikkes stabilisées et quelques zones de tanne sur les îlots à mangrove (**Figure 106**).

Entre 1998 et 2008, la mangrove affiche toujours une diminution de superficie de l'ordre de 0,3 % soit -43 ha, passant de 16 091 ha à 16 048 ha. En termes de dynamique, 9 404 ha de

mangrove sont restés stables et la superficie en densification est de 2 757 ha contre 2 390 ha en dégradation. La densification de la mangrove se localise en majeure partie dans la zone centrale de la mangrove ainsi que dans la zone de mangrove en arrière des nouvelles surfaces de mangrove sur le front (densification de la mangrove extension en 1998). En ce qui concerne la dégradation, elle est très importante sur la zone sud, vers l'arrière mangrove, plus particulièrement celle qui a subi une densification en 1998 et quelques zones internes des îlots à mangrove au nord de cette entité. La superficie de la mangrove qui a disparu est de l'ordre de 1 540 ha contre 1 497 ha de nouvelles extensions. La perte en mangrove en cette période concerne surtout la zone de l'arrière mangrove vers le sud et les zones à proximité des tannes sur les îlots à mangrove. On observe une importante progression de la mangrove vers la mer en colonisant la slikke et les anciens bassins d'aquaculture, avec quelque repeuplement par la mangrove (régénération) (**Figure 106**).

Entre 2008 et 2018, on observe une régression de 5,4 % soit -873 ha de mangrove, passant de 16 048 ha à 15 175 ha. En termes de dynamique, 8 669 ha de mangrove sont restés stables avec une superficie en densification importante de 3 928 ha contre 1 231 ha de mangrove en dégradation. Cette densification est très importante sur la côte est des bassins d'aquaculture et la zone interne vers le sud de cette entité. On constate aussi la densification des nouvelles zones de mangrove en 2008. Sur cette période, la dégradation se localise dans quelques zones internes, sur les berges et sur les îlots à mangrove au nord. Ici, la superficie de la mangrove perdue est de 2 220 ha, plus importante que la mangrove gagnée (1 347 ha). La disparition de la mangrove concerne la zone d'arrière mangrove, la zone à proximité des tannes (sur les îlots) et des bassins aquacoles. La progression de la mangrove vers la mer se poursuit en colonisant la slikke. Au sud de cette entité, on constate une régénération de la mangrove perdue en 2008 ainsi qu'une zone sur la partie est (**Figure 106**).

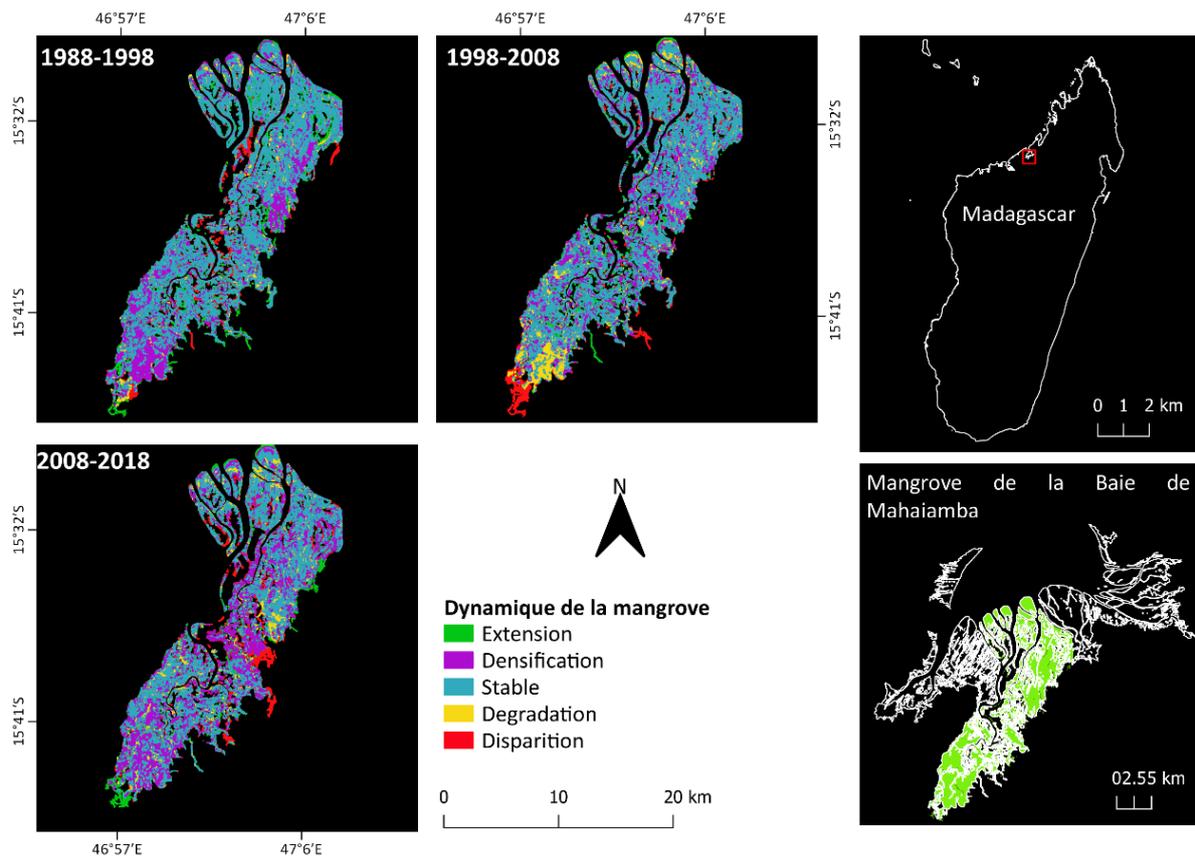


Figure 106: Carte de la dynamique de la mangrove de l'entité 3 (E3) de la baie de Mahajamba entre 1988 et 2018

De 1988 à 2018, l'entité 4 affiche une diminution de sa surface de mangrove de 8% soit -362 ha, passant de 4 479 ha à 4 117 ha. Par contre entre 1988 et 1998, la mangrove affiche une augmentation de sa superficie. Cette entité est caractérisée par des multiples chenaux alignés en parallèle ainsi que des tannes.

Entre 1988 et 1998, +0,18% de mangrove a été mesuré soit une augmentation de 8 ha, passant de 4 479 ha à 4 487 ha. En termes de dynamique, 3 167 ha de mangrove sont restés stables avec une superficie en densification de 868 ha contre 89 ha en dégradation. Cette densification s'observe surtout sur la partie interne au nord et sud-ouest de cette entité. La mangrove qui a disparu est de 335 ha, moins importante que celle en extension de 363 ha. Sur cette période, on remarque une colonisation des tannes par la mangrove tandis que la perte concerne plutôt les mangroves au niveau du chenal et quelques zones d'arrière mangrove (**Figure 107**).

Entre 1998 et 2008, la mangrove affiche -1% de superficie soit une perte de 52 ha, passant de 4 487 ha à 4 435 ha. En termes de dynamique, 2 545 ha de mangrove sont restés stables et 1

270 ha sont en densification contre 315 ha en dégradation. La densification est remarquablement homogène sur l'ensemble de cette entité mais concerne surtout les mangroves se localisant sur la berge des chenaux et la partie interne. On constate une dégradation de la mangrove sur la partie nord de cette entité. La superficie de la mangrove qui a disparu est de 357 ha, alors qu'elle a gagnée 305 ha. La majeure partie de la mangrove gagnée au niveau des tannes entre 1988 et 1998 a été perdue en 2008. On observe aussi une perte de mangrove le long du chenal sur la partie ouest ainsi que sur le front de mer de cette entité. Sur cette période, l'extension de la mangrove se localise sur quelques zones de tanne **(Figure 107)**.

Entre 2008 et 2018, la mangrove de cette entité affiche une perte considérable de 7% de sa superficie soit -318 ha, passant de 4 435 ha à 4 117 ha. En termes de dynamique, 2 840 ha de mangrove sont restés stables avec 636 ha de superficie en densification, plus important que celle en dégradation de 367 ha. D'une manière générale, cette densification est observée vers les tannes et quelques parties internes de la mangrove au nord de cette entité. La zone en dégradation se localise, elle sur la partie distale au nord et quelques zones de mangrove sur le chenal. La superficie de la mangrove perdue s'élève à 592 ha contre seulement 274 ha de gagné. La perte de mangrove au niveau des tannes tend à s'étendre et une nouvelle zone de perte non négligeable se localise au sud de cette entité. Ces pertes côtoient des mangroves en densification. On constate quelques zones de mangrove en extension au niveau des tannes et sur le front au nord, où elles associées spatialement à des zones en dégradation **(Figure 107)**.

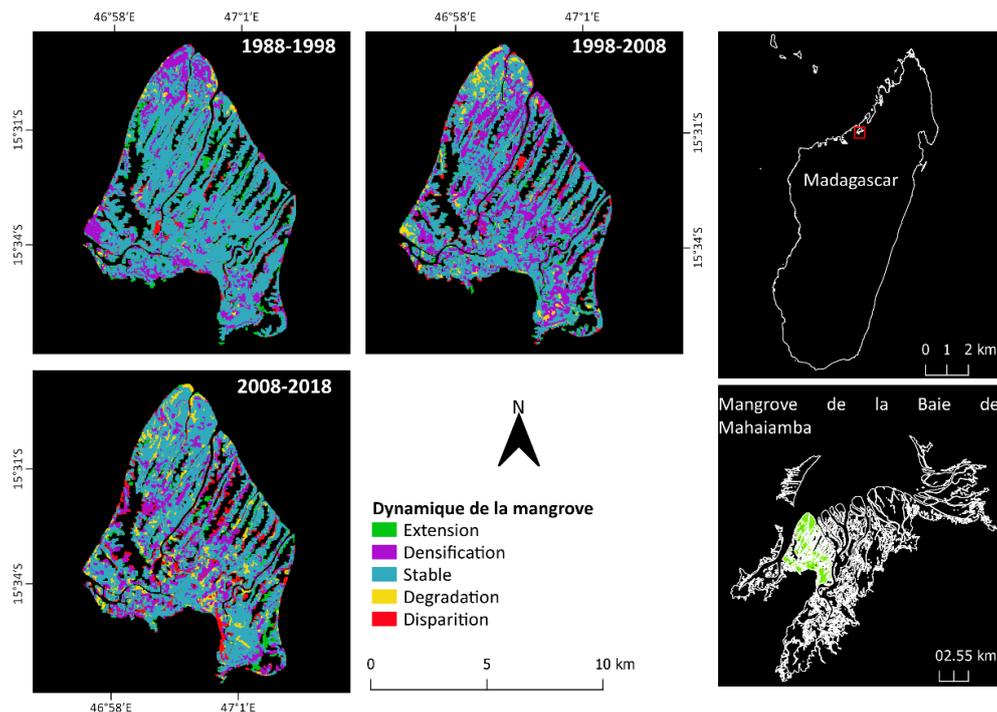


Figure 107: Carte de la dynamique de la mangrove de l'entité 4 (E4) de la baie de Mahajamba entre 1988 et 1998

Au niveau de l'entité 5, sur les 30 ans (1988-2018) d'étude, la mangrove affiche une diminution importante de l'ordre de 28% soit -731 ha de perte. Sur cette entité, la perte en mangrove ne cesse de progresser au cours du temps passant de -4% entre 1988-1998, -9% entre 1998-2008 et -15% entre 2008-2018.

Entre 1988 et 1998, la mangrove affiche une diminution de 4% de sa superficie soit -131 ha, passant de 2 718 ha à 2 587 ha. En termes de dynamique, 1 490 ha de mangrove sont restés stables et 733 ha sont en densification contre 95 ha en dégradation. La densification de surface de la mangrove se localise surtout dans les zones internes. La superficie de mangrove perdue de 400 ha est supérieure à celle en extension qui est ici de 269 ha. Cette perte se localise surtout sur la mangrove du fond de la baie dans le sud-est et au niveau des tannes de l'îlot à mangrove. En ce qui concerne le gain de nouvelles surfaces, on observe une extension de la mangrove vers l'arrière mangrove sur la zone sud-est et nord-ouest (un repeuplement des tannes) (**Figure 108**).

Entre 1998 et 2008, la mangrove affiche toujours une régression de l'ordre de 9% de sa superficie soit -237 ha, passant de 2 587 ha à 2 350 ha. En termes de dynamique, 1 359 ha de mangrove sont stable et 479 ha de superficie sont en dégradation contre 364 ha en densification. La densification se localise toujours sur des zones internes de la mangrove en

générale mais on y constate aussi des dégradations de la surface de mangrove. La superficie perdue est de 385 ha contre une extension de 148 ha. La perte de mangrove se localise sur la même zone, mais concerne surtout la mangrove au sud-est au fond de la baie et l'arrière mangrove. La superficie de la mangrove de l'îlot de cette baie ne cesse de diminuer, surtout celle à proximité de la tanne. Le patch de mangrove se trouvant au nord de cette entité a complètement disparue en 2008 (**Figure 108**).

Entre 2008 et 2018, la mangrove affiche -15 % de superficie, soit une perte de 363 ha, passant de 2 350 ha à 1 987 ha. En termes de dynamique, 1 326 ha de mangrove sont restés stables et 451 ha sont en densification contre 90 ha de mangrove en dégradation. Sur cette période, la densification concerne les zones d'arrière mangrove et quelques zones internes de la mangrove. La superficie de la mangrove perdue est de 483 ha tandis que celle en extension est de 120 ha. Les zones de perte ne cessent d'augmenter et touchent quelques zones d'arrière mangrove au sud où presque la moitié de l'îlot à mangrove a disparu. Vers la zone sud-ouest, une partie non négligeable a été perdue au niveau du chenal. Par contre le patch de mangrove qui a disparu en 2008 s'est régénéré en 2018 et le petit îlot à mangrove au nord affiche une progression de sa surface à mangrove en colonisant les slikkes (**Figure 108**).

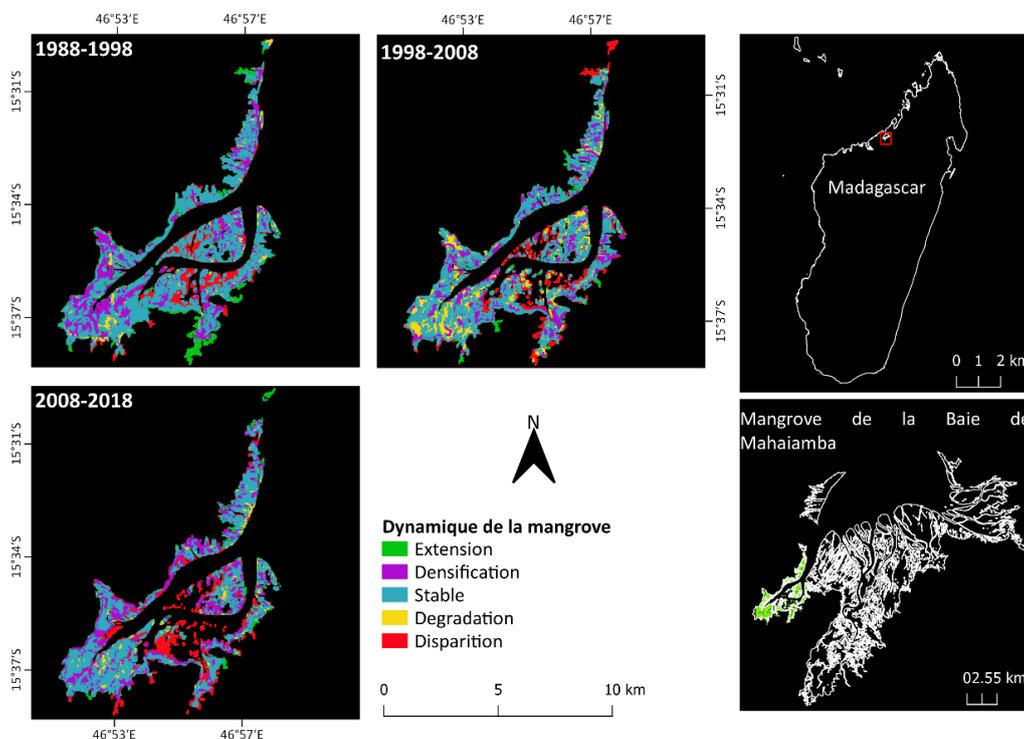


Figure 108: Carte de la dynamique de la mangrove de l'entité 5 (E5) de la baie de Mahajamba entre 1988 et 2018

En 30 ans (de 1988 à 2018), la mangrove de l'entité 6 affiche -3% de superficie soit une perte de 55 ha, passant de 1 675 ha à 1 619 ha. Ce processus n'a pas cependant été constant sur toute la période étudiée.

Entre 1988 et 1998, la mangrove affiche +1 % de superficie soit une augmentation de 14 ha, passant de 1 675 ha à 1 689 ha. En termes de dynamique, 868 ha de mangrove sont restés stables avec une superficie en densification de 663 ha contre seulement 40 ha en dégradation. Une importante zone de mangrove en densification est localisée dans la partie interne de la mangrove. La superficie de la mangrove perdue est de 104 ha contre 118 ha en extension. Cette perte est localisée sur la partie nord-ouest, vers l'arrière mangrove à proximité des tannes mais surtout le long de la mangrove du front de mer. En ce qui concerne l'extension de la mangrove, elle se localise à l'arrière mangrove et au niveau des tannes avec formation des nouveaux patches de mangrove sur la partie sud et sud-ouest (**Figure 109**).

Entre 1998 et 2008, on observe mesure -5% de superficie de mangrove soit une perte de 77 ha, passant de 1 688 ha à 1 611 ha. En termes de dynamique, 1 017 ha de mangrove sont restés stables, avec une densification de 294 ha contre 241 ha de dégradation. On constate une dégradation importante de la mangrove frontale (succédant à la zone avec perte) et la partie interne de la mangrove. La superficie de la mangrove perdue est de 136 ha, représentant le double de la mangrove gagnée qui est ici de (+59 ha). En cette période, la perte de la mangrove continue sur la zone frontale et en arrière mangrove au nord-ouest. Par contre, quelques zones de mangrove sont en extension vers les tannes en arrière mangrove. De même, les patches de mangrove formés en 1998 sont stabilisés et ceux du sud sont en extension vers le nord (**Figure 109**).

Entre 2008 et 2018, on mesure +1 % de superficie soit un gain de 8 ha, passant de 1 611 ha à 1 619 ha. En termes de dynamique, 1 114 ha sont restés stables, avec 362 ha de mangrove en densification, six fois plus importants que ceux en dégradation (52 ha). Sur cette période, la densification de la mangrove est homogène et se localise généralement dans la partie interne. Quelques zones de mangrove en dégradation se localisent sur la zone frontale et à l'arrière mangrove. 83 ha de mangrove sont perdus contre 91 ha de nouvelles surfaces. Cette perte se localise toujours vers l'arrière mangrove et quelques zones frontales. Le patch de mangrove qui est apparu sur la tanne au sud-ouest en 1998, s'est stabilisé et s'est densifié en 2008 mais il a disparu en 2018. On observe tout de même quelques extensions de la mangrove vers

l'arrière mangrove. Aussi, le patch de mangrove au sud, par extension vers le nord ne forme plus qu'un avec l'ensemble de la mangrove de cette entité (**Figure 109**).

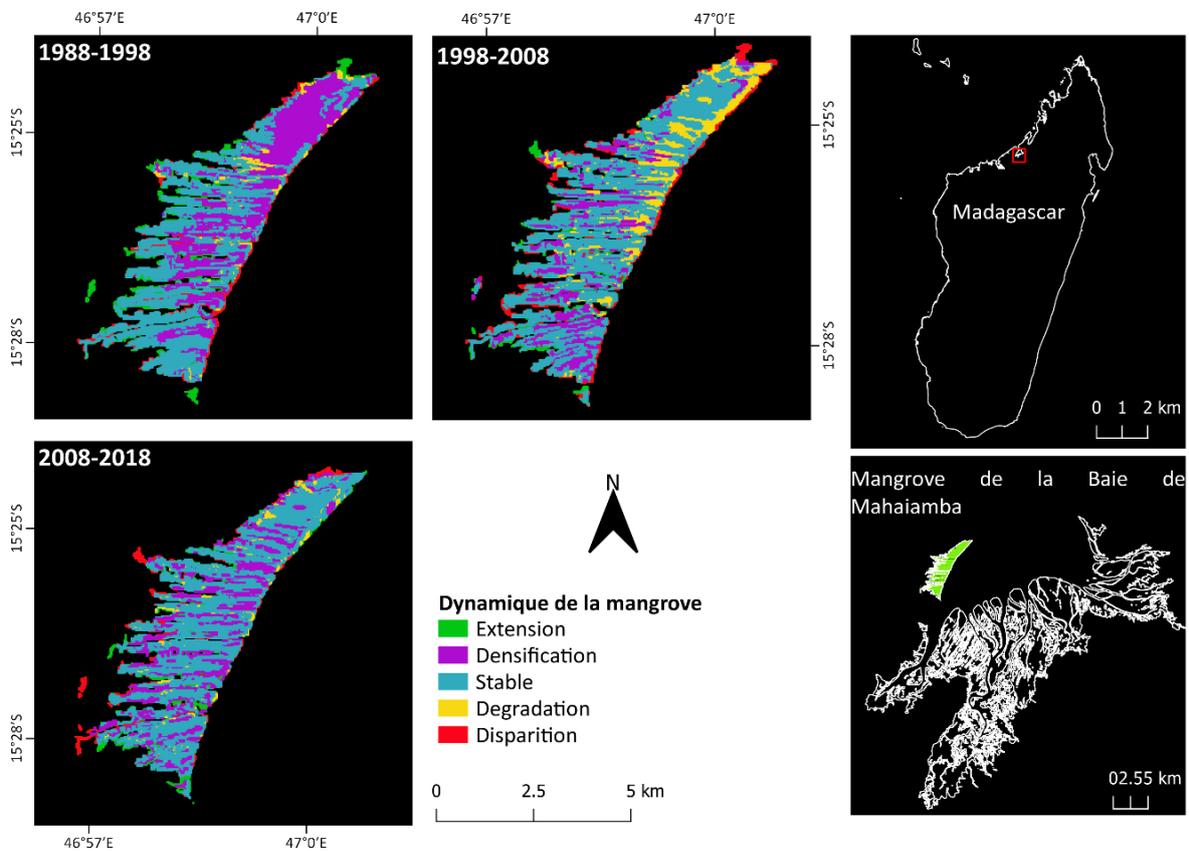


Figure 109: Carte de la dynamique de la mangrove sur l'entité 6 (E6) de la baie de Mahajamba entre 1988 et 2018

5.4.1.2. Dynamique de sédimentation, extension des slikkes

A l'échelle de la Baie de Mahajamba, l'analyse entre 1988 à 2018, affiche +59% de superficie des bancs de vase de soit une augmentation de 1 353 ha, passant de 2 295 ha à 3 648 ha (**Tableau 30**). 1 505 ha de bancs de vase sont restés stables et 780 ha sont colonisés par la mangrove. La superficie des bancs de vase perdus est de 1 867 ha. Ce processus continue sur toute la période, la superficie des bancs de vase ne cesse d'augmenter. Entre 1998 et 2008 elle affiche un gain de 16%.

Tableau 30: Surface totale des bancs de vase (en ha) de la Baie de Mahajamba en 1988, 1998, 2008 et 2018

Année	1988	1998	2008	2018
Surface (ha)	2295	2462	2849	3648

Même si la tendance globale sur la Baie de Mahajamba montre une augmentation de la superficie des bancs de vase, on observe une dynamique plus complexe, c'est-à-dire, des surfaces qui sont restées stables, perdues et gagnées entre deux dates.

Entre 1998 et 2008, 1 716 ha de bancs de vase sont restés stables et +1 132 ha sont en extension. 270 ha de bancs de vase sont colonisés par la mangrove et 847 ha ont disparu. De 1988 à 2018, la superficie des bancs de vase colonisés par la mangrove ne cesse d'augmenter, passant de 194 ha à 316 ha.

A l'échelle **des entités**, l'analyse entre 1988 et 2018 sur l'entité 1, affiche une progradation des bancs de vase de 88% soit +1 010 ha, passant de 1 146 ha à 2 156 ha. 479 ha de bancs de vase sont restés stables en aval de l'embouchure du fleuve, se retrouvant en face des îlots à mangrove (protégés contre la force de l'écoulement du fleuve). Cette entité affiche +980 ha de bancs de vase, contre -667 ha. Les zones de pertes se retrouvent sur la partie en aval de l'embouchure du fleuve. 383 ha de bancs de vase sont colonisés par la mangrove. Les zones colonisées par la mangrove sont celles qui sont en contact direct avec cette dernière, soit en amont ou en aval vers le front de mer des îlots à mangrove. On constate même la formation d'un nouvel îlot à mangrove de 4 ha vers le sud.

Même entre les dates intermédiaires, cette entité affiche toujours des gains de superficie. Entre 1998 et 2008, les bancs de vase de cette entité affichent une augmentation de 32% de superficie soit +452 ha. En termes de dynamique, 1 075 ha de bancs de vase sont restés stables avec 770 ha de gain. Cette zone de stabilité des bancs de vases se localise au nord et au centre de l'entité. 158 ha de bancs de vases sont nouvellement colonisés par la mangrove et 532 ha sont perdus. Du nord au sud de cette entité, la colonisation par la mangrove se localise sur les slikkes stabilisées en 1998 (**Figure 110**). Cela est marqué par l'agrégation de deux petits îlots en un seul. Leur surface est passée de 3,75 ha en 1998 à 49 ha en 2008. Sur cette période, la perte de bancs de vase se localise sur la zone distale et en amont de l'embouchure façonnant ainsi une nouvelle configuration de cette zone estuarienne.

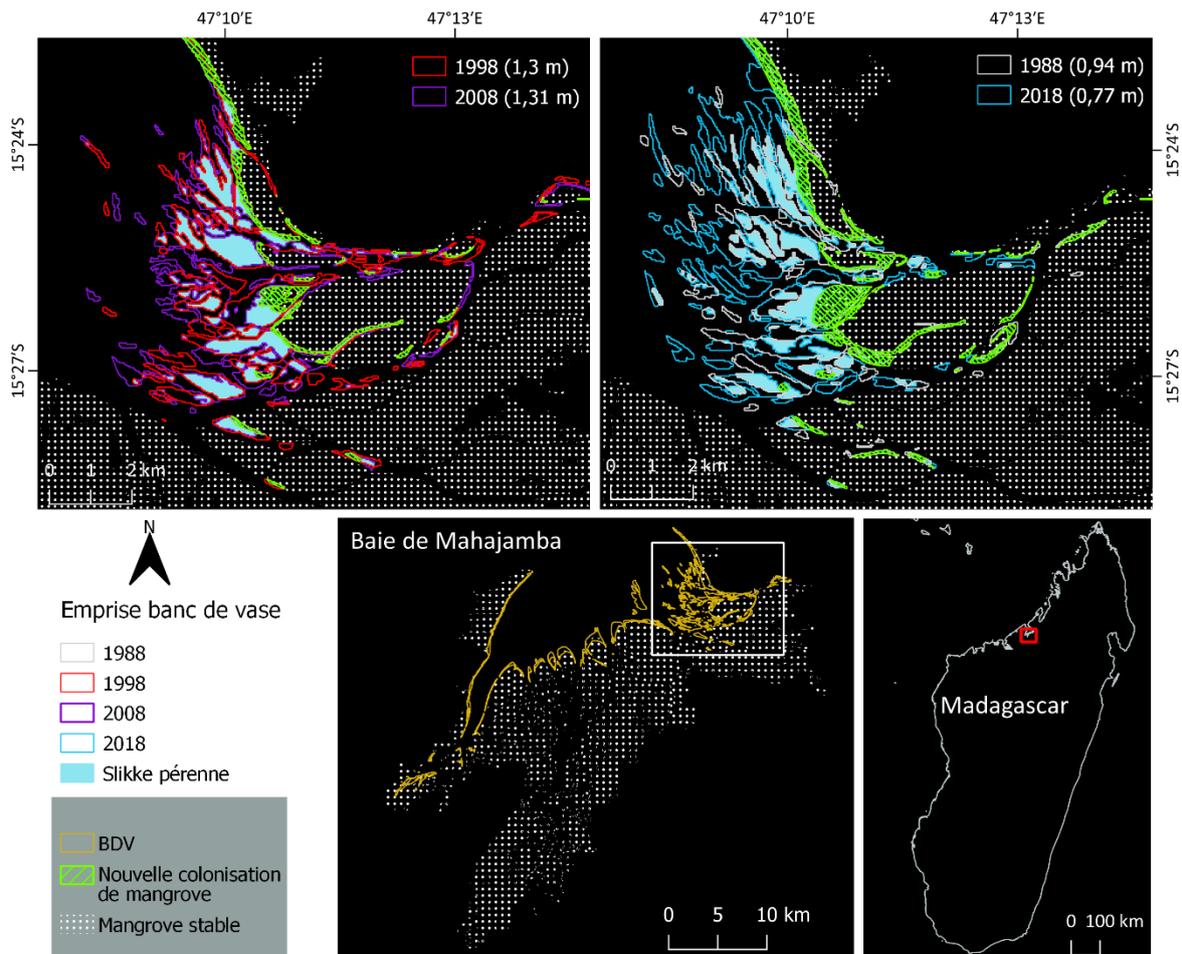


Figure 110: Carte de la dynamique des bancs de vase de l'entité 1 (E1) de la baie de Mahajamba entre 1988 et 2018

Sur l'**entité 2**, entre 1988 et 2018 (30 ans) les bancs de vases affichent une progradation de 82% de superficie soit +283 ha, passant de 347 ha à 630 ha. En termes de dynamique, la zone de bancs de vases stables est de 127 ha, avec +473 ha contre une perte 220 ha. Les zones de bancs de vase qui sont restées stables sont surtout celles qui se trouvent en contact direct avec la mangrove formant la slikke. Sur cette période, 76 ha de bancs de vase en front distal sont nouvellement colonisés par la mangrove.

Entre 1998 et 2008, la superficie des bancs de vases a augmenté de 10% soit +32 ha. En termes de dynamique, 195 ha sont restés stables et 514 ha sont en extension. On constate que la superficie stable a diminué tandis que celle en progradation est très importante. Sur cette entité, 16 ha de bancs de vase sont colonisés par la mangrove et -105 ha ont disparu. L'extension de la mangrove sur les slikkes se localise sur l'îlot de mangrove à l'ouest. On remarque aussi que la zone de perte se localise à l'est de l'embouchure du fleuve. L'un des

faits remarquables sur cette entité est l'orientation des bancs de vase vers le nord-ouest (**Figure 111**).

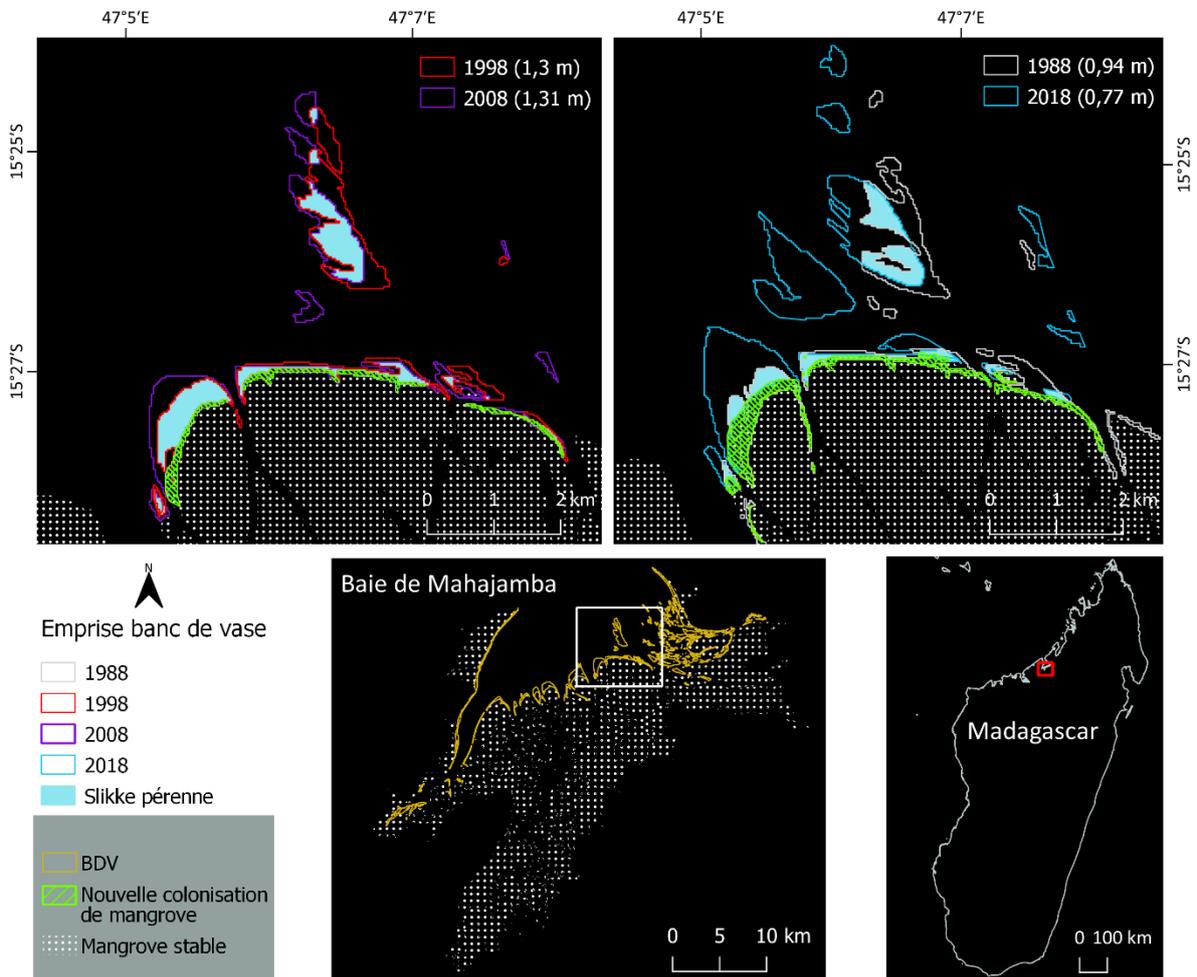


Figure 111: Carte de la dynamique des bancs de vase de l'entité 2 (E2) de la baie de Mahajamba entre 1988 et 2018

Sur l'**entité 3**, de 1988 à 2018, on constate une progradation des slikkes, augmentant la superficie des bancs de vase de 11% soit +41 ha, passant de 362 ha à 403 ha. En termes de dynamique, 81 ha de bancs de vases sont restés stables. La superficie gagnée est de 323 ha contre 281 ha de perte. 267 ha de bancs de vase sont colonisés par la mangrove. Sur les sept îlots, la mangrove colonise les slikkes traduisant l'extension de la zone sédimentaire vers la mer.

Entre 1998 et 2008, cette entité affiche -15% de superficie de soit une perte de 57 ha. En termes de dynamique, 256 ha sont restés stables et 78 ha sont nouvellement colonisés contre 55 ha perdus. Le gain se fait sous forme d'engraissement des slikkes par accumulations des

sédiments tandis que la disparition des bancs de vase se localise au niveau des chenaux. 81 ha sont nouvellement colonisés par de la mangrove. L'extension de la mangrove se fait vers la mer en colonisant les slikkes continues et certains îlots vers l'ouest au niveau des chenaux (**Figure 112**) montrant une diminution de leur largeur et dont du flux hydrique.

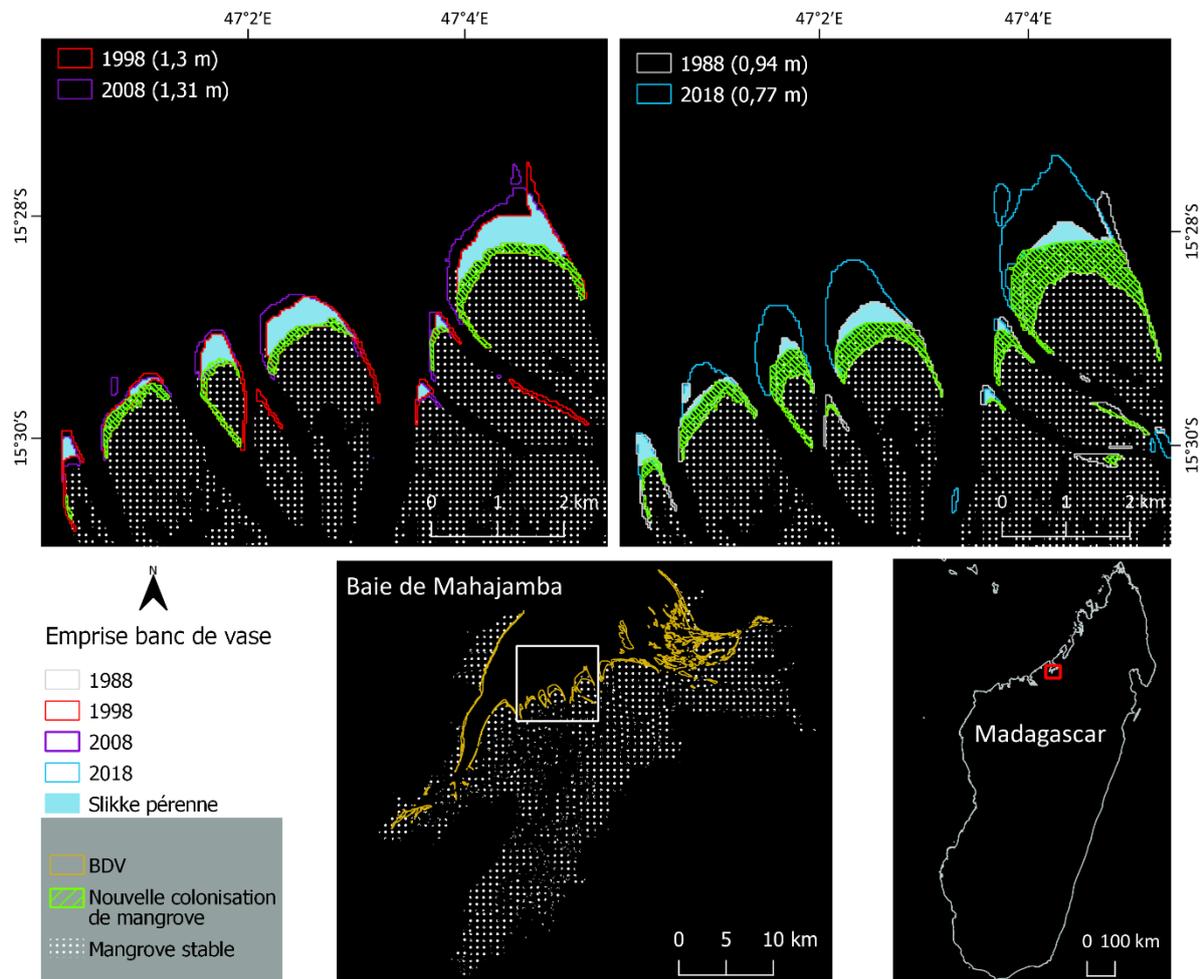


Figure 112: Carte de la dynamique des bancs de vase de l'entité 3 (E3) de la baie de Mahajamba entre 1988 et 2018

Sur les 30 ans (de 1988 à 2018), **l'entité 4** affiche - 49 % de superficie de vasières soit une diminution de 41 ha, passant de 83 ha à 42 ha. En termes de dynamique on note : 26 ha de bancs de vase restés stables, +16 ha de nouvelles slikkes intertidales et une perte de 57 ha de slikkes initialement cartographiées. Les bancs de vase restés stables se localisent surtout sur le front de mer et les bordures de chenaux à l'ouest. La perte de bancs de vase concerne les zones exposées à la mer et le bord des chenaux (ouest et est). A l'est et à l'ouest, les gains s'affichent sous formes d'une accumulation des sédiments au niveau du chenal attestant du

resserrement de ces derniers en lien avec le développement du chenal distal dans un contexte de sédimentation dynamique. Sur cette entité, 15 ha de bancs de vase sont colonisés par la mangrove, se localisant sur les slikkes au nord.

Entre 1998 et 2008, on constate -58% de superficie des bancs de vase soit une régression de 41 ha. Dans le détail, 17 ha sont restés stables et 13 ha ont été nouvellement gagnés. La surface qui est restée stable est toujours celle qui se localise sur la pointe distale. 2 ha sont colonisés par la mangrove et 52 ha ont disparu. Les bancs de vase sur le bord du chenal à l'ouest ont tous disparu, comme quelques surfaces vers le nord en front de mer (**Figure 113**).

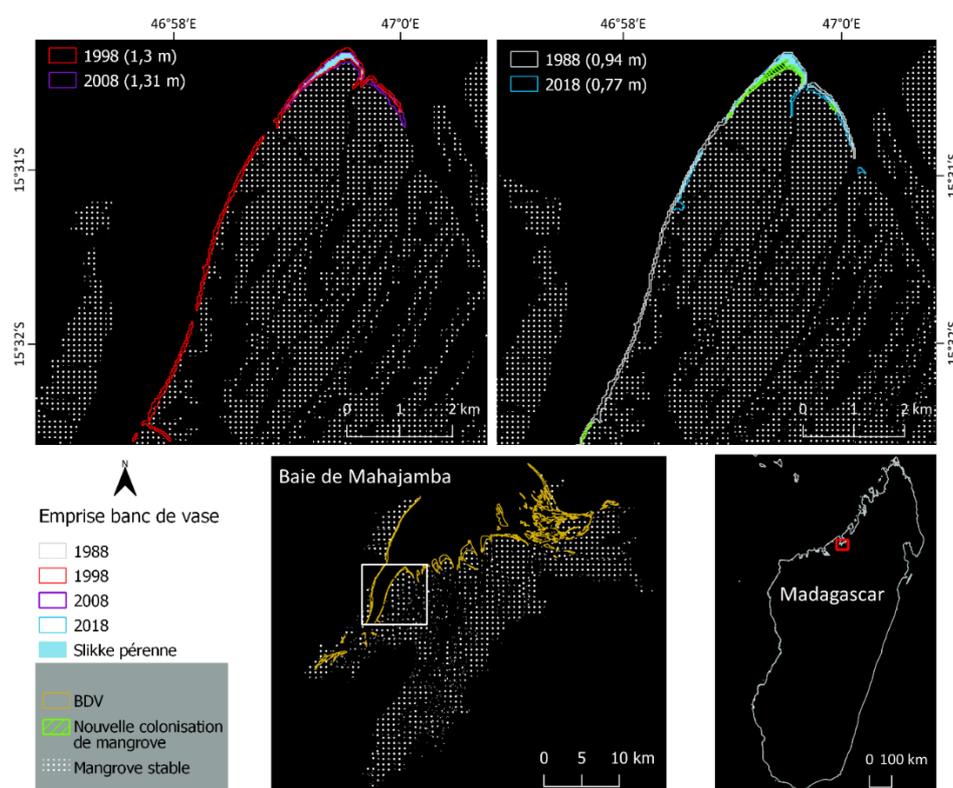


Figure 113: Carte de la dynamique des bancs de vase sur l'entité 4 (E4) de la baie de Mahajamba entre 1988 et 2018.

De 1988 à 2018, les bancs de vase de **l'entité 5** affichent une augmentation de sa superficie de 27% soit +63 ha, passant de 230 ha à 293 ha. En termes de dynamique, la superficie stable est de l'ordre de 117 ha. Elle affiche un gain de 141 ha contre 113 ha de perte. Les surfaces stables s'affichent comme une accumulation des bancs de vases au fond de cette baie. Par contre, on constate un gain de bancs de vase qui se manifeste par une accumulation sur le front de mangrove (slikke) et même une formation de quelques îlots de bancs de vase. Sur cette entité, 39 ha de bancs de vase sont colonisés par la mangrove.

Entre 1998 et 2008, les bancs de vase affichent -8% de superficie soit une perte de 16 ha. En termes de dynamique, 114 ha de bancs de vase sont restés stable et 175 ha sont en extension. Logiquement, la zone stable est localisée au fond de la baie (**Figure 114**). 13 ha sont colonisés par la mangrove et 70 ha ont disparu. La perte se localise sur la zone frontale de de l'îlot à mangrove au centre de la baie.

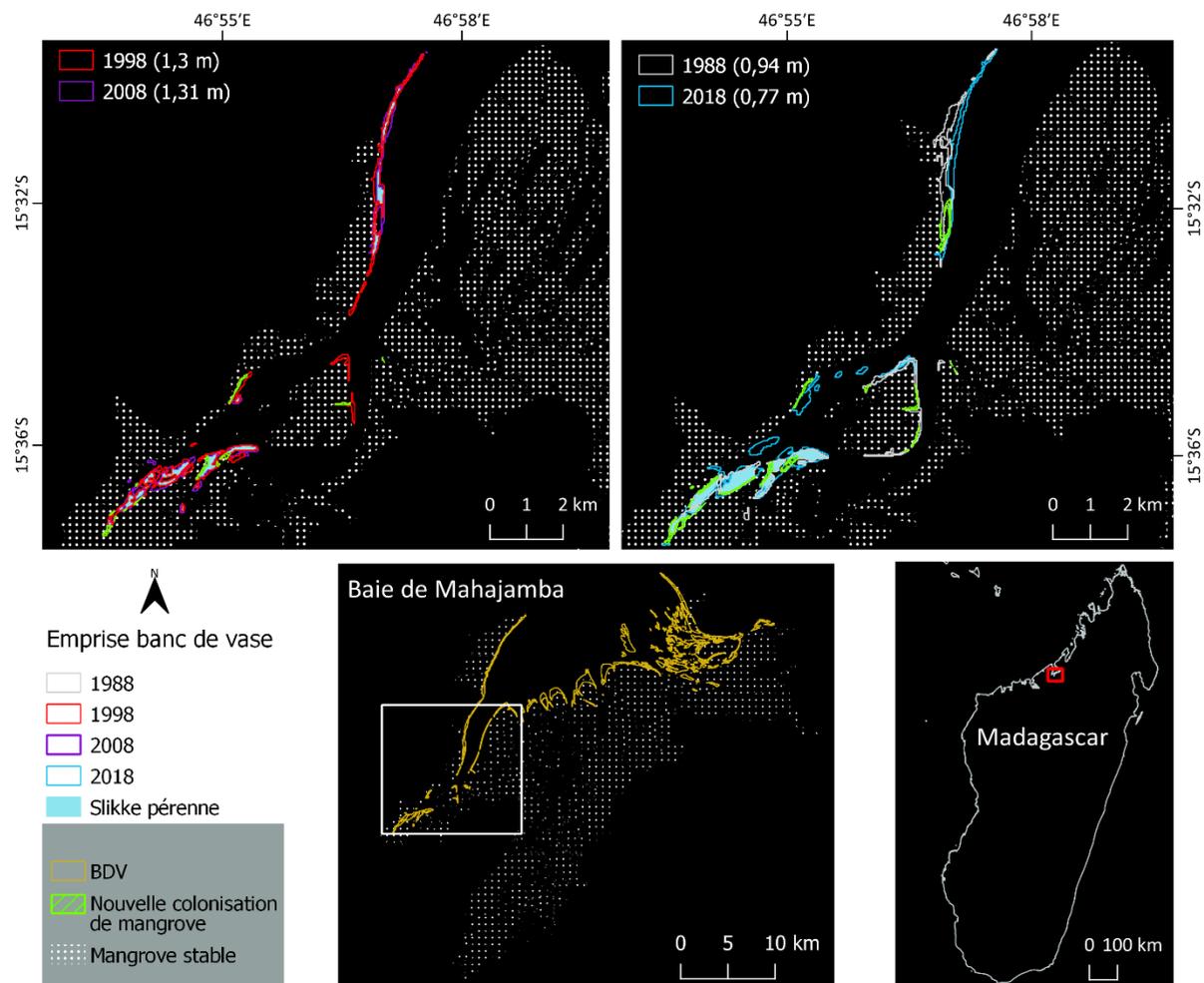


Figure 114: Carte de la dynamique des bancs de vase sur l'entité 5 (E5) de la baie de Mahajamba entre 1988 et 2018

Sur l'**entité 6**, entre 1988 et 2018 les bancs de vases affichent -2% de superficie soit une perte de 3 ha, passant de 127 ha à 124 ha. En termes de dynamique, la superficie de bancs de vase restée stable est de 70 ha. Le gain est de l'ordre de 54 ha contre une perte de 57 ha.

Par contre, entre 1998 et 2008 on constate une augmentation de 18% de la superficie des bancs de vase soit +17 ha. 60 ha sont stables et 50 ha ont été gagnés. La perte totale s'élève

à 34 ha. La perte se localise essentiellement au niveau des berges. Sur l'entité 6, aucune nouvelle extension de la mangrove n'est constatée entre 1988 et 2018.

5.4.2. Site du delta de Mahavavy

5.4.2.1. Dynamique de la mangrove

Entre 1988 et 2018, l'analyse de la dynamique de la mangrove **à l'échelle du site** du delta de Mahavavy affiche une perte de 10 % de superficie soit -1 534 ha, passant de 14 699 ha à 13 165 ha (**Tableau 31**). Cette dynamique n'est pas linéaire, on distingue, une phase régressive (1988-1998 et 1998-2008) et une phase progressive entre 2008 et 2018.

Entre les années 1988 et 1998, la mangrove a subi une diminution de 10% soit -1 522 ha, passant de 14 699 ha à 13 177 ha. En termes de dynamique du couvert forestier, 7 497 ha de mangrove sont restés stables, 4 306 ha ont subi une densification contre seulement 638 ha de superficie en dégradation. Sur cette période, la mangrove du delta de Mahavavy affiche une perte de 2 258 et une extension de 736 ha.

Entre 1998 et 2008, la mangrove de ce site affiche -2 % de superficie soit une perte de 328 ha, passant de 13 177 ha à 12 849 ha. En termes de dynamique du couvert, 8 807 ha de mangrove sont restés stables, avec une densification sur 2 299 ha contre 1 054 ha de superficie en dégradation. La superficie de mangrove perdue est de 1 017 ha, contre une extension de 689 ha.

Entre 2008 et 2018, la mangrove de ce site affiche une augmentation 2% de superficie soit +316 ha, passant de 12 849 ha à 13 165 ha. En termes de dynamique du couvert, 8 306 ha de mangrove sont restés stables et 3 039 ha se sont densifiés et 817 ha dégradés. 1 003 ha ont été nouvellement colonisés et 687 ha de mangrove ont disparu.

Tableau 31: Dynamique de la mangrove du delta de Mahavavy de 1988 à 2018

Année	Disparition	Maintien			Extension	Surface totale (en ha)	Tendance globale
		Recouvrement stable	Avec densification	Avec dégradation			
1988						14 699	
1988-1998	2 258	7 497	4 306	638	736	13 177	↘
1998-2008	1 017	8 807	2 299	1 054	689	12 849	↘
2008-2018	687	8 306	3 039	817	1 003	13 165	↗

La mangrove du delta de Mahavavy a été divisée en quatre entités (voir **Figure 49**). **A l'échelle des entités**, l'analyse montre que la dynamique de la forêt de mangrove n'est pas linéaire entre les périodes intermédiaires. Sur une même entité, on observe à la fois une régression et une progression sur les différents périodes. De même au niveau de l'état de surface, on constate une forte densification et une dégradation en fonction des périodes étudiées.

➤ **Mangrove en régression :**

Sur **l'entité 1**, entre 1988 et 2018 la mangrove affiche -12% de surface soit une perte de 865 ha, passant de 7296 ha à 6431 ha. Par contre, entre 2008 et 2018 la mangrove de cette entité affiche une augmentation de sa superficie.

Entre 1988 et 1998, la mangrove de cette entité affiche -14% de superficie soit une diminution de 991 ha, passant de 7 296 ha à 6 305 ha. En termes de dynamique du couvert, 4 096 ha de mangrove sont restés stables, avec une surface en densification de 1 622 ha, cinq fois plus importantes que celle en dégradation (332 ha). Cette forte densification de la surface de mangrove se localise surtout dans la zone interne, au nord de cette entité (**Figure 115**). On constate une densification de la mangrove, formant un rideau le long de la zone frontale succédant à la nouvelle colonisation des mangroves. 1 246 ha de mangrove sont perdus et contre 255 ha sont nouvellement colonisés par la mangrove. Cette période affiche la plus grande perte de mangrove. Ces pertes se localisent surtout à l'arrière mangrove au sud-ouest et à proximité des tannes à l'est de cette entité. L'extension de la mangrove se localise sur quelques zones de tanne de la partie centrale et au bord des chenaux. L'extension la plus remarquable se localise sur la partie frontale en colonisant les slikkes.

Entre 1998 et 2008, la mangrove montre -2% de superficie soit une régression de 127 ha, passant de 6 305 ha à 6 178 ha. En termes de dynamique du couvert, 4 376 ha de mangrove sont restés stables avec 1 156 ha de mangrove en densification, trois fois plus élevée que celle en dégradation (349 ha). Sur cette entité, la densification de la mangrove est homogène. Elle forme un rideau, succédant aux mangroves nouvellement installées sur les slikkes. Quelques zones en dégradation sont visibles dans la partie interne de la mangrove (**Figure 115**). La superficie de la mangrove perdue est de 424 ha et les nouvelles colonisations s'élèvent à 297 ha. En cette période, la perte se localise toujours vers l'arrière mangrove au sud, sur la zone frontale et à proximité des tannes. L'extension de la mangrove vers la mer continue en colonisant les slikkes stabilisées. On constate aussi, quelques progressions de la mangrove sur la berge dans les chenaux, les zones de tanne et l'îlot à mangrove se trouvant au nord.

Entre 2008 et 2018, la mangrove de cette entité affiche +4% de surface soit une progression de 253 ha, passant de 6 178 ha à 6 431 ha. En termes de dynamique du couvert, 4 374 ha de mangrove sont restés stables, avec 926 ha de superficie en densification contre 573 ha en dégradation. Cette zone en dégradation se localise au nord et nord-ouest de cette entité dans la partie interne de la mangrove. La densification de la mangrove se localise au niveau des chenaux et quelques zones de la partie interne (**Figure 115**). Ici, la superficie de mangrove en extension est de 558 ha et celle qui a disparu est de 305 ha. La perte en mangrove se localise toujours vers l'arrière mangrove et sur le bord des chenaux. Sur cette période, on constate une régénération importante de la mangrove vers l'arrière mangrove au sud dont la majeure partie se localise à l'est. Les tannes dans la partie centrale de la mangrove ainsi que les slikkes sont recolonisées par la mangrove. Un îlot de mangrove s'est formé sur la partie nord est de cette entité (**Figure 115**).

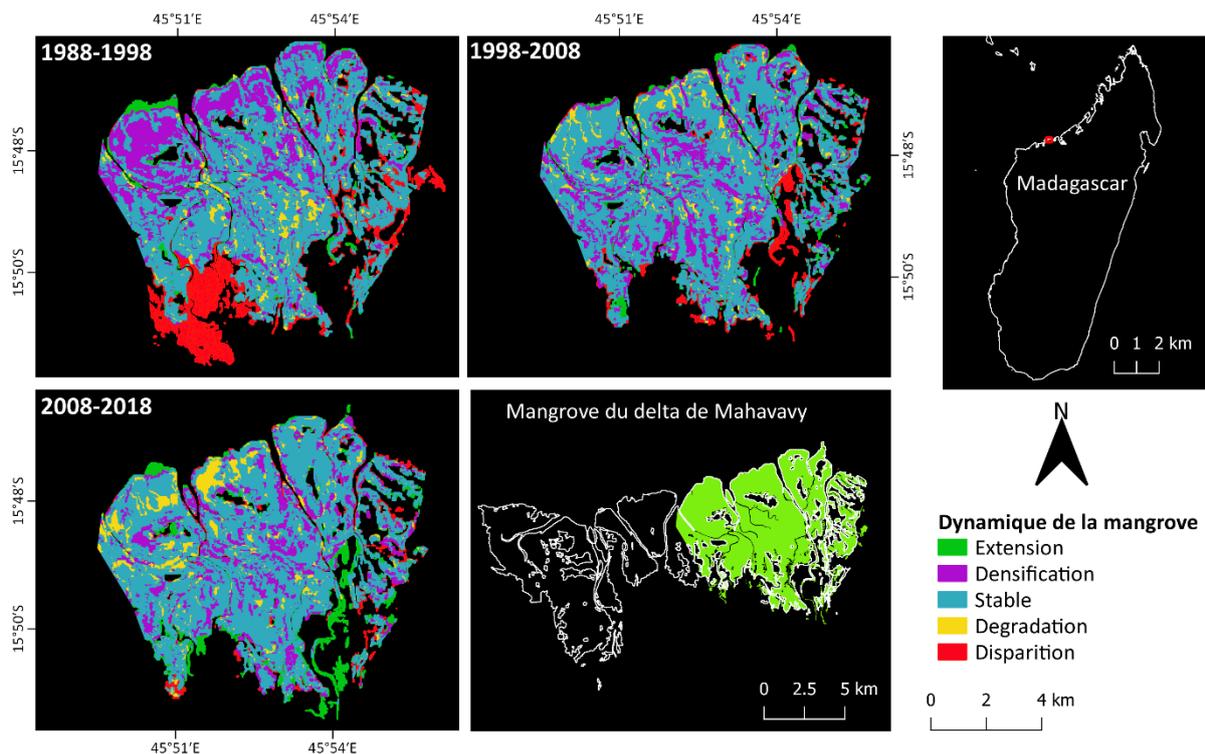


Figure 115: Carte de la dynamique de la mangrove sur l'entité 1 (E1) du delta de Mahavavy entre 1988 et 2018.

Sur l'entité 2, entre 1988 et 2018, la mangrove affiche -12 % de superficie soit une diminution de 319 ha, passant de 2 513 ha à 2 194 ha. Par contre, entre 2008 et 2018 la mangrove affiche une augmentation de sa superficie.

Entre 1988 et 1998, on observe une perte de 17 % de superficie de mangrove soit -417 ha, passant de 2 513 ha à 2 096 ha. En termes de dynamique du couvert, la mangrove de cette entité affiche une superficie stable égale à 1 028 ha, avec 734 ha de mangrove en densification contre seulement 149 ha en dégradation. La densification de la mangrove se localise dans les zones internes de la mangrove et vers le front. On constate un rideau de mangrove densifiée qui succède aux nouvelles colonisations des slikkes. La mangrove en dégradation se localise dans la partie interne et en majeure partie sur le grand îlot à mangrove au centre de cette entité. La perte en superficie de mangrove est de 602 ha alors que l'extension est seulement de 185 ha. Cette importante perte se localise surtout vers l'arrière mangrove au sud-est et sur les berges des chenaux. Quelques zones de mangroves en extension sont observées sur les berges des chenaux mais la majeure partie de cette extension se localise sur la zone distale par colonisation des slikkes stabilisées (**Figure 116**).

Entre 1998 et 2008, la mangrove affiche toujours -2% de superficie soit une régression de 42 ha, passant de 2 096 ha à 2 054 ha. En termes de dynamique du couvert, 1 357 ha de mangrove sont restés stables, avec une superficie en dégradation de 264 ha contre 261 ha en cours de densification. La densification ainsi que la dégradation de la mangrove sont réparties d'une manière homogène dans la partie interne. On constate une densification sous forme de rideau sur la mangrove frontale qui côtoie les nouvelles colonisations de mangroves. La dégradation se localise en majeure partie sur le grand îlot à mangrove central et vers l'arrière mangrove au sud-ouest à proximité des mangroves perdues (progression de la dégradation vers la perte de mangrove). 214 ha colonisés par la mangrove a perdu son couvert et 172 ha de nouvelles mangroves sont détectées. La perte se localise à l'arrière mangrove mais on constate une stabilisation et une densification des mangroves gagnées en 1998. En cette période, la mangrove continue son extension vers la mer en colonisant les slikkes (**Figure 116**).

Entre 2008 et 2018, la mangrove affiche une nette augmentation de sa superficie de 7% soit +140 ha, passant de 2 054 ha à 2 194 ha. En termes de dynamique du couvert, 1 259 ha de mangrove sont restés stables, avec une superficie en densification de 574 ha contre seulement 164 ha en dégradation. On localise principalement cette densification sur la partie interne et on constate qu'elle forme toujours cette ceinture végétale qui succède aux nouvelles mangroves montrant la croissance du couvert. Les mangroves en dégradation se localisent aussi dans la partie interne et en majeure partie sur le grand îlot à mangrove au centre de cette entité (**Figure 116**). La surface de mangrove en extension est de 197 ha, trois fois plus

élevée les surfaces disparues sur la période (-57 ha). Sur cette période, la superficie de mangrove perdue diminue mais elle se localise toujours vers l'arrière mangrove attestant de la modification pérenne de ces entités qui peu à peu sortent définitivement du système mangrove. On observe une régénération de la mangrove sur les zones qui sont perdues en 2008. La plus importante extension de la mangrove reste celle qui colonise les slikkes stabilisées en zone frontale (**Figure 116**).

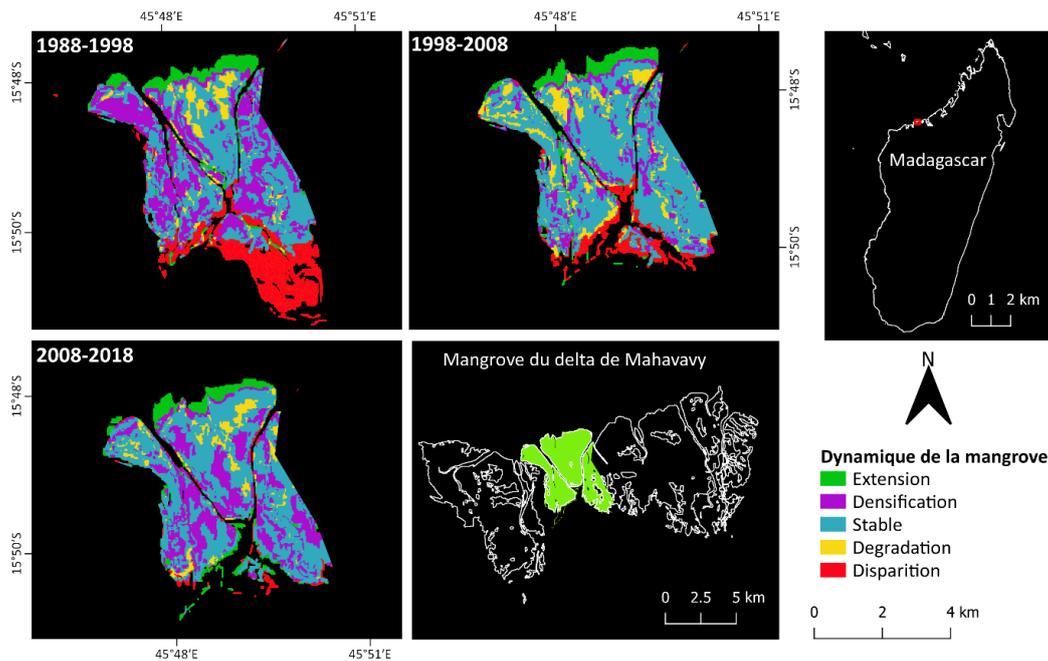


Figure 116: Carte de la dynamique de la mangrove de l'entité 2 (E2) du delta de Mahavavy entre 1988 et 2018

Sur l'**entité 3**, de 1988 à 2018 la mangrove affiche une régression de sa surface de 22 % soit - 691 ha, passant de 3 340 ha à 2 649 ha. Cette tendance est pérenne sur toute la période étudiée.

Entre 1988 et 1998, la mangrove affiche une diminution de 11,5% de sa superficie soit -384 ha, passant de 3 340 ha à 2 956 ha. En termes de dynamique, 1 530 ha de mangrove sont restés stables, avec 1 123 ha de surface en densification contre seulement 123 ha en dégradation. Les mangroves montrant une densification se localisent sur la partie centrale (**Figure 117**). Par contre la surface de mangrove qui a disparu est de 564 ha, largement supérieure à celle qui a été gagnée (+180 ha). On constate que les zones de perte de mangrove se localisent en majeure partie en arrière mangrove au sud, sud-ouest et est de cette entité. Cette entité est caractérisée par un large chenal, affichant une progression de la mangrove

sur les berges en assurant le resserrement progressif de ce dernier. À l'exutoire de ce chenal, il y a une formation de deux nouveaux îlots à mangrove (3,4 ha de superficie) et une extension de l'îlot à mangrove par colonisation des nouvelles slikkes. Quelques zones de colonisation de la mangrove sont visibles au niveau des tannes au nord-ouest (**Figure 117**).

Entre 1998 et 2008, on observe -7,8 % de mangrove soit une perte de 233 ha, passant de 2 956 ha à 2 723 ha. En termes de dynamique du couvert, 1 881 ha de mangrove sont restés stables, 470 ha ont subi une densification et 258 ha une dégradation. On observe des densifications de la mangrove sur le bord des chenaux, vers l'arrière mangrove et la tanne (**Figure 117**). La superficie de mangrove perdue est de 347 ha et 114 ha ont été gagnés. La perte en mangrove se localise à l'arrière mangrove mais l'extension de la mangrove est très remarquable et elle se localise surtout dans le chenal allant du sud vers le nord. Dans ce chenal, le petit îlot à mangrove s'est stabilisé et progresse vers l'ouest et le nord ne formant qu'un seul avec la mangrove de cette partie. Le deuxième îlot à mangrove s'est densifié et progresse vers le nord, est et sud avec une superficie de 14 ha. Les deux grands îlots de mangrove à l'exutoire du chenal progressent vers la mer, celui de l'est affiche une extension de 813 m vers la mer pour une surface de 11 ha. Il y a formation de deux nouveaux îlots d'une superficie de 15 ha entre ces deux îlots à mangrove à l'exutoire du fleuve (**Figure 117**).

Entre 2008 et 2018, la mangrove de cette entité perd 2,7 % de sa superficie soit -74 ha, passant de 2 723 ha à 2 649 ha. En termes de dynamique du couvert, 1 655 ha de mangrove sont restés stables, 750 ha montrent une densification et seul 58 ha attestent d'une dégradation. La superficie de mangrove perdue est de 260 ha et 186 ha ont été nouvellement colonisés. La perte de mangrove au niveau de l'arrière mangrove de l'îlot dans le chenal ne cesse de progresser depuis 1998. Par contre, cette période est marquée par une extension de la mangrove au niveau des tannes (régénération) au nord-ouest, au sud et à l'est de cette entité (**Figure 117**). Au niveau du chenal, on observe une extension de la mangrove sur les berges à l'est. On constate une densification et une progression vers l'arrière mangrove de l'îlot au centre en colonisant les bancs de vases. Le grand îlot se trouvant à l'est de l'exutoire affiche une stabilité et une densification de sa surface de mangrove, avec une perte en surface sur le front et sur la partie ouest. Il y a une extension de 4 ha sur le flanc est de cet îlot par colonisation des bancs de vases. Le petit îlot à mangrove a fusionné avec le grand à l'ouest en colonisant les bancs de vase puis la mangrove s'est densifiée. Au niveau de cette entité, les îlots à mangrove se localisant dans le chenal ne cessent d'augmenter de surface rétrécissant

ainsi la largeur du chenal et la progression de la mangrove vers la mer continue. Par contre, on constate une perte continue de mangrove de 1998 à 2018 sur l'arrière mangrove au sud laissant place à une vaste tanne. Les tannes se trouvant sur la partie nord-ouest de cette entité affichent une alternance de perte et de régénération de la mangrove entre les périodes d'études (**Figure 117**).

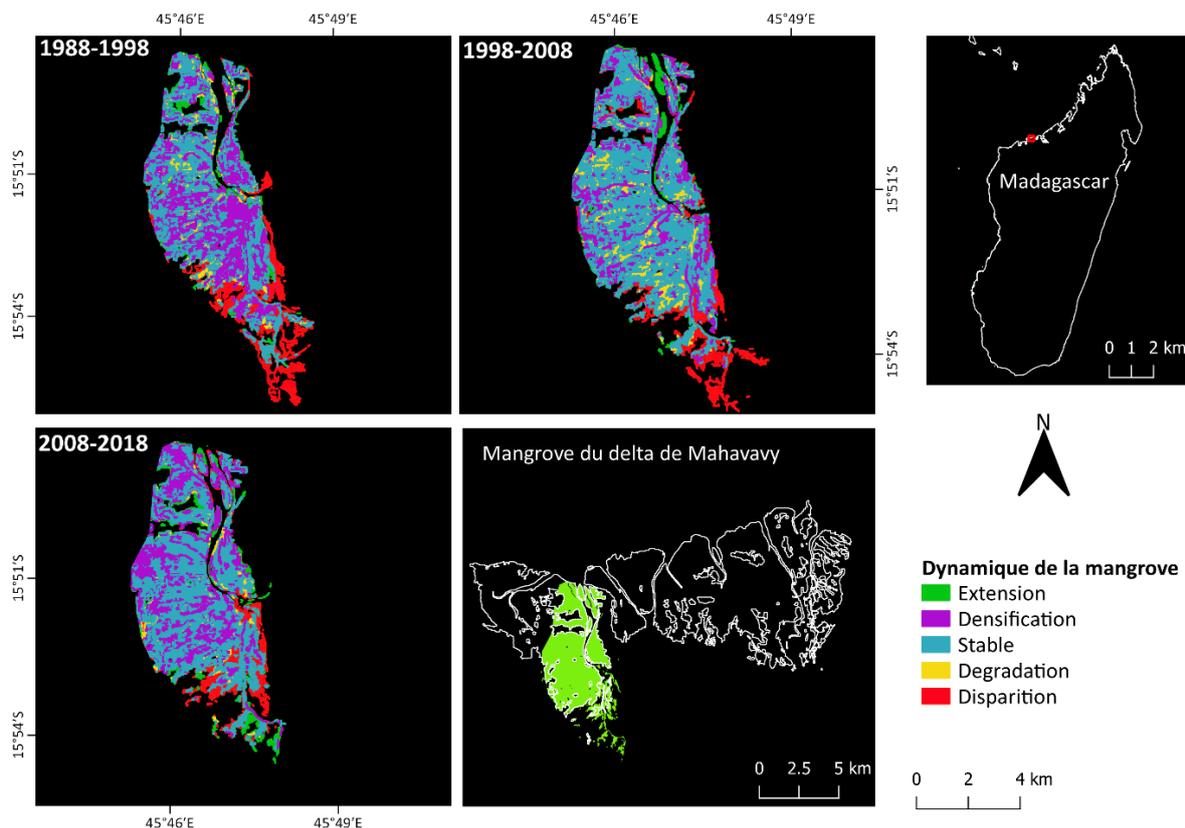


Figure 117: Carte de la dynamique de la mangrove de l'entité 3 (E3) du delta de Mahavavy entre 1988 et 2018

➤ **Mangrove en progression :**

Sur le site du delta de Mahavavy, seule l'entité 4 affiche une dynamique positive durable de sa mangrove entre 1988 et 2018. Entre 1988 à 2018, la mangrove affiche une augmentation de sa superficie de 4% soit +75 ha, passant de 2 041 ha à 2 116 ha.

Entre 1988 et 1998, on observe une progression de la mangrove de 1% soit +12 ha, passant de 2 041 ha à 2 053 ha. En termes de dynamique du couvert, 980 ha de mangrove sont restés stables, avec 907 ha de surface en densification contre seulement 39 ha en dégradation. Cette importante densification de la mangrove se localise dans la zone interne. Quelques zones se

dégradent en contexte de berges des chenaux (**Figure 118**). La superficie de la mangrove en extension est de 127 ha, supérieure à celle qui a disparue (115 ha). La perte se localise surtout à l'arrière mangrove au sud-ouest et nord-ouest de cette entité. Quelques zones de perte en mangrove sont observées sur les berges au niveau des chenaux et les tannes au nord. Les extensions se localisent vers l'arrière mangrove au nord, sur les tannes au sud et sud-est. La majeure partie de cette extension se localise au niveau des chenaux par colonisant des bancs de vase pérennes. Au nord-est, il y a une extension de la mangrove sur la zone frontale à l'ouverture du chenal (**Figure 118**).

Entre 1998 et 2008, la superficie de la mangrove augmente de 1% soit +19 ha, passant de 2 053 ha à 2 072 ha. En termes de dynamique du couvert, 1 325 ha de mangrove sont restés stables, avec 468 ha de mangrove en densification contre 191 ha en dégradation. Cette densification se localise dans les zones internes de la mangrove. À l'ouest, la mangrove de cette entité affiche quelques zones internes en dégradation. La superficie de la mangrove en extension est de 88 ha contre 69 ha de mangrove en disparition. Cette perte de mangrove se localise à l'arrière mangrove au sud et sud-ouest. Les zones gagnées au niveau des chenaux en 1998 se sont stabilisées en 2008 et on constate une extension de la mangrove au niveau de ces zones. Toujours dans ce sens, la mangrove affiche une progression non négligeable vers la mer sur la partie nord-est à l'ouverture du chenal (**Figure 118**).

Entre 2008 et 2018, cette entité affiche +2 % de superficie de mangrove soit une progression de 44 ha, passant de 2 072 ha à 2 116 ha. En termes de dynamique du couvert, 1 143 ha de mangrove sont restés stables alors que 858 ha se sont densifiés contre 38 ha ont montré une dégradation. La majeure partie des zones internes de la mangrove se sont densifiées. On constate toujours ce phénomène de densification en rideau de la mangrove qui succède à celle en extension (**Figure 118**). La superficie de la mangrove en extension est de 77 ha contre 33 ha de mangrove perdue. Cette perte tend à ralentir avec le temps mais on en observe quand même à l'arrière mangrove au nord, nord-ouest ainsi que des zones de tanne au nord-est et au niveau des berges dans les chenaux. À l'ouverture du chenal, la mangrove progresse en colonisant les bancs de vase au niveau du chenal. Une régénération de la mangrove est localisée au nord-est à l'arrière mangrove et au sud.

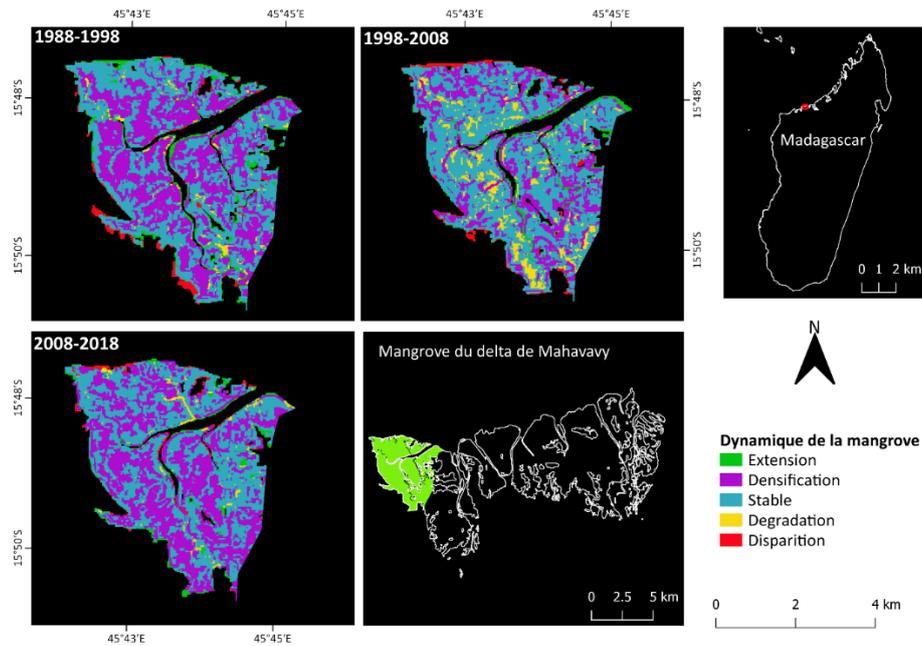


Figure 118: Carte de la dynamique de la mangrove de l'entité 4 (E4) du delta de Mahavavy entre 1988 et 2018

5.4.2.2. Dynamique de sédimentation, extension des slikkes

A l'échelle **du delta de Mahavavy** l'analyse entre 1988 à 2018 des bancs de vase sur le site du delta de Mahavavy affiche une progradation des slikkes se traduisant par 29% de superficie soit +1 041 ha, passant de 3 617 ha à 4 658 ha (**Tableau 32**).

Tableau 32: Surface totale des bancs de vase (en ha) du delta de Mahavavy en 1988, 1998, 2008 et 2018

Année	1988	1998	2008	2018
Surface (ha)	3617	3332	3695	4658

En termes de dynamique on note 2 458 ha de bancs de vase stables, 2 198 ha de nouvelles vasières contre 1 157 ha de perte. Sur cette période, 612 ha de vasières sont colonisés par la mangrove sur le delta de Mahavavy.

Entre 1998 et 2008 les bancs de vase sur ce site affichent +11% de superficie, 2 635 ha de bancs de vase stables, 1 061 ha de nouvelles surfaces contre 532 ha de perte. 167 ha de bancs de vase supplémentaires ont été colonisés par la mangrove.

A l'échelle **des entités**, l'analyse sur **l'entité 1** entre 1988 et 2018 (30 ans) affiche une progradation de sa slikke avec une augmentation de 160% de sa superficie soit +311 ha,

passant de 1 954 ha à 2 265 ha. En termes de dynamique, on note 1 492 ha de bancs de vase stables, 772 ha de nouvelles vasières et une perte de 462 ha. Les zones de gains traduisent l'extension vers la mer et de colmatage des anciens chenaux. Ici, la perte se localise sur les berges sous forme d'érosion des chenaux à l'embouchure du fleuve en contact direct avec la mer. 169 ha de bancs de vase sont nouvellement colonisés par la mangrove sur cette période. On constate une extension plus accentuée de la mangrove vers le sud-ouest, le long du front de mer en colonisant les slikkes. Entre 1998 et 2008, les slikkes affichent +2% de superficie soit une progression de 41 ha. En termes de dynamique, 1 360 ha de vasières sont stables et 363 ha ont été gagnés. On constate une stabilisation des zones de gain en 1998 se localisant vers le front de mer et dans le chenal au sud-ouest. 28 ha de bancs de vase sont nouvellement colonisés par la mangrove et 293 ha ont disparu. La perte en surface se localise surtout au niveau des chenaux (**Figure 119**).

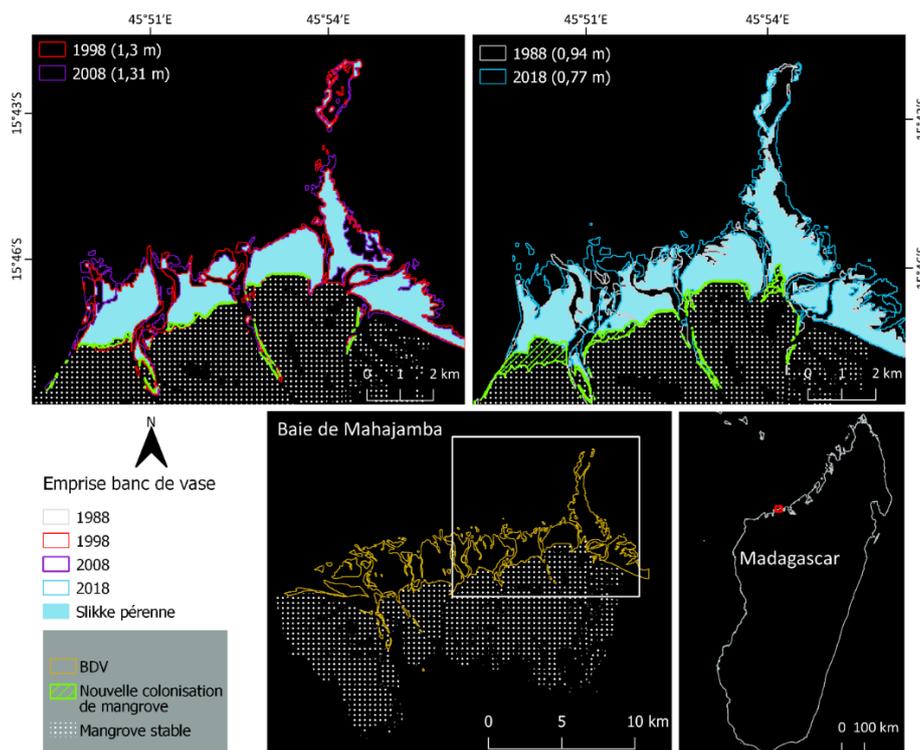


Figure 119: Carte de la dynamique des bancs de vase de l'entité 1 (E1) du delta de Mahavavy entre 1988 et 2018

Sur l'entité 2, entre 1988 et 2018 (30 ans) la slikke affiche une importante progradation augmentant ainsi sa superficie de 47% soit +741 ha, passant de 1 568 ha à 2 309 ha. En termes de dynamique, 960 ha de bancs de vase sont restés stables avec un gain de l'ordre de 1 347

ha contre une perte de 607 ha. Cette stabilisation des bancs de vases concerne surtout les slikkes succédées par la mangrove. La zone de perte se localise au niveau de l'embouchure du chenal au nord-ouest et les zones de font de mer. Les zones de gains sont en majeure partie sur le front de mer et à l'embouchure d'un chenal, protégée sur son flanc nord-ouest par la présence d'un îlot de bancs de vase. 347 ha de bancs de vase sont colonisés par la mangrove. Cette colonisation par la mangrove concerne surtout les slikkes stabilisées, favorisant l'extension de la mangrove vers la mer. Cette colonisation est plus importante sur l'îlot à mangrove se localisant sur la partie centrale de l'entité.

Entre 1998 et 2008, on constate une augmentation de la superficie de bancs de 24% par progradation soit +366 ha. En termes de dynamique, 1 236 ha sont restés stables et 670 ha sont en extension. On constate une stabilisation des bancs de vases gagnées en 1998 et il y a plus de gain de bancs de vase vers la partie distale (**Figure 120**). 92 ha de bancs de vase sont nouvellement colonisés par la mangrove et 213 ha ont disparu. Les pertes concernent surtout les zones se localisant à l'embouchure des fleuves et chenaux, formant un nouveau chenal. La colonisation des bancs de vase par la mangrove se localise sur les berges des chenaux mais elle est plus importante sur la zone frontale de la mangrove sur l'îlot à mangrove au centre (**Figure 120**).

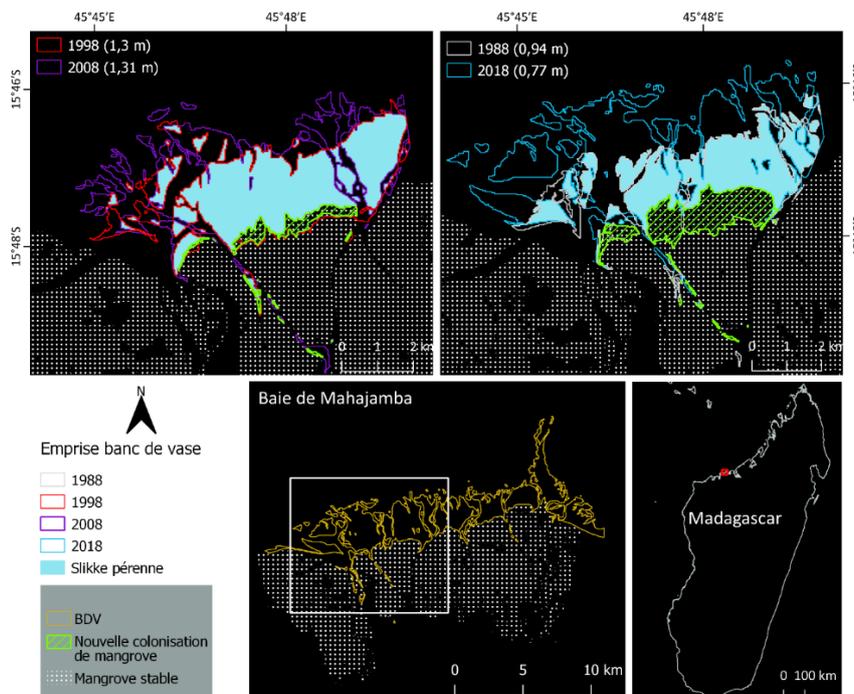


Figure 120: Carte de la dynamique des bancs de vase de l'entité 2 (E2) du delta de Mahavavy entre 1988 et 2018

De 1988 à 2018, **l'entité 3** affiche -56% de superficie de vasières nues soit une régression de 45 ha, passant de 81 ha à 36 ha. En termes de cinématique, la superficie des bancs de vases stables est de l'ordre de 7 ha avec un gain de 29 ha et une perte de 74 ha. La zone de stabilité des bancs de vase se localise en amont et en aval des îlots à mangrove ainsi que celles sur le front de mangrove. Les gains en bancs de vase s'observent vers l'aval entre des bancs de vase stabilisés des îlots à mangrove, favorisant ainsi leurs compactations⁴¹. Les sédiments s'accumulent au niveau du chenal sur la rive droite et vers l'arrière du grand îlot à mangrove. Ici, la perte est constatée comme un façonnement de nouveau chenal permettant l'évacuation de l'eau du fleuve de Mahavavy vers la mer (**Figure 121**). Elle se manifeste comme une érosion des berges surtout sur l'îlot à mangrove se trouvant en amont. 82 ha de bancs de vase sont nouvellement colonisés par la mangrove. Vers le nord, les slikkes sont colonisées par la mangrove ainsi que les bancs de vase qui s'accumulent sur la berge des îlots à mangrove. Vers l'amont, les bancs de vases accumulés à l'arrière des îlots de mangrove sont colonisés par la mangrove. Cette colonisation par la mangrove continue vers la mer et l'îlot à mangrove se localisant à droite grandit. L'îlot à mangrove se localisant à l'exutoire continue son extension vers la mer et en direction à l'est, rétrécissant ainsi le chenal. Au nord-ouest de cette entité, la mangrove colonise les slikkes. Sur l'îlot à mangrove en amont, on constate aussi la colonisation des bancs de vase par la mangrove vers l'amont (contrairement à ceux qui évoluent vers la mer) (**Figure 121**).

Entre 1998 et 2008, les bancs de vase affichent -43% de superficie soit une perte de 45 ha. En termes de dynamique de la surface, 35 ha de bancs de vase sont restés stables et 25 ha ont été gagnés. On constate que la zone de bancs de vase stable se localise dans les mêmes zones (à l'abri entre les îlots à mangrove). Les bancs de vases accumulés en 1998 se sont stabilisés, favorisant l'agrégation des bancs avec les îlots à mangrove (**Figure 121**). 44 ha sont nouvellement colonisés par la mangrove et 26 ha ont disparus. La perte de vasière nue crée des nouveaux chenaux après la stabilisation et la compaction de bancs de vase sur les anciens chenaux. Le gain en bancs de vase se manifeste sous forme d'accumulation au niveau des chenaux et à l'arrière des îlots à mangrove. On constate une importante colonisation des slikkes par la mangrove au niveau de l'îlot se trouvant à gauche. Vers l'amont, on constate

⁴¹ En sédimentologie, le compactage est le processus par lequel un sédiment perd progressivement sa porosité en raison des effets de la pression du chargement.

aussi une importante colonisation des bancs de vase entourant l'îlot à mangrove et la fermeture du chenal par extension de la mangrove (**Figure 121**).

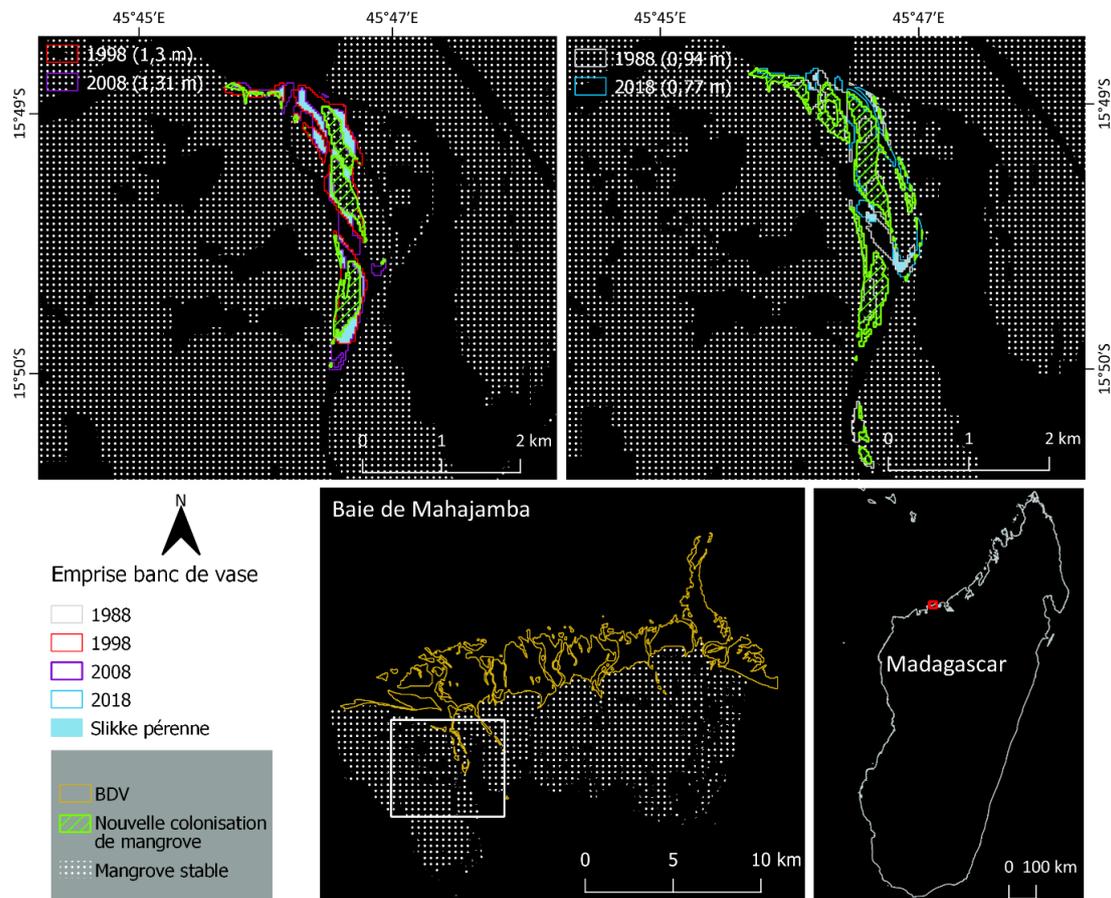


Figure 121: Carte de la dynamique des bancs de vase de l'entité 3 (E3) du delta de Mahavavy entre 1988 et 2018

Sur l'entité 4, entre 1988 et 2018 les vasières nues affichent une augmentation très importante de leurs superficies de 243% soit +34 ha, passant de 14 ha à 48 ha. En termes de cinématique, elle affiche 48 ha de nouvelles surfaces contre une perte de 14 ha. La perte se localise sur la berge des chenaux. 13 ha de bancs de vase sont nouvellement colonisés par la mangrove sur cette période. Cette colonisation par la mangrove concerne les bancs de vases sur la berge des chenaux.

Entre 1998 et 2008, les bancs de vase affichent une augmentation de 17% de surface soit +1 ha de superficie. En termes de cinématique, 4 ha de bancs de vase sont restés stables et 3 ha ont été gagnés. 2 ha de bancs de vase sont nouvellement recouverts par la mangrove (**Figure 122**).

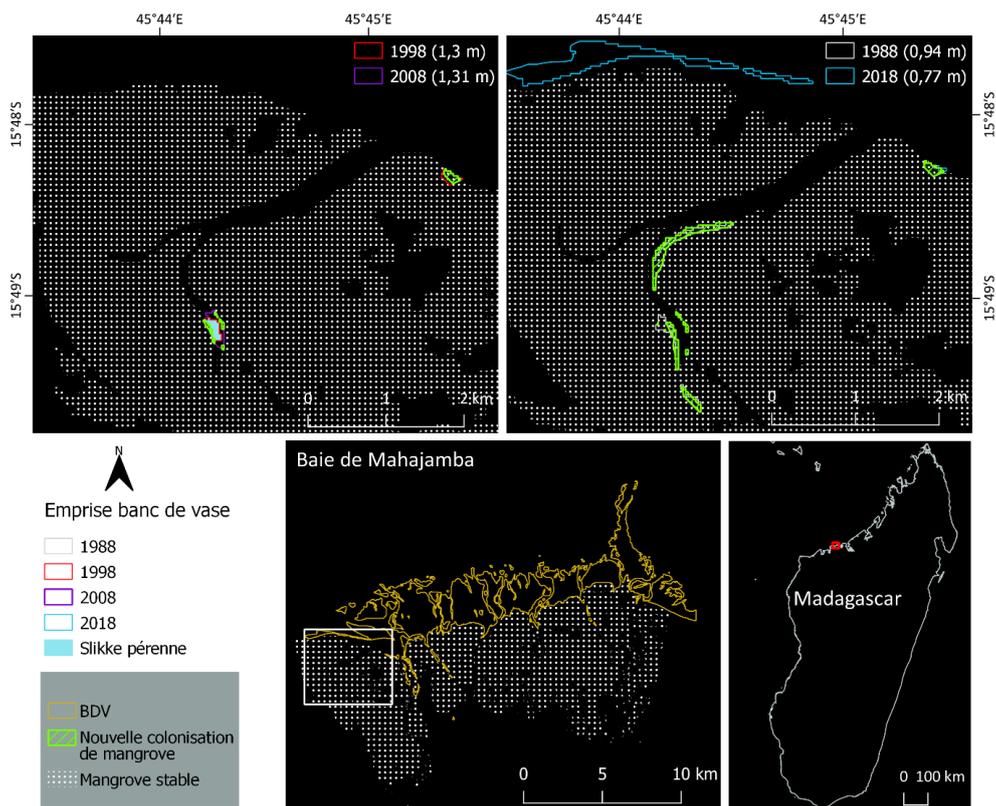


Figure 122: Carte de la dynamique des bancs de vase de l'entité 4 (E4) du delta de Mahavavy entre 1988 et 2018

5.4.3. Site de la Baie de Tsingilofilo

5.4.3.1. Dynamique de la mangrove

Sur la période d'étude entre 1989 et 2018 (29 ans), la mangrove de la Baie de Tsingilofilo affiche +6% de superficie soit une progression de 85 ha, passant de 1 535 ha à 1 620 ha (**Tableau 33**). Cette dynamique de la mangrove n'est pas constante sur toute la période : période de régression et de progression se succèdent.

Tableau 33: Récapitulatif de la dynamique de l'évolution de la mangrove de la baie de Tsingilofilo entre 1989-2018

Année	Disparition	Maintien			Extension	Surface totale (en ha)	Tendance globale
		Recouvrement stable	Avec densification	Avec dégradation			
1989						1 535	
1989-1999	50	1 213	98	174	98	1 583	↗
1999-2011	156	1 104	250	73	34	1 461	↘
2011-2018	31	1 079	76	275	190	1 620	↗

Entre 1989 et 1999, la mangrove de cette baie affiche +3% de superficie soit une progression de 48 ha, passant de 1 535 ha à 1 583 ha. En termes de dynamique du couvert, 1 213 ha de mangrove sont restés stables, avec une superficie en densification de 98 ha contre une superficie en dégradation de 174 ha. Ces zones en densification se localisent dans la partie interne au sud succédant aux zones de nouvelle colonisation de mangrove sur le front (**Figure 123**). Quelques zones en dégradation sont visibles dans la partie interne de la mangrove. Durant cette période, la superficie de la mangrove en extension est de 98 ha, contre 50 ha mangrove perdue. La perte en mangrove se localise surtout à l'arrière mangrove à proximité des tannes au sud, sur le front de mer et sur le bord de chenal. Par contre, on constate que l'extension de la mangrove se localise sur la partie distale, du nord vers le sud mais celle du sud est plus importante. Quelques zones d'extension non négligeables peuvent être observées à l'arrière mangrove vers les tannes (**Figure 123**).

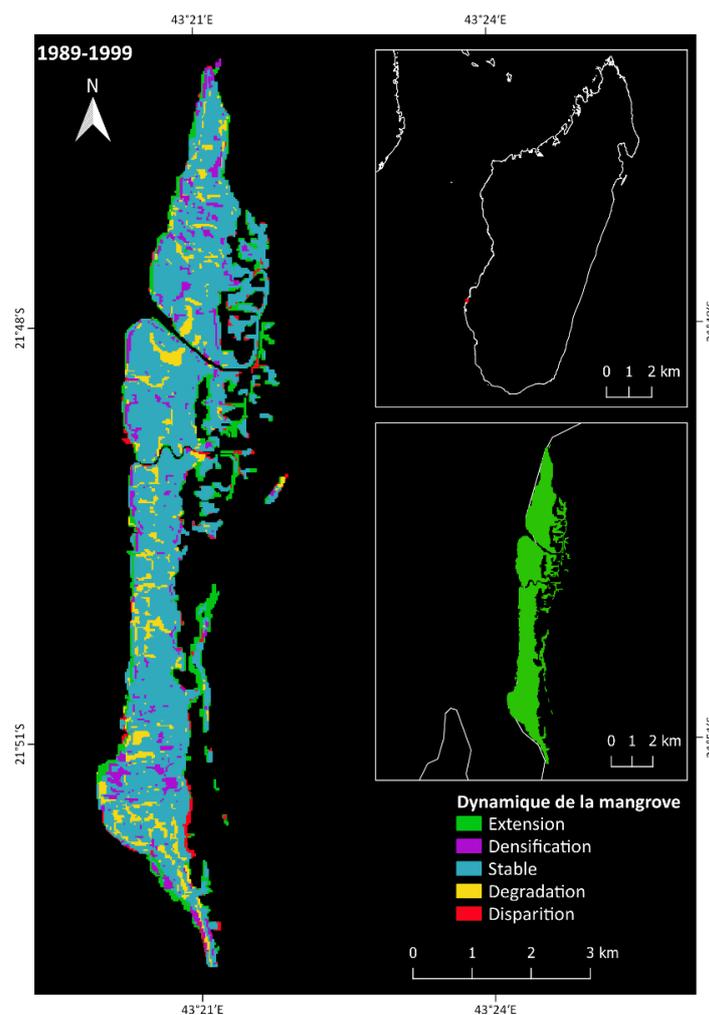


Figure 123: Carte de la dynamique de la mangrove de la Baie de Tsingilofilo entre 1989 et 1999

Entre 1999 et 2011, la mangrove de ce site a subi une régression de 8% de sa superficie soit - 122 ha, passant de 1 583 ha à 1 461 ha. En termes de dynamique du couvert forestier on note : 1 104 ha de mangrove stables, 250 ha en densification et 73 ha présentant une altération de leur couvert. La zone de mangrove en densification se localise surtout sur la partie interne de la mangrove allant du sud vers le nord et quelques mangroves de front de mer au nord (**Figure 124**). La zone de mangrove en dégradation se localise sur le front de mer au sud, quelques zones internes et celles à proximité des chenaux. La superficie de mangrove qui a disparu est de 156 ha, quatre fois plus importante que celle en extension (+34 ha). Quelques zones de mangrove en extension ont été observées sur les fronts de mer surtout vers le sud. Par contre, les pertes se localisent en arrière mangrove à proximité des tannes et les bordures des chenaux (**Figure 124**) attestant de la migration encore effective des chenaux et de l'exondation continue des zones de tannes liées à la sédimentation.

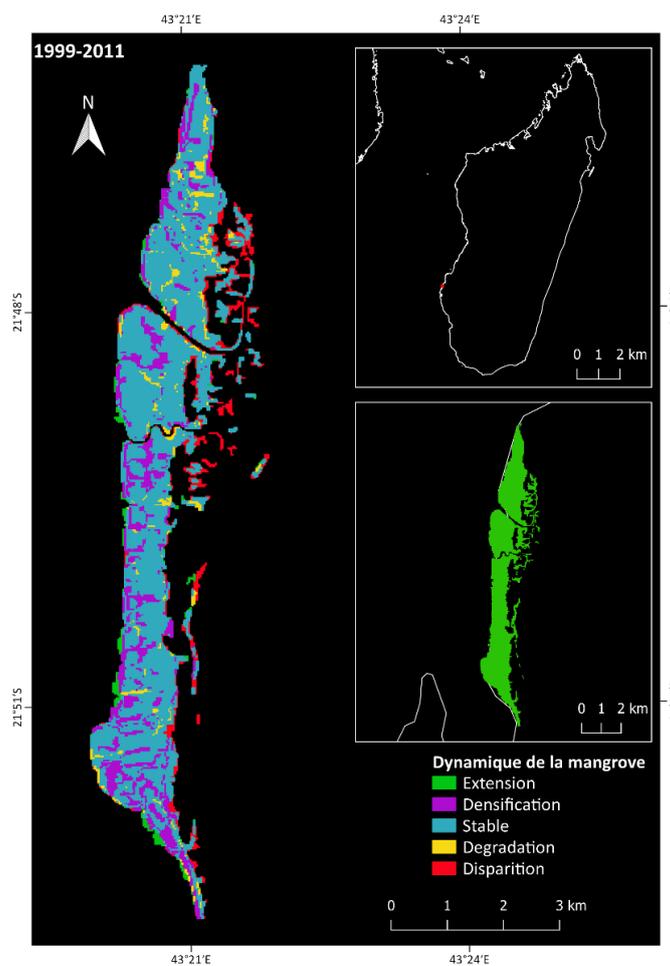


Figure 124: Carte de la dynamique de la mangrove de la Baie de Tsingilofilo entre 1999 et 2011

Entre 2011 et 2018, la mangrove de cette Baie affiche +11% de superficie soit un gain de 159 ha, passant de 1 461 ha à 1 620 ha. En termes de dynamique du couvert, 1 079 ha sont restés stables, contre la superficie de la mangrove en dégradation qui est de 275 ha et une densification de 76 ha. Les zones de mangrove en dégradation se localisent surtout dans la partie interne au sud et sur le front de mer. Cette période affiche la plus grande extension de la mangrove en termes de superficie de l'ordre de 190 ha, avec seulement 31 ha de mangrove perdue. Les zones perdues se localisent sur le front de mer et le bord des chenaux (**Figure 125**). Par contre l'extension concerne en majeure partie l'arrière mangrove, sur la tanne, sous forme de recolonisation des zones de mangrove perdues en 2011. On constate aussi une extension de la mangrove sur quelques bords de chenal et de front de mer sur la partie sud.

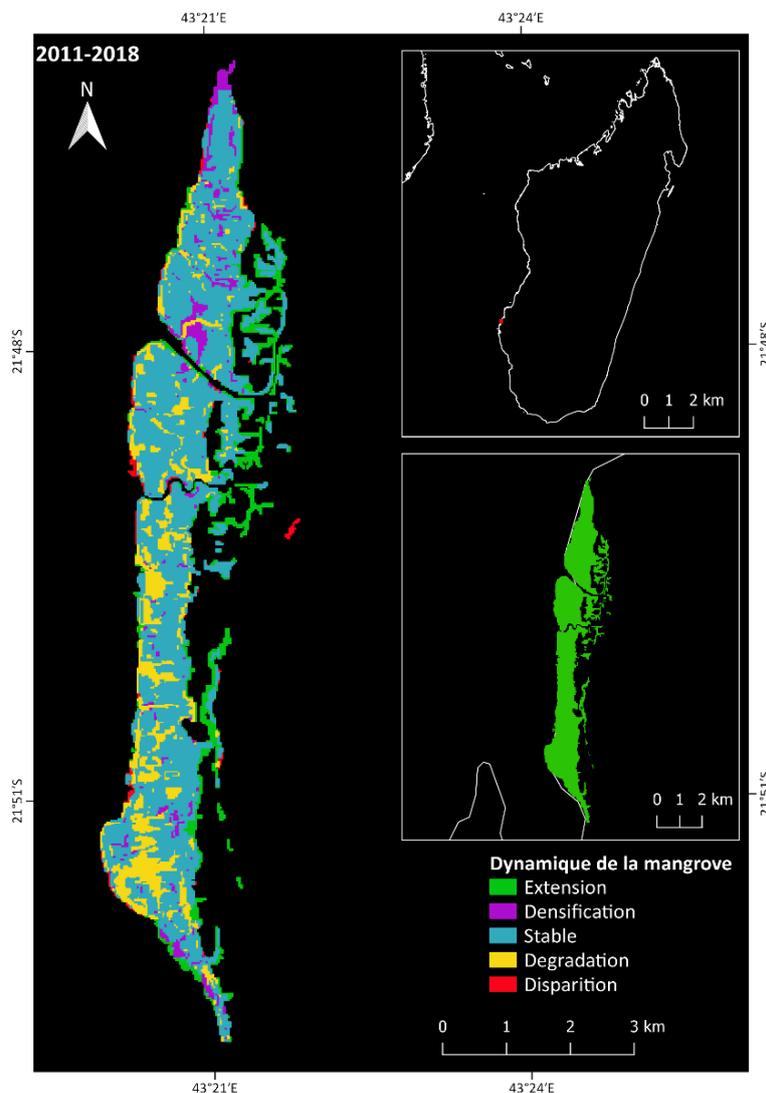


Figure 125: Carte de la dynamique de la mangrove de la Baie de Tsingilo entre 2011 et 2018

5.4.3.2. Dynamique de sédimentation, extension des slikkes

De 1989 à 2018, les bancs de vase sur la Baie de Tsingilofilo affichent une augmentation de superficie de 12% soit +166 ha, passant de 1 408 ha à 1 574 ha (**Tableau 34**).

Tableau 34: Surface totale des bancs de vase (en ha) de la Baie de Tsingilofilo en 1989, 1999, 2011 et 2018

Année	1989	1999	2011	2018
Surface (ha)	1408	1541	1588	1574

Entre 1989 et 1999, cette baie affiche 1 458 ha de bancs de vase qui sont restés stables et 83 ha de gain de superficie. Dans cette baie, les slikkes sont généralement stables et le gain s'affiche comme une accumulation des bancs de vase entre la slikke et le petit îlot de bancs de vase se trouvant au sud (**Figure 126**). Par contre, 20 ha de bancs de vases sont colonisés par la mangrove et 107 ha ont disparus.

Entre 1999 et 2011, 1 461 ha de bancs de vase sont restés stables et ils affichent un gain de 127 ha. Sur cette période, les bancs de vase qui se sont accumulés entre la slikke et le petit îlot au sud se sont stabilisés. On constate une accumulation de bancs de vase le long du front de mer et dans le creux entre la slikke et l'ancien îlot au sud. 7 ha de bancs de vase sont colonisés par la mangrove et 72 ha ont disparus. Cette perte se localise surtout au sud (**Figure 126**).

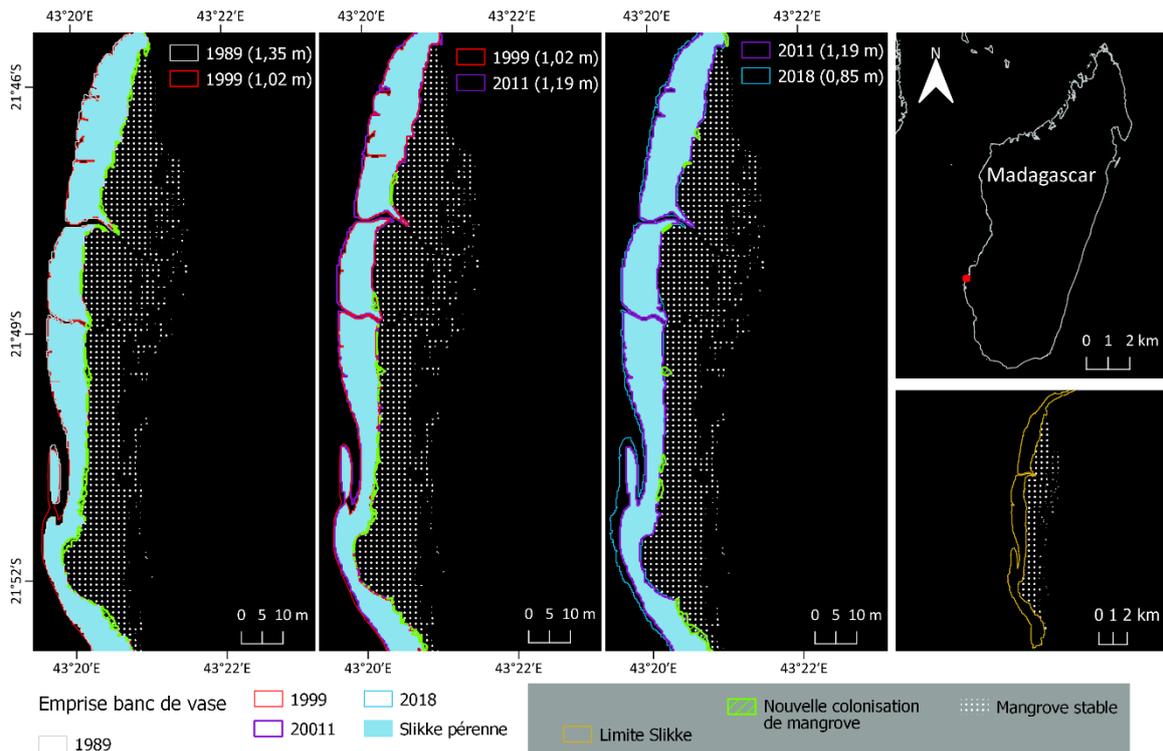


Figure 126: Carte de la dynamique des bancs de vase de la Baie de Tsingilofilo entre 1989 et 2018

5.4.4. Eléments de discussion

Sur les 3 sites productifs un seul, Tsingilofilo, voit sa superficie augmenter en 30 ans de +6% soit une progression de 85 ha soit 2,93 ha/an. Les deux autres sites Mahajamba et Mahavavy perdent respectivement en 30 ans 8 % et 14 % de leur surface soit respectivement 3 013 ha et 1 521 ha soit -100,43 ha/an et -50 ,7 ha/an. Si Feller en 2010 estimait la perte probable à l'échelle mondiale de 1,5 % par an (3 % tous les 2 ans), ici à l'échelle des 3 sites productifs la perte est de 0,27%/an. Avec une profondeur de 30 ans sur les données Landsat, les dynamiques sont moins importantes que la cinématique mesurée à l'échelle de 2 ans sur les images Sentinel-2 (respectivement -2,5% /an pour Mahajamba et -5 % /an pour Mahavavy) de même pour le site de Tsingilofilo la tendance positive est plus importante avec Sentinel-2 + 172 ha soit une progression de 5,91% /an. Ces résultats interrogent sur la spécificité de la période 2016-2018 mais aussi sur les surfaces prises en compte dans les deux approches. La simple superposition des superficies Landsat et Sentinel-2 2018 atteste de différences de classification surtout en arrière mangrove dans les zones de faible recouvrement. Même évalué par de bon Kappa, l'ajustement d'un seuil ne devrait pas être interprété en termes de dynamique. Cependant la différence de résolution spatiale des deux capteurs (30 m et 10 m)

peut expliquer le non détection des zones à faible recouvrement à des résolutions plus faibles (**Figure 127**). Ceci atteste de la pertinence de rechercher pour la cartographie des mangroves des résolutions optimales.

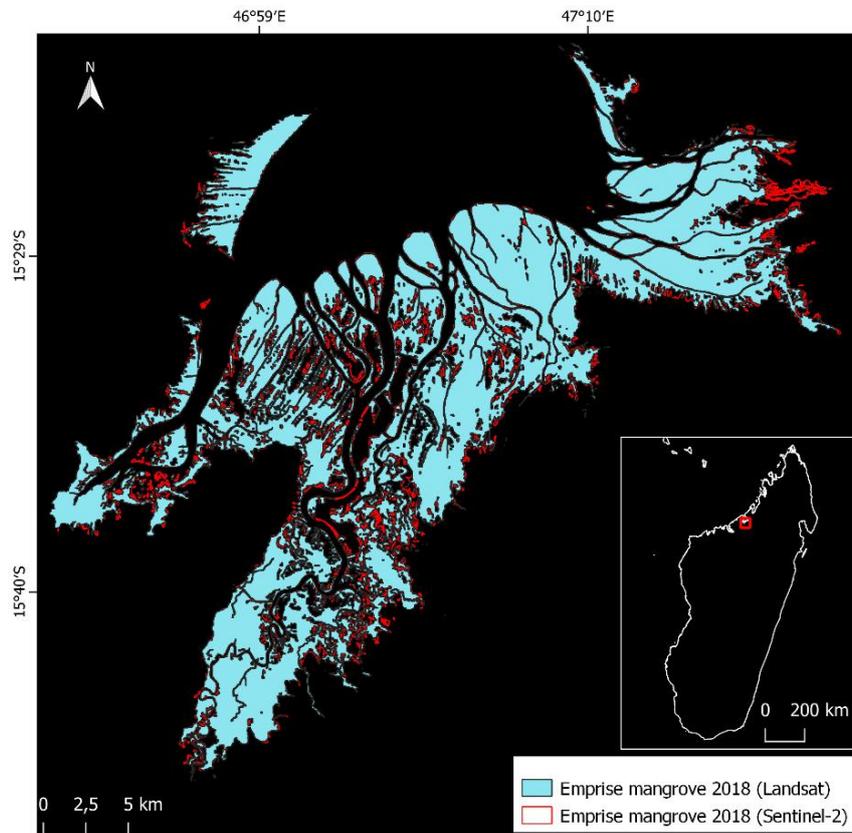


Figure 127: Emprise de la mangrove à partir des données Landsat et Sentinel-2 en 2018

Si la résolution spatiale détermine le plus petit objet détecté, elle détermine aussi les taux de recouvrement caractérisés. Sur les zones de transition à faible taux de recouvrement comme les arrières mangroves tendant vers des formations de tannes, le poids de la résolution spatiale dans la détection ou non détection est donc non négligeable. Le théorème de Nyquist-Shannon fixe que « le pas minimal utilisable doit être inférieur ou égal à la demi-longueur du plus petit tronçon qui participe à la formation du contour du polygone » (Bel Hadj Ali, 2001). Ce qui signifie que pour être détectable un objet doit faire au minimum deux fois la taille du pixel, soit 60 m pour Landsat et 20 pour Sentinel-2. Dans les zones littorales à mangrove mesotidale en contexte de forte sédimentation comme la côte ouest malgache, les dynamiques se traduisent lorsqu'elles sont naturelles par des diminutions progressives des taux de recouvrement, la détection des faibles recouvrements dans les zones dégradées est donc contrainte par la résolution des images. Les tendances mesurées par Sentinel-2 seraient

donc plus significatives (**Figure 128**). Les dynamiques de site de Mahajamba attestent d'une dégradation rapide du site et encore plus pour Mahavavy dont la vitesse de dégradation est de 3 fois celle prévue par la littérature. La relative bonne progression de la mangrove de Tsingilofilo est analysée au regard de la dynamique des mangroves dites côtières qui pendant longtemps ont été par leur isolement moins affectées par l'anthropisation tout en bénéficiant d'apports sédimentaires en contexte d'hypersédimentation littorale (Salomon, 2009a) que confirme l'accrétion continue des flèches sableuses et la turbidité des eaux fluviales et littorales.

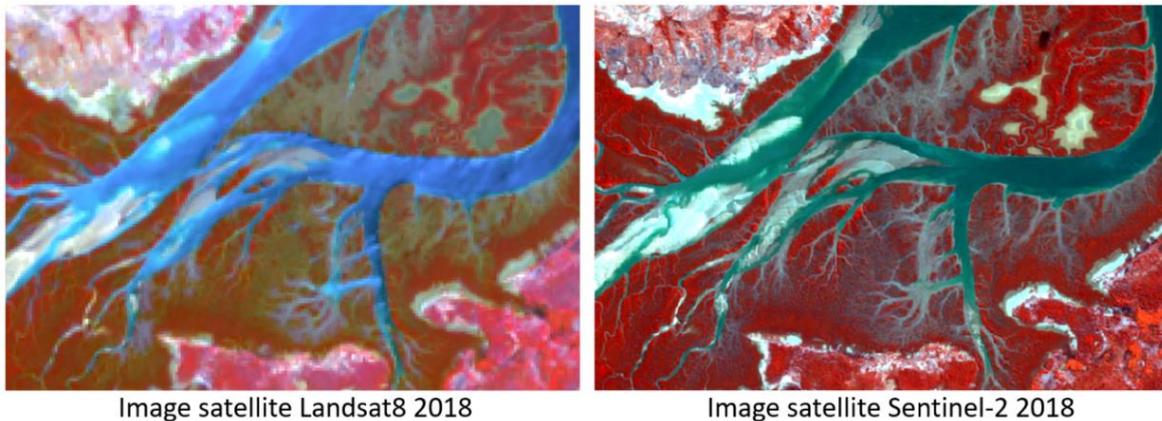


Figure 128: A gauche : Image satellite Landsat (30 m de résolution spatiale) et A droite : Image satellite Sentinel-2 (10 m de résolution spatiale). (Source : Image Landsat 8 et Sentinel-2 de 2018)

5.4.4.1. Site de la Baie de Mahajamba

Dans la Baie de Mahajamba, les différents sites de mangrove affichent tous une perte de superficie sur les 30 ans.

Au niveau de la **mangrove estuarienne** de Sofia, la perte est de 15% (- 1 381 ha). Mais elle diminue progressivement de 1988 à 2018, allant de 8% entre 1988-1998, 6% entre 1998-2008 et 2% entre 2008-2018. De 1988 à 1998 beaucoup de zones d'arrière mangrove perdent leur statut de mangrove à l'est et au sud, cette tendance continue sur la période 1998-2008 avec des pertes de densités importantes. On remarquera que cette tendance n'aurait pas pu être mise en évidence par la série Sentinel-2 qui débute en 2015. A l'est, cette dynamique serait sans lien avec une anthropisation des lieux du moins encore visible aujourd'hui sur les données THRS rendues accessibles par Google earth. Au sud, l'implantation d'un camp de pêcheur malgache en lien avec des opérateurs chinois comme nous avons pu le voir sur le

terrain est à mettre en relation avec ce processus. Ce village de 43 bâtiments en 2022 avec plusieurs bassins (6 zones de défrichement) alors qu'en 2010 le nombre de bâtiments n'était que de 12 et avec aucun bassin. La dernière période montre une stabilisation du processus avec une dominance du processus de densification. L'hypersédimentation de la zone peut expliquer une grande part des modifications et fermetures des zones d'arrière mangroves aux intrusions saline, perte des conditions édaphiques pour les mangroves (disparition, perte de densité) et accrétion sur la partie distale et sur les chenaux qui tendent à se rétrécir, à se colmater latéralement.

Sur la **mangrove deltaïque** de Mahajamba au centre, la perte est de l'ordre de 6,68% (-1 726 ha) sur les 30 ans mais elle est plus importante entre 2008 et 2018 avec 5,42 % (-1 382 ha). Entre 1988 et 1998, la mangrove présente des processus de densification assez importante de son couvert forestier ainsi que l'extension de la mangrove au niveau des tannes et des slikkes, ce qui tend à démontrer son bon état écologique. Sur la partie sud-est, la mangrove disparaît laissant place à une surface nue de type tanne mais aucune trace d'anthropisation liée à une coupe rase n'est visible sur cette zone. Cette perte est due à une dégradation progressive des conditions hydromorphiques tidale des mangroves due à une sédimentation importante des chenaux comme expliqué ci-dessus au niveau de la mangrove de fond de baie. Par contre, la perte sur la partie centrale de ce delta est visiblement due au défrichement de la mangrove pour l'installation des infrastructures aquacoles (AQUALMA). Sur les deux dernières périodes, la dégradation de la mangrove s'est accentuée sur la partie nord de ce delta où une quinzaine de campements/villages de pêcheurs sont présents avec au minimum 2 bâtiments par campement. La zone de perte sur partie sud-est entre 1988-1998 affiche une importante dégradation de son couvert forestier entre 2008 et 2018. Toujours sans aucune trace d'anthropisation, la dynamique au niveau de cette zone est due alors à des paramètres environnementaux non favorables au développement de la mangrove comme une augmentation de la salinité du sol. En parallèle, la mangrove continue son extension sur la partie distale de ce delta attestant des dynamiques morphologiques liées à la sédimentation. La **mangrove de fond de baie** au sud-ouest du site affiche une augmentation dans le temps de la dégradation du couvert forestier de la mangrove sur les 30 ans, allant de -5% (1988-1998), -9% (1998-2008) et elle est plus importante entre 2008 et 2018 avec -15% (- 363 ha). Même si cette mangrove est en situation d'abri côtier par rapport aux houles, elle affiche, en 30 ans, une perte importante sur les zones d'arrière mangrove de l'îlot centrale et la partie

sud. Cette perte peut s'expliquer par une dégradation progressive des conditions hydromorphiques tidale des mangroves due à une sédimentation importante des chenaux. En effet, ce processus est favorisé par les champs cultivés irrigués présentent en amont diminuant l'effet de chasse des sédiments (**Figure 129**). L'action anthropique directe par exploitation de la forêt est un fait que l'on ne peut écarter car la zone fortement dégradée se trouve à proximité des villages qui ne cessent de s'agrandir de 1988 à 2018.



Figure 129: Champs cultivés bordant les cours d'eau qui alimente la mangrove de fond de baie de Mahajamba (Source : Image du globe virtuel Google earth)

La **mangrove côtière (littorale)**, au nord-ouest du site, affiche une perte de 3% (-55 ha) sur 30 ans même si la période entre 2008 et 2018 montre un gain de superficie de 1% (+8 ha). Entre 1988 et 1998, la mangrove montre un bon état écologique avec une importante densification de son couvert forestier et une extension de ce dernier vers l'arrière mangrove. Les écosystèmes d'arrière-mangrove, tels que les tannes, sont totalement dépendants des conditions d'hydromorphie tidale et d'alimentation parallèle en eau douce (Boullet, 2008). Ainsi, Les différents habitats naturels qui les composent sont vulnérables à toute modification de ces paramètres. La végétalisation de ses zones nues atteste donc de modifications environnementales. Par contre, les deux dernières périodes montrent une dégradation assez importante, marquée par une diminution du couvert végétal, des pertes de mangrove sur la partie distale et l'arrière mangrove. Les pertes en zone frontale montrent une nouvelle

exposition soit à l'énergie des houles soit un processus d'érosion des berges classique lié à la progression du delta au centre de la baie (rive convexe), déplaçant vers le nord-ouest les courants et érodant les berges latérales opposées (rive concave). La disparition de la mangrove à l'arrière mangrove pose une autre question en raison de la séparation franche entre zone arborée à mangrove et la surface nue de type tanne et enfin la localisation des zones de pertes en bordure de mangrove. En effet, le site est bordé par des villages parfois rizicoles et on note la présence de quelques campements de pêcheur dans la mangrove.

Les tannes sont importantes avant 1998, aussi la perte de mangrove en arrière mangrove peut être mise en relation avec des mouvements migratoires anciens, lointains, dont les motivations au départ sont principalement liées à la sécheresse chronique dans le sud du pays (Ranaivoson *et al.*, 2018). Les zones rizicoles de Boeny ont en effet été identifiées comme des zones de migration. Mais aussi en raison de migrations régionales comme le relate Renoux en 2011 en raison de la fermeture d'usines sucrières et de cimenteries entre 1996 et 2005 dans la région Boeny imposant une migration économique des populations vers la côte et une reconversion en pêcheur exploitant, pour les besoins de construction, de bois de chauffe et la cuisson la mangrove.

5.4.4.2. Site du delta de Mahavavy

Sur le delta de Mahavavy, la régression est généralisée à l'échelle du site, seule la mangrove de fond de baie affiche un gain de 4% (+ 76 ha) sur les 30 ans.

Au niveau de la **mangrove estuarienne** de Mahavavy, en effet, la perte est de 22,4% (-690 ha) entre 1988 à 2018 mais elle diminue au cours du temps, allant de -12% entre 1988-1998, - 7,8% entre 1998-2008 et -2,6% entre 2008-2018. Ces zones d'érosion de la couverture arborée sont localisées sur les mêmes zones d'arrière mangrove au sud durant les 30 ans. Cette zone est caractérisée par la présence des multiples champs cultivés (canne) à l'arrière mangrove. Ici, l'exploitation de la surface de mangrove est évidente mais la variation des conditions du milieu n'est pas à écarter car les ramifications du bras du fleuve de Mahavavy qui alimente cette partie de la mangrove sont bordées de vastes champs cultivés irrigués. La disparition de bras secondaires du fleuve entre les années 1980 et aujourd'hui attestent de ces prélèvements d'eau pour l'agriculture (**Figure 130**). Dans les embouchures des fleuves, le jusant est plus fort que le flot, car s'ajoute à la descente de la marée le débit du fleuve. Avec

une réduction du débit du fleuve, lié ici à la péjoration des pluies (Tolojanahary, 2016) et à l'irrigation des zones de conversion des mangroves (constatée sur le terrain) en champs cultivés irrigués, l'effet de chasse des sédiments est diminué. Il doit permettre une sédimentation plus importante dans les chenaux et contribuer à dégrader les conditions hydromorphiques tidales des mangroves. En parallèle, sur 30 ans, la mangrove ne cesse de progresser en colonisant les bancs de vase dans cet estuaire provoquant le rétrécissement du chenal et la colonisation des berges mais aussi modifiant d'hydromorphie tidale des zones d'arrière mangrove. Cela est due incontestablement à l'importante sédimentation en provenance du fleuve de Mahavavy (Guillet *et al.*, 2008).



Figure 130: Fermeture du bras secondaire du fleuve Mahavavy entre 1985 et 2022 (Source : Image du globe virtuel Google earth)

Sur la **mangrove deltaïque** du fleuve Mahavavy, on constate un recul de la mangrove sur les deux premières périodes de l'étude, -14% entre 1988-1998, -2% entre 1998-2008 tandis qu'entre 2008-2018 la mangrove affiche une progression de 4% (+ 393 ha). Ce delta est alimenté à l'ouest par le bras principal du fleuve Mahavavy et à l'est par quelques bras du fleuve de taille moins importante. Sur la période de 1988-1998 la mangrove disparaît sur la partie sud à l'arrière mangrove où on constate en premier lieu la conversion de la forêt en champs cultivés (principalement de la canne). En second lieu cette disparition peut être liée aussi à une modification des apports d'eau douce due à la fermeture du chenal qui approvisionne cette zone en eau douce. Dans le même schéma que la mangrove estuarienne à l'ouest, le bras du fleuve en amont est bordé de champs de canne. En parallèle sur ce delta, la mangrove progresse d'une façon remarquable sur 30 ans en s'étendant sur la partie distale

en colonisant les nouvelles slikkes stabilisées. Entre 2008 et 2018, cette extension de la mangrove est plus importante et est aussi associée à une recolonisation des espaces mis à nus en arrière mangrove par la création des bassins d'aquaculture et qui sont aujourd'hui abandonnés (**Figure 131**).

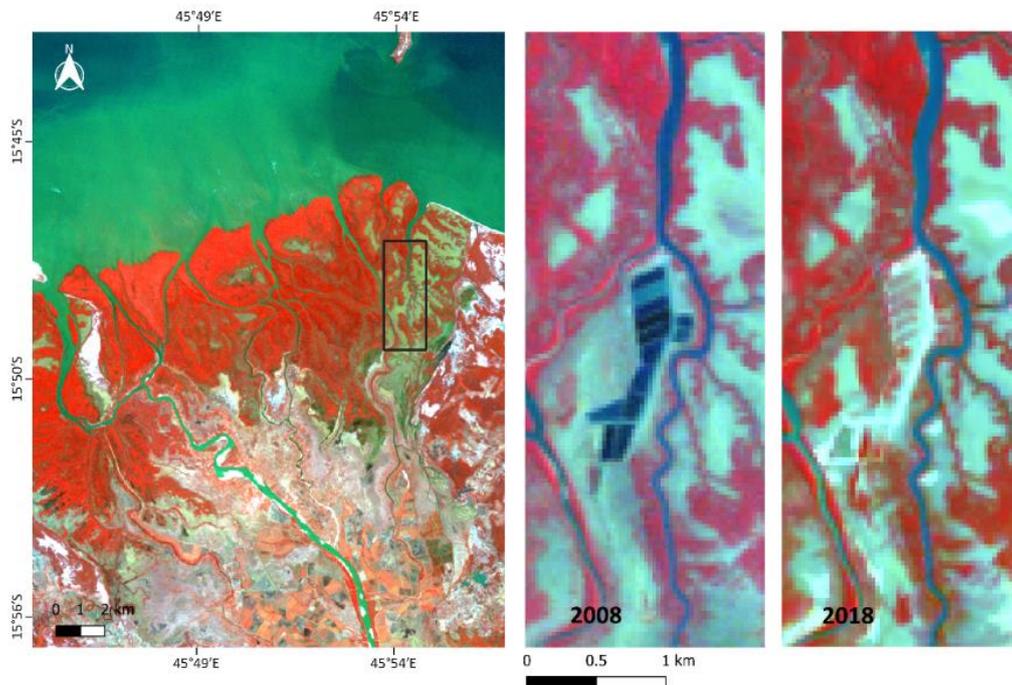


Figure 131: Recolonisation d'un bassin d'aquaculture par la mangrove après l'abandon de l'exploitation (Données : Images satellitaires Landsat 2008, 2018)

Sur la **mangrove de fond de baie** abrité en arrière d'une flèche sableuse, la mangrove affiche une progression de 4% (+ 76 ha) sur les 30 ans. La mangrove de cette zone est généralement en bon état écologique, marquée par une densification de son couvert forestier sur les différents périodes sauf entre 1998 et 2008. Sur la partie sud-ouest en arrière mangrove, des pertes sont constatées de 1988 à 2008. Durant la descente sur le terrain, on a constaté que cette zone d'arrière mangrove, peuplée de palétuviers juvéniles, sert de zone de pâturage pour les bovidés. La régénération naturelle de la mangrove est possiblement altérée par cet usage car ces animaux aiment brouter les jeunes pousses (Andriantsiaronandroy, 2018) (Figure 51). Sur cette baie, l'extension de la mangrove s'effectue par colonisation des bancs de vase qui s'accumule au niveau du chenal, rétrécissant ainsi ce dernier et modifiant ainsi l'hydromorphie des zones tidales.

5.4.4.3. Site de la baie de Tsingilofilo

Sur la Baie de Tsingilofilo, la **mangrove côtière d'arrière récif** affiche une progression de +6 % (+ 85 ha) sur 29 ans. Cependant la taille des surfaces de sols nus (slikkes, tannes et plages) en arrière mangrove attestent soit d'une exploitation ancienne soit de modifications anciennes de l'hydromorphie tidale liée à l'hypersédimentation tidale et de l'alimentation en eau douce souterraine. Le comblement du lagon est d'ailleurs signalé par Lebigre en 1997 en raison des apports sédimentaire des fleuves (Fiherena située à 100 km au sud) et à la dérive littorale qui porte au nord, le matériel récifal et les dépôts éoliens.

Par contre, entre 1999 et 2011 elle subit une perte de 8% (- 122 ha). De 1989 à 1999, la mangrove progresse en colonisant les slikkes et les tannes de l'arrière mangrove attestant de modification des conditions hydromorphiques ou de recolonisation de mangroves exploitées. La zone est fortement anthropisée mais la présence de forêt sèche en arrière peut expliquer outre la réglementation la faible prédation sur le bois de mangrove de nos jours. Entre 1999 et 2011, la mangrove continue son accrétion sur la partie distale avec une densification de son couvert forestier mais affiche une perte le long de la zone d'arrière mangrove. Entre 2011 et 2018, la mangrove affiche une diminution assez importante de son couvert forestier sur l'ensemble de la mangrove, du nord au sud. Etant une zone subaride et dont la mangrove étant alimentée par une source d'eau douce souterraine, la survie de la mangrove dépend grandement de la climatologie sur le bassin versant. Enfin, en 2013, le cyclone « Haruna » passe sur cette zone causant la destruction des mangroves (**Figure 132**). La succession entre pertes et régénérations nous montre une forte variabilité saisonnière et donc une dépendance aux conditions climatiques de la région en particulier la pluviométrie et la cyclogenèse.



Figure 132: Mangrove couchée par le cyclone « Haruna » de 2013 et repousses observées en 2018 dans la Baie de Tsingilofilo, dans le sud-ouest de Madagascar (Photographie : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018)

Autre fait observé lors de notre descente sur le terrain, c'est un nouveau phénomène de migration depuis 2018, dans la mangrove, de pêcheurs qui constituent des campements sommaires pour fuir les brigands armés qui pillent les villages aux alentours (**Figure 133**). Ces campements sont situés en bord de chenaux suffisamment loin du rivage. Localement, l'érosion de la mangrove en bordure de chenaux et/ou la diminution du couvert végétal pourrait être liée à ce nouveau phénomène.



Figure 133: Campement de pêcheur nouvellement installé en 2018 dans la mangrove de la Baie de Tsingilofilo (Photographie : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018)

5.4.4.4. Les conditions de sédimentation

Sur les deux sites d'études au nord, la dynamique sédimentaire au niveau des zones estuariennes sont marquées par une stabilisation, une progradation des slikkes ou accrétion et une formation d'îlot à mangrove. La première cause de l'accrétion sur le littoral est l'apport en abondance des matériels sédimentologiques en provenance des bassins versants, (Salomon, 2009a). Selon ce dernier, sur la côte ouest malgache les taux de dégradation des bassins sont parmi les plus forts du monde ayant comme conséquence la progression des zones voisines vers la mer. En plus, la topographie du littoral ouest de Madagascar avec un versant plus long et moins pentu favorise cet phénomène de dépôts sédimentaires vers le Canal de Mozambique (Salomon, 2009a) . Sur les zones estuariennes et deltaïques de nos deux sites au nord, nos résultats démontrent la réalité de ce phénomène d'accrétion où l'accumulation des sédiments se manifeste par un engraissement des slikkes et des îlots à mangrove. L'accumulation sédimentaire se fait en amont et en aval des îlots de mangrove. Ces accrétions sur les littoraux sont favorisées par la présence de la mangrove, réputée pour son rôle dans la formation d'îlots en utilisant leur racine pour piéger les sédiments et les stabilisant (Krauss *et al.*, 2014). Même durant les périodes de pluies, la mangrove est efficace

pour la stabilité des pentes du sol (Satyanaga et Rahardjo, 2019) . Au niveau des estuaires, la présence des bancs de vases stabilisée ainsi que les îlots à mangrove fournissent une zone calme favorisant le dépôt sédimentaire colonisé par la mangrove. C'est l'un des mécanismes responsables de la modification des ramifications des chéneaux et le développement des îlots à mangrove que l'on constate sur le site de Mahavavy. Au niveau de ces estuaires, la stabilisation des sédiments qui s'accumule en amont des îlots à mangrove, montre le rôle barrière des ilots en ces zones, favorisant ainsi l'extension de la mangrove.

Au niveau des zones en position côtière et de fond de baie, l'apport en sédimentation directe est inexistant. Sur les sites au nord, la sédimentation sur ces zones en position côtière est marquée par une stabilité des slikkes à proximité de la mangrove avec quelques zones en érosion. Aucune extension de la mangrove n'est observée. Par contre, celle de la Baie de Tsingilofilo dans le Sud affiche une extension vers mer en colonisant les slikkes même si cette dernière n'est pas importante. Cette configuration montre l'instabilité du substrat ou une égalité de perte et de gain en termes de sédimentation (Salomon, 2009a). Il est possible d'observer une accumulation de sédiment venant de l'érosion des récifs corallien ou apporté par le courant de la mer, ce qui est le cas du site dans le sud-ouest de Madagascar (Baie de Tsingilofilo). Cette zone est alimentée par un sous écoulement mais en face se trouve un récif corallien et au nord de ce site se trouve le fleuve Mangoky. Ce sont les sédiments en provenance de l'embouchure du Mangoky, de matériel récifal et de dépôts éoliens qui favorisent l'accumulation des bancs de vase dans la Baie de Tsingilofilo (Lebigre, 1997a). Cette baie est caractérisée par les côtes découpées favorisant l'existence de plages de fond de baie. Les matériaux se déplacent au gré des changements de sens de la dérive, mais en sortent difficilement. Les pertes sont rares tandis que les arrivées sont piégées. Les plages de fond de baie bien délimitées par des promontoires rocheux résistent mieux à la dispersion de leurs sédiments. Cela est d'autant plus probant lorsqu'il s'agit de côtes basses à énergies marine et éolienne très favorables au rechargement des littoraux (Salomon, 2009a). La Baie de Tsingilofilo est alors caractérisée par une stabilité de ces bancs d'une manière générale. On constate une extension de la mangrove dans cette zone en colonisant la slikke mais elle est moins importante comparée à celle observée au niveau des estuaires et deltas. Sur la Baie de Mahajamba, le même phénomène est observé sur l'entité 5 de fond de baie où la végétalisation des bancs de vases est moins importante.

Chapitre.6 Distribution des terriers de crabe *Scylla serrata* dans la mangrove

Ce chapitre présente les résultats des données collectées sur les crabes *Scylla serrata* ainsi que les facteurs descriptifs influençant le choix d'installation des terriers du crabe. Scindé en trois sous chapitres, le premier présente une synthèse des informations produites à partir des données recueillies sur le terrain. Le second aborde une approche globale et un premier test du modèle de régression linéaire multiple sur les données. Le troisième aborde les facteurs influençant le choix de creusement de terriers par les crabes.

6.1. Caractérisation de la ressource crabe à partir des données de terrain

6.1.1. Les terriers (actifs et inactifs) recensés sur les sites d'études

6.1.1.1. Site de la Baie de Mahajamba

En 10 jours de terrain intense, 278 terriers de crabes sont recensés sur l'ensemble des 53 placettes échantillonnées sur la Baie de Mahajamba. Parmi ces 278 terriers, 233 sont actifs et 45 sont inactifs. 2 placettes (n°1 et 53) sur les 53 n'ont pas présenté de terriers (**Figure 134**). 29 placettes sur les 53 ont présentées des terriers inactifs. Le nombre maximum de terriers actifs et inactifs observé dans une placette est respectivement de l'ordre de 9 (actif) et 5 (inactif). En termes de densité de terrier, la mangrove de la Baie de Mahajamba compte 524 terriers par ha. A l'échelle de la Baie de Mahajamba, la densité de terriers de crabe est alors de 17 907 920 de terriers pour 34 141 ha de mangrove (en 2018).

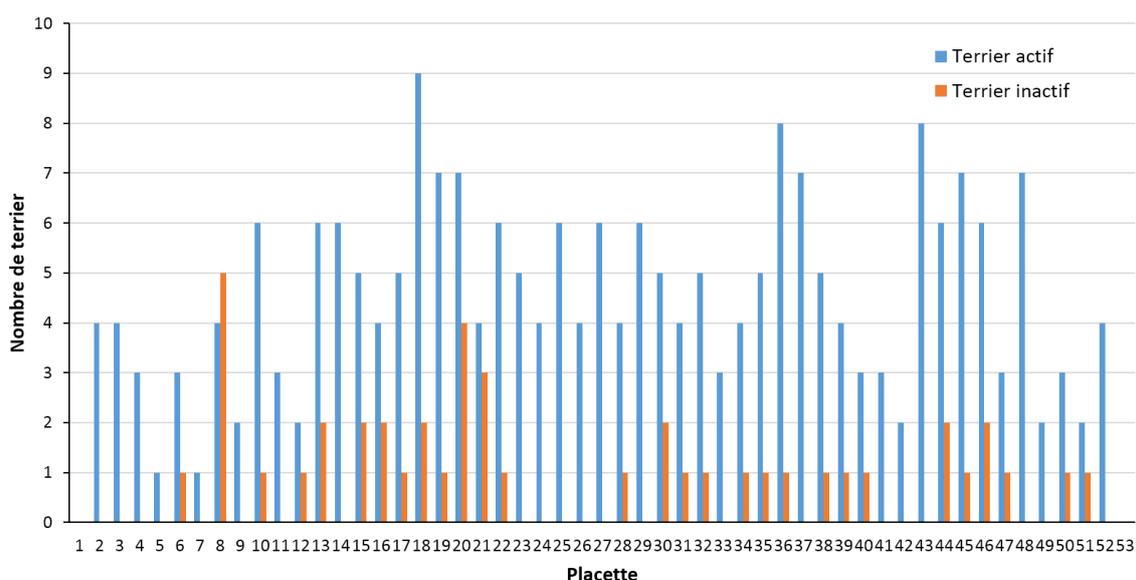


Figure 134: Terriers actifs et inactifs recensés sur les 53 placettes de la Baie de Mahajamba

6.1.1.2. Site du delta de Mahavavy

En neuf jours de terrain, 200 terriers de crabes sont recensés sur l'ensemble des 54 placettes échantillonnées sur le delta de Mahavavy. Parmi ces 200 terriers, 121 sont actifs et 79 sont inactifs (**Figure 135**). Il y a 8 placettes parmi les 54 placettes qui n'ont pas présentées de terriers. 32 placettes sur les 54 ont présentées des terriers inactifs. Le nombre maximum de terriers actifs et inactifs observé dans une placette est respectivement de l'ordre de 15 et 10.

Sur le delta de Mahavavy, la densité de terriers est de 370 par ha. A l'échelle du site la densité est de 4 400 000 terriers pour 12 000 ha de mangrove (en 2018).

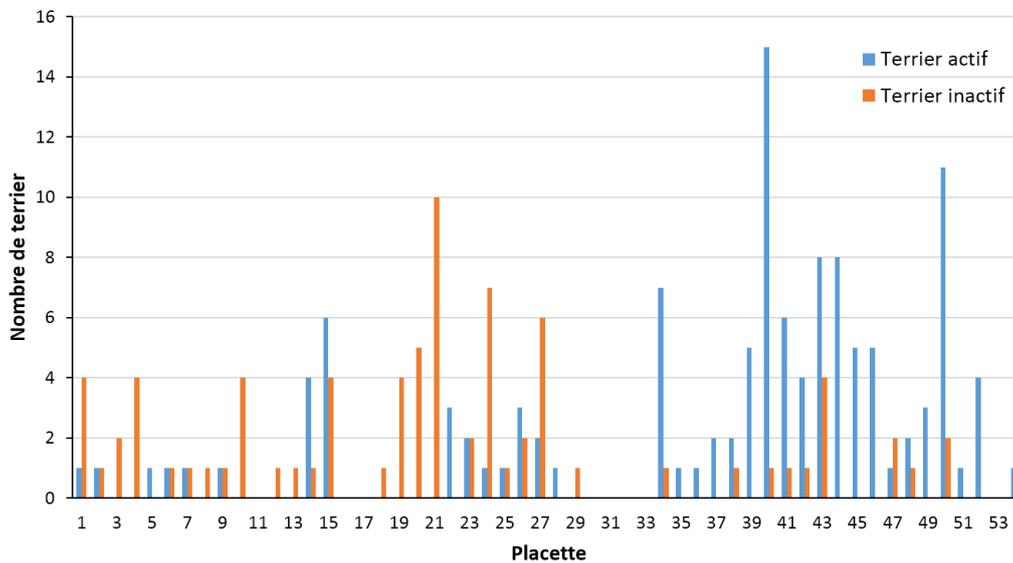


Figure 135: Terriers actifs et inactifs recensés sur les 54 placettes du delta de Mahavavy

6.1.1.3. Site de la Baie de Tsingilofilo

En huit jours de terrain, 107 terriers de crabes sont recensés sur l'ensemble des 44 placettes échantillonnées sur la Baie de Tsingilofilo. Aucun terrier inactif n'est observé sur ce site (**Figure 136**). Il y a 13 placettes sur les 44 placettes qui n'ont pas de terrier. Le nombre maximum de terriers observé dans une placette est de l'ordre de 8. La densité de terrier sur ce site est de 243 terriers par ha. A l'échelle du site elle est de 408 240 terriers pour 1 680 ha de mangrove (en 2018).

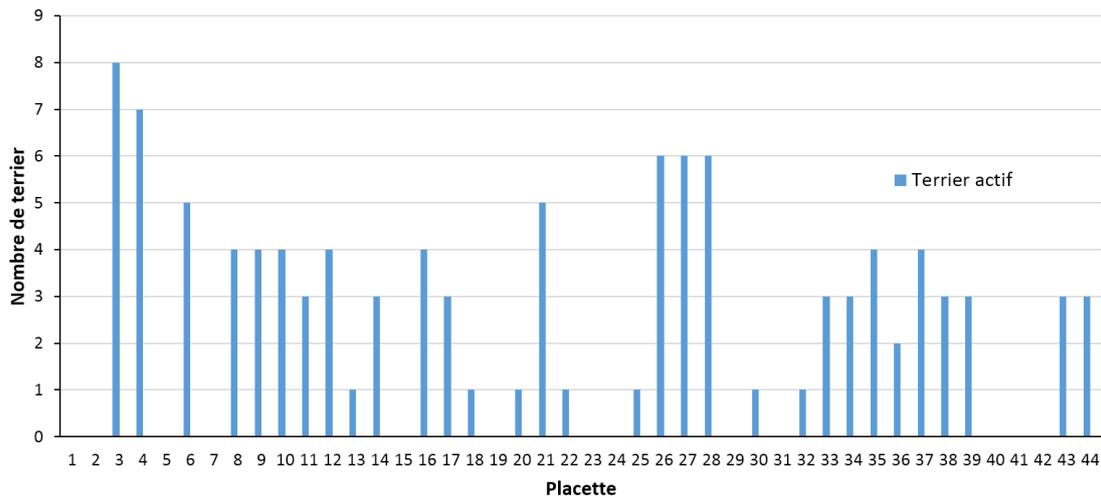


Figure 136: Terriers recensés sur les 44 placettes de la Baie de Tsingilofilo

6.1.2. Caractéristiques des crabes pêchés sur les sites d'études

Le nombre total de crabes pêchés dans les terriers sur l'ensemble de sites d'études est de 86, dont 41 femelles et 45 mâles. Le site du delta de Mahavavy affiche un nombre plus élevé de crabes pêchés (34 crabes dont 65 % mâle), puis la Baie de Mahajamba (32 crabes dont 53% femelle) et enfin le site de la baie de Tsingilofilo (20 crabes dont 60% femelle) (**Figure 137**).

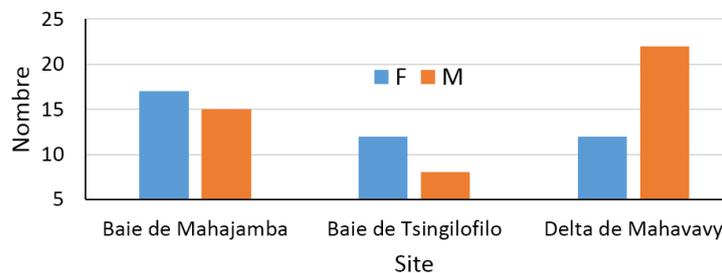


Figure 137: Nombre des crabes mâles et femelles pêchés sur les trois sites d'études

En ce qui concerne la largeur de la carapace, la taille maximale répertoriée est de 12,5 cm contre une taille minimale de 3 cm. En moyenne, la largeur de la carapace des crabes pêchés sur l'ensemble des sites d'études est de 8,3 cm pour les femelles et 7,7 cm pour les mâles. Les crabes dont la largeur de la carapace sont compris entre 3 et 10 cm représentent 77 % de l'ensemble des crabes pêchées (36 mâles et 30 femelles) et les crabes dont la largeur de la carapace est supérieure ou égale à 11 ne représentent que 23% (9 mâles et 11 femelles) (**Figure 138**).

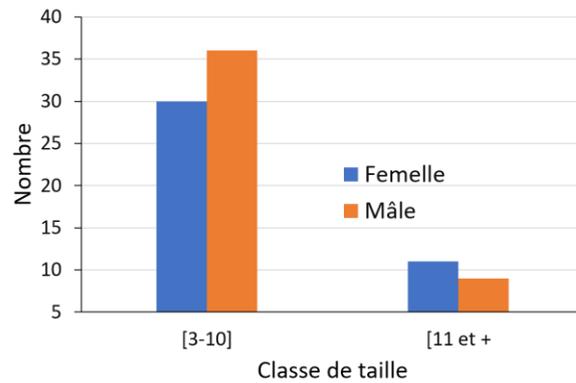


Figure 138: Classe de tailles des crabes mâles et femelles pêchés sur les trois sites d'études

6.1.3. Eléments de discussion : dynamique de la mangrove versus sites productifs (nombre de terriers)

En ce qui concerne les terriers de crabe sur chaque site d'étude, la mangrove de la baie de Mahajamba présente le plus grand nombre de terriers recensés. Cependant dans notre étude nous avons échantillonné plus de placettes sur le delta de Mahavavy. La densité de terriers à l'hectare calculée à partir de nos données de terrain montre aussi une différence d'abondance : 524 terriers/ha dans la Baie de Mahajamba contre 370 terriers/ha dans le delta de Mahavavy et 243 terriers/ha dans la Baie de Tsingilofilo. En termes de zone d'échantillonnage, celle de la baie de Mahajamba ne concernait que la partie distale de sa mangrove deltaïque contrairement à celle du Mahavavy et de Tsingilofilo où l'échantillonnage s'est fait sur l'ensemble du site. Ce choix a été dicté par l'enquête sur les différents types de pêche au crabe qui a permis par une approche participative de cartographier les aires de pêche et les aires de pêche au trou dans la mangrove en particulier (Bosc *et al.*, 2018). Nous ne pouvons donc conclure que sur la productivité des aires effectives de pêche au trou. Celle de Mahajamba est celle qui par la mesure de l'indicateur nombre de terriers est la plus productive au vu de notre échantillonnage.

Sur Mahajamba, la zone de pêche au trou du crabe se limite sur une zone restreinte de la mangrove deltaïque tandis que sur Mahavavy et Tsingilofilo, la pêche concerne l'ensemble de la mangrove. Même si la zone de pêche est restreinte sur la mangrove de Mahajamba, sa productivité est supérieure comparée à celle des autres sites. On peut s'interroger dès lors sur les dynamiques de la mangrove en cours sur cette zone productive de Mahajamba. La

mangrove deltaïque de Mahajamba, a perdu de 31% (-8 035 ha) de sa superficie en 30 ans avec une accélération sur les 10 dernières années étudiées (- 3 153 ha) liés aux modifications des processus hydromorphiques tidaux et à une anthropisation directe accrue (installation des infrastructures aquacoles, camps de pêche) ou à proximité (villages, champs cultivés). En parallèle, la sédimentation permet l'installation de nouvelles mangroves, +6 309 ha en 30 ans, particulièrement sur la partie distale créant les conditions de nouveaux habitats.

La mangrove du delta de Mahavavy a perdu 10% de sa superficie en 30 ans, soit -1 534 ha. Ces pertes sont liées, comme sur d'autres sites que nous avons d'ores et déjà décrit, à la conversion de surfaces de mangrove en champs cultivés et en champs cultivés irrigués en particulier et la fermeture progressive du chenal qui approvisionne cette zone en eau douce en lien avec ce processus. Entre 2008 et 2018, la mangrove affiche une forte extension de 1 003 ha en colonisant de nouvelles slikkes et on constate de même une régénération de quelques zones d'arrière mangrove.

La mangrove de la baie de Tsingilofilo qui a le plus faible nombre de trous par hectare, affiche quant à elle, un gain de 85 ha soit +6% de surface, en 29 ans et +159 ha sur la dernière période de l'étude. Mais elle présente une proportion de surface dégradée plus grande par rapport aux autres sites, 19% de sa surface contre 9 % pour Mahajamba et 6,4 % pour Mahavavy.

Même si la perte de surface de mangrove est plus importante sur le delta de Mahajamba, on note qu'elle se localise particulièrement sur la zone sud-est de cette zone, qui n'est pas concernée par la pêche au trou du crabe. De même, la dégradation du couvert forestier ne concerne que 0,07% (20 ha sur 2 392 ha) de la zone de pêche au trou sur le delta de Mahajamba. Les sites de Mahavavy et de Tsingilofilo, sont exploités sur toutes les entités, la productivité peut donc être affectée par les dynamiques de mangrove observées : forte dégradation du couvert pour Tsingilofilo et Mahavavy.

En ce qui concerne l'activité des terriers, le delta de Mahavavy présente un nombre plus important de terriers inactifs parmi les trois sites. Contrairement à celle de la Baie de Tsingilofilo où aucun terrier inactif n'a été recensé. La présence des terriers inactifs indique la non réutilisation des terriers par les crabes. Ce non réutilisation des terriers, indique possiblement une perturbation de leur environnement qui est perçu comme une menace pour les crabes, les incitant à fuir certaines zones. Sur la baie de Tsingilofilo, les terriers sont tous réutilisés même en contexte de dégradation du couvert et anthropisation croissante du site. Donc soit les dynamiques du couvert forestier se traduisent déjà avec un habitat moins

productif que les autres (moins de terriers), soit elles ne sont pas problématiques pour le crabe (il revient), soit cette situation reflète l'absence d'habitats de reproduction de compensation à proximité. Quelques crabes couchés ont été observés sur ce site lors de la collecte des données sur le terrain. Encore une fois ceci peut être relié soit à un retard de descente vers la mer durant le jusant, avec une exploration de sites trop en amont, soit/et en lien avec le manque de terriers pour s'abriter en raison de la dégradation du couvert forestier.

Au niveau de la taille des crabes recensés sur le terrain, précisons ici que les terrains ont été effectués en mai pour la Baie de Tsingilofilo, août pour Mahavavy et Mahajamba, alors que la fermeture de la pêche est en août-septembre-octobre. La largeur moyenne des carapaces ne dépasse pas les 9 cm sur l'ensemble des sites. A cette taille, les crabes sont au stade juvénile ou immature (Rasoanirina, 2017). Pour le site de la Baie de Tsingilofilo, la période de collecte des données, le mois de mai, correspond à la période où environ 70% des crabes (Rasoanirina, 2017) sont immatures. Ces mois ne correspondraient pas pour ces sites à des périodes de reproduction efficaces.

Les hypothèses formulées à partir des observations du nombre de terriers, sont ainsi à vérifier s'il y a corrélation avec les résultats de nos traitements statistiques sur la répartition spatiale du crabe. L'analyse des facteurs expliquant la productivité d'un site doit nous permettre d'évaluer l'impact potentiel de la dynamique du couvert forestier de mangrove sur la ressource. Nous proposons d'aborder ce sujet à partir d'un modèle de régression mobilisant l'ensemble des données produites dans le cadre de cette étude.

6.2. Comparaison des jeux de données produits sur les 3 sites à partir des placettes

6.2.1. Observations générales sur les données collectées sur le terrain

Le premier résultat du traitement des données issues de la campagne sur le terrain nous montre la valeur minimum, la valeur moyenne et la valeur maximale des différentes variables mesurées en fonction des sites d'études.

Le **Tableau 35** ci-dessous résume, pour quelques variables, les valeurs observées par site :

Tableau 35: Valeurs résumées de quelques variables présentées pour chaque site

Variable	Valeur	Baie de Mahajamba	Delta de Mahavavy	Baie de Tsingilofo
Distance au front	Moyenne	1 728,7	2 193,6	511,7
	<i>Minimum</i>	<i>84,1</i>	<i>110,0</i>	<i>15,2</i>
	<i>Maximum</i>	<i>7 841,0</i>	<i>6 425,0</i>	<i>1 472,0</i>
Nombre d' <i>Avicennia</i> adultes	Moyenne	9,3	8,1	2,0
	<i>Minimum</i>	<i>0,0</i>	<i>0,0</i>	<i>0,0</i>
	<i>Maximum</i>	<i>29,0</i>	<i>48,0</i>	<i>33,0</i>
Nombre de <i>Rhizophora</i> adultes	Moyenne	0,1	4,1	13,0
	<i>Minimum</i>	<i>0,0</i>	<i>0,0</i>	<i>0,0</i>
	<i>Maximum</i>	<i>3,0</i>	<i>54,0</i>	<i>65,0</i>
Diamètre moyen à hauteur de poitrine	Moyenne	15,0	12,7	8,9
	<i>Minimum</i>	<i>6,2</i>	<i>5,5</i>	<i>0,0</i>
	<i>Maximum</i>	<i>26,8</i>	<i>32,5</i>	<i>18,4</i>
Recouvrement	Moyenne	67,3	65,9	48,0
	<i>Minimum</i>	<i>6,1</i>	<i>15,5</i>	<i>0,2</i>
	<i>Maximum</i>	<i>92,5</i>	<i>93,5</i>	<i>91,7</i>
Consistance du sol	Moyenne	38,9	36,8	26,4
	<i>Minimum</i>	<i>17,3</i>	<i>9,9</i>	<i>12,3</i>
	<i>Maximum</i>	<i>76,6</i>	<i>56,0</i>	<i>40,6</i>
Nombre de terriers de crabes (actifs et inactifs)	Moyenne	5,2	3,7	2,4
	<i>Minimum</i>	<i>0,0</i>	<i>0,0</i>	<i>0,0</i>
	<i>Maximum</i>	<i>11,0</i>	<i>16,0</i>	<i>8,0</i>

Les valeurs présentées ci-dessus mettent en évidence des différences notables entre les sites. En particulier, on observe que le site de Tsingilofo (mangrove côtière du Sud-Ouest) diffère des deux autres sur plusieurs paramètres descriptifs des placettes :

- Distances au front de mangrove plus faibles, liées à la plus petite taille de mangrove,
- Nombre d'*Avicennia* adultes (plus faible) et de *Rhizophora* (plus élevé) qui sont les principaux taxons de palétuviers dénombrés,
- Diamètre moyen des arbres (DHP), plus faible sur ce site,
- Recouvrement plus faible par la canopée, en relation avec de plus petits arbres,
- Une consistance de sol plus dure et plus homogène entre les placettes.

Les deux autres sites sont relativement homogènes, sauf sur le nombre de terriers observés, plus fort, en moyenne, à Mahajamba.

6.2.2. Essai de modélisation sur les données globales

La régression linéaire multiple utilisée ici sur l'ensemble des données permet d'avoir un aperçu sur les variables ayant un effet significatif sur la variation du nombre des terriers. Après vérification et retrait progressif des variables peu informatives, on s'aperçoit que le type de mangrove (côtier ou estuarien) est la variable la plus discriminante. Cela traduit la première approche des données vue ci-avant : les sites de Mahavavy et de Mahajamba (mangrove

estuarienne) sont assez similaires et très différent du site de Tsingilofilo (mangrove côtière) (Tableau 36).

Les valeurs minimales, le premier quantile, le troisième quantile et le maximum des résidus sont assez symétriques. Ceci évoque une réciprocité entre le modèle et les variables. La valeur de R^2 est de 0,3899 signifiant qu'environ 38,9% de la variance du nombre de terrier de crabe peut être expliquée par le modèle grâce aux variables citées ci-dessous.

Tableau 36 : Extrait brut du modèle de régression linéaire multiple des différents prédicteurs sur le nombre de trous de crabe à partir de l'ensemble des données de terrain, après retrait des variables les moins explicatives (codes de significativités : 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 '' 1. Erreur standard résiduelle : 0.8789 sur 77 degrés de liberté (ddl) r^2 multiple : 0.3899, r^2 ajusté : 0.3274 F-statistic : 6.242 sur 13 et 127 ddl, p-value : <0.001)

	Résidus Min	1Q	Médiane	3Q	Max	
	-2,08476	-0,63678	-0,08905	0,54235	1,86921	
Coefficients	Valeur du coeff	Erreurs standard	t-value	Pr(> t)		
Mangrove côtière	-0,79823	0,16418	-4,862	3,37E-06	***	
Mangrove estuarienne	0,3421	0,09405	3,638	3,99E-04	***	
Distance au front	-0,43878	0,10633	-4,127	6,06E-02	***	
Distance au chenal	-0,31675	0,16039	-1,975	5,04E-02	.	
Distance minimum	0,34938	0,18334	1,906	5,90E-02	.	
<i>Ceriops</i>	0,15586	0,0802	1,943	5,42E-02	.	
<i>Sonneratia</i>	0,23002	0,09917	2,319	2,20E-02	*	
<i>Bruguiera</i> juvenile	0,22317	0,07405	3,014	3,11E-03	**	
<i>Heritiera</i> juvenile	-0,12834	0,07103	-1,807	7,32E-02	.	
<i>Rhizophora</i> juvenile	0,32195	0,07919	4,066	8,35E-05	***	
<i>Sonneratia</i> juvenile	-1,16073	0,09796	-1,641	1,03E-01	.	
<i>Xylocarpus</i> juvenile	-1,10174	0,07374	-1,38	1,70E-01	.	
DHP (Cm)	0,16793	0,08138	2,064	4,11E-02	*	

Residual standard error: 0,8172 on 127 degrees of freedom

Multiple R-squared: 0,3899, Adjusted R-squared: 0,3274

F-statistic: 6,242 on 13 and 127 DF, p-value: 5,74^e-09

Il existe une relation significative entre le nombre de terrier de crabe et le type de mangrove côtière ($p < 0.001$) et estuarienne ($p < 0.001$).

Cette première approche simpliste nous amène à ne plus considérer un seul jeu de données par la suite, mais 2 jeux de données :

- Le jeu de données Baie de Tsingilofilo, permettant de caractériser les habitats de terriers du type de mangrove côtière du Sud-Ouest,
- Le jeu de données Mahavavy / Mahajamba, permettant de caractériser les habitats de terriers du type de mangrove estuarienne du Nord-Ouest.

6.2.3. Éléments de discussion

Le premier résultat de l'exploration des données collectées sur le terrain ainsi que le lancement du premier modèle de régression sur l'ensemble de données ont démontré qu'il y a une similarité entre les deux sites au nord, qui diffère de celui du sud. Ces sites sont caractérisés par une différence climatique et la typologie de leurs mangroves. Les mangroves des sites au nord de type deltaïque/estuarien sont soumises à un climat subhumide tandis que celles du sud sont de type côtier ou littoral et soumises à un climat de type subaride. Les résultats de nos comparaisons de données montrent les impacts des paramètres climatiques et environnementaux sur les caractéristiques physiologiques de la mangrove, où les mangroves des sites au nord sont plus hautes et plus grandes comparées à celles du sud. Même au niveau de la consistance du sol ainsi que la composition spécifique des palétuviers sont différentes. Cette première approche nous oblige alors à considérer deux modèles (deux données) et non un seul pour étudier la répartition spatiale du crabe *Scylla serrata* sur ces sites.

Les résultats du test de significativité globale des modèles de régression multiple sont satisfaisants sur les deux jeux de données (Nord et Sud), démontrant la robustesse du modèle lancé sur nos données. En ce qui concerne l'impact des variables environnementales sur les terriers de crabe, 42,6% des variables expliquent la répartition des terriers dans la mangrove du site au nord, tandis que celle du sud a une valeur plus élevée où 75,2% des variables expliquent la répartition des terriers dans la mangrove.

Les résultats de cette étude montrent l'intérêt et l'efficacité des données satellitaires dans l'étude de la répartition du crabe, puisqu'elles représentent plus de 87% des variables significatives qui expliquent cette répartition du crabe dans son environnement.

La limite dans cette analyse réside dans la méthode de collecte des données, c'est-à-dire, l'homogénéité des zones explorées ou échantillonnées sur le terrain. Cette étude s'est limitée sur les zones de pêche à pied du crabe, qui sont des zones restreintes sur les îlots à mangrove sur le front pour le cas des mangroves estuariennes.

6.3. Les variables expliquant la répartition des terriers du crabe *S. serrata* dans la mangrove

6.3.1. Dans le Nord-Ouest de Madagascar : Baie de Mahajamba et delta du Mahavavy

Les valeurs minimales, le premier quantile, le troisième quantile et le maximum des résidus sont assez symétriques. Ceci évoque une réciprocité entre le modèle et les variables. La valeur de R^2 est de 0,426 signifiant qu'environ 42,6% de la variance du nombre de trous peut être expliquée par le modèle grâce aux variables citées ci-dessous (**Tableau 37**).

Tableau 37: Modèle de régression linéaire multiple des différents prédicteurs sur le nombre de trous de crabe dans la partie Nord de Madagascar (codes de significativités : 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 '' 1. Erreur standard résiduelle : 0.8789 sur 77 degrés de liberté (ddl) r^2 multiple : 0.4266, r^2 ajusté : 0.2476 F-statistic : 2.387 sur 24 et 77 ddl, p-value : <0.001)

Résidus Min	1Q	Médiane	3Q	Max		
1,96071	-0,49588	-0,01148	0,48384	2,01808		
Coefficients			Valeur du coeff	Erreurs standard	t-value	Pr(> t)
Ordonnée à l'origine			0,01672	0,33268	0,05	0,96004
Distance au front de mer			-0,44222	0,10576	-4,181	7,59E-05 ***
<i>Avicennia marina</i> haute très dense			4,15765	1,32966	3,127	0,00249 **
<i>Avicennia marina</i> haute peu dense			4,46393	1,53834	2,902	0,00484 **
Diamètre des palétuviers			0,36445	0,12612	2,89	0,00501 **
Mangrove haute			-3,30729	1,25551	-2,634	0,01019 *
<i>Rhizophora mucronata</i>			3,09429	1,19301	2,594	0,01136 *
<i>Avicennia marina</i> moyennement haute peu dense			3,22988	1,35072	2,391	0,01923 *
<i>Avicennia marina</i> haute dense			2,97185	1,32287	2,247	0,02754 *

Residual standard error: 0.8789 on 77 degrees of freedom

Multiple R-squared: 0.4266, Adjusted R-squared: 0.2479

F-statistic: 2.387 on 24 and 77 DF, p-value: 0.002178

Il existe une relation significative entre le nombre de terriers et : la distance par rapport au front de mer ($p < 0.001$), *Avicennia marina* haute très dense ($p = 0.0024$), *Avicennia marina* haute peu dense ($p = 0.0048$), le diamètre des palétuviers ($p = 0.005$), la mangrove haute ($p = 0.010$), la zone de mangrove à *Rhizophora mucronata* ($p = 0.011$), *Avicennia marina* moyennement haute peu dense ($p = 0.019$) et enfin *Avicennia marina* haute dense ($p = 0.027$). La distance de la placette par rapport au front de mer ainsi que la zone de mangrove haute sont corrélées négativement au nombre de terriers. C'est-à-dire que le nombre de terriers diminue quand leur valeur augmente. Les autres variables sont corrélées positivement avec le

nombre de terriers (la probabilité de présence de trous de crabe augmente avec la valeur de la variable).

6.3.2. Dans le Sud-Ouest de Madagascar : Baie de Tsingilofilo

Les valeurs minimales, le premier quantile, le troisième quantile et le maximum des résidus sont assez symétriques. Ceci évoque une réciprocité entre le modèle et les variables. La valeur de R^2 est de 0.752 signifiant qu'environ 75,2% de la variance du nombre de trous peut être expliquée par le modèle grâce aux variables citées ci-dessous (**Tableau 38**).

Tableau 38: Modèle de régression linéaire multiple des différents prédicteurs sur le nombre de trous de crabe dans la partie sud de Madagascar (codes de significativités : 0 '****' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 '' 1. Erreur standard résiduelle : 0.5155 sur 26 degrés de liberté (ddl) r^2 multiple : 0.7521, r^2 ajusté : 0.6186 F-statistic : 5.634 sur 14 et 26 ddl, p-value : <0.001)

Résidus Min	1Q	Médiane	3Q	Max
-0.9421	-0.2854	0.0000	0.2686	0.9421

Coefficients	Valeur du coeff	Erreurs standard	t-value	Pr(> t)
Ordonnée à l'origine	-0,93774	0,36425	-2,574	0,01609 *
<i>Rhizophora mucronata</i> Juvénile	0,33848	0,06007	5,635	6,35E-06 ***
<i>Avicennia marina</i> moyennement haute peu dense	2,07406	0,65401	3,171	0,00387 **
<i>Bruguiera gymnorhiza</i> Juvénile	0,80783	0,25724	3,14	0,00417 **
<i>Cerriops tagal</i> basse dense	1,16413	0,50748	2,294	0,03012 *
<i>Avicennia marina</i> basse peu dense	1,23513	0,54996	2,246	0,03343 *
<i>Avicennia marina</i> moyennement haute dense	-2,32241	1,10262	-2,106	0,04499 *

Residual standard error: 0.5155 on 26 degrees of freedom

Multiple R-squared: 0.7521, Adjusted R-squared: 0.6186

F-statistic: 5.634 on 14 and 26 DF, p-value: 7.599e-05

Il existe une relation significative entre : le nombre de terrier et la présence de *Rhizophora mucronata* juvéniles ($p < 0.001$), *Avicennia marina* moyennement haute peu dense ($p=0.0039$), la présence de *Bruguiera gymnorhiza* juvénile ($p=0.004$), *Cerriops tagal* basse dense ($p= 0.030$), *Avicennia marina* basse peu dense ($p = 0.033$) et enfin *Avicennia marina* moyennement haute dense ($p=0.04$).

Avicennia marina moyennement haute dense est corrélé négativement au nombre de terriers. C'est-à-dire que le nombre de terriers diminue quand sa valeur augmente. Les autres variables sont corrélées positivement avec le nombre de terriers (la probabilité de présence de trous de crabe augmente avec la valeur de la variable).

6.3.3. Éléments de discussion : Analyse de la répartition spatiale du crabe

A partir de notre jeu de données sur les sites au nord-ouest de Madagascar, nous avons montré une corrélation négative entre la distance au front de mer et la présence des terriers de crabe. Ceci attesterait déjà que les crabes préfèrent creuser leurs terriers sur les zones proches des fronts de mer et plus on s'éloigne, moins on trouvera des terriers de crabe sur ce site. Cela peut s'expliquer par le fait que les zones de front de mer sont inondées en premier lors de la marée haute et cette position permet au crabe de quitter la zone de mangrove le plus vite possible pour migrer vers la mer à marée basse. Cela témoigne de l'importance du cycle nycthéral pour les crabes qui migrent vers la mer à marée basse et vers la mangrove à marée haute. L'accessibilité à l'eau est donc primordiale pour le *Scylla serrata*. De plus, si on se focalise sur le site de la Baie de Mahajamba, la localisation de la zone de pêche à pied ne concerne qu'une zone restreinte sur le front de mer (voir carte participative de la zone de pêche à pied), indiquant que même les pêcheurs ne pratiquent la pêche au *Scylla serrata* que sur cette zone. La présence des terriers de crabe est aussi corrélée avec les zones de mangrove à *Avicennia marina* haute peu importe son type de recouvrement ainsi que celle à hauteur moyenne à recouvrement **peu dense**. Sur les deux sites au nord, *Avicennia* se localise surtout en position de front de mangrove comme espèce pionnière en colonisant les slikkes. Ici le type de recouvrement ne joue pas un grand rôle dans le cas des palétuviers hauts mais à hauteur moyenne, le recouvrement peu dense devient un facteur influençant la présence des terriers. Cette dernière rejoint les résultats de l'étude de Leoville *et al.* (2021) qui a révélé une influence positive des taux d'ombrage faibles à moyens sur l'abondance des crabes. En accord avec les études de Nobbs et Blamires (2015) et Li *et al.* (2015) qui ont également démontré que des niveaux élevés de couverture de la canopée sont associés à une plus faible densité de terriers de plusieurs espèces de crabes dans l'estuaire de Luoyang Jiang (Chine), ce qui s'explique par le changement de l'intensité lumineuse et la disponibilité de l'ombre, qui peuvent contrôler le modèle d'activité des crabes. En ce qui concerne les palétuviers hauts et moyennement hauts, ils ont atteint une certaine maturité. Dans ce sens, les crabes creusent leurs terriers sur des zones de mangrove de front de mer mature. En corrélation avec cette maturité de la mangrove, le diamètre important des palétuviers fait partie des critères importants pour le creusement de terriers de crabe. Par contre, si on considère à part la hauteur des mangroves sans les combiner avec les espèces de palétuviers et le recouvrement de la mangrove, les probabilités de voir des terriers de crabe dans des zones de mangrove haute sont faibles.

Contrairement aux résultats observés précédemment pour le cas des *Avicennia*, la présence ou le nombre de terrier diminue avec la mangrove haute. Cela attesterait une préférence des crabes pour la zone de front de mer où se localise *Avicennia*. Sachant aussi que les mangroves matures se localisent dans la zone interne de la mangrove, sur des substrats surélevés et tardivement inondés à marée haute. Sur ce site, la zone de mangrove à *Rhizophora mucronata* est un habitat qui peut indiquer la présence des crabes. Certains auteurs comme Le Reste *et al.* (1976), dans son étude ont constaté que le crabe était surtout pêché dans des « terriers » qui étaient localisés dans une forêt à *Rhizophora mucronata* et *Ceriops tagal*, qui sont deux espèces associées. Ces espèces se localisent surtout en bordure de chenal, liées toujours à l'accessibilité à l'eau et à la zone de mangrove.

Sur notre site se localisant dans le sud-ouest (Baie de Tsingilofilo), les résultats montrent une corrélation entre les zones en abondance de plantules de *Rhizophora mucronata*, de *Bruguiera gymnorhiza* et la présence des terriers du crabe. Sur ce site, les plantules de ces deux espèces de palétuviers sont rencontrées particulièrement sous les zones à *Rhizophora mucronata* adulte. Sur ce site, la zone de mangrove à *Ceriops tagal* basse dense fait partie aussi des variables indiquant la présence des terriers par les crabes. Cela attesterait encore les observations de Le Reste *et al.* (1976) où les crabes creusent leurs terriers sur des zones de mangrove à *Rhizophora* et *Ceriops*, sachant que sur ce site ces deux espèces sont particulièrement associées. La présence de *Avicennia marina* moyennement haute et basse **peu dense** est aussi un indicateur de la présence du crabe et la présence de *Avicennia marina* moyennement haute **dense** indique une faible probabilité de présence des crabes. Ce qui révèle encore la corrélation entre un taux de recouvrement faible de la mangrove et l'abondance des terriers de crabe (Nobbs et Blamires, 2015 ; Li *et al.*, 2015; Leoville *et al.*, 2021). Sur ce site, *Avicennia* peu dense où les arbres sont éloignés les uns des autres sont aussi en position front de mer, une zone qui se trouve inondée rapidement à marée haute et facilite la migration vers la mer à marée basse. Sur ce site, les crabes n'affectionnent pas les zones à forte densité de couvert végétal, de plus *Avicennia* dense est surtout localisé dans la partie interne de la mangrove.

CONCLUSION

La gestion durable des mangroves est devenue un enjeu crucial pour la planète car le rôle qu'elles s'inscrivent dans de nombreux défis des objectifs de développement durable (ODD). Elle contribue à l'adaptation au changement climatique et en atténuant les effets (défenses contre la mer, puits de carbone). Elle contribue à la sécurité économique, alimentaire et constitue à nouveau au 21^{ème} siècle une zone de refuge pour les populations menacées (comme le cas sur la Baie de Tsingilofilo). Notons qu'il s'agit d'un profond changement de paradigme depuis les années 1970, pour ces zones humides considérées autrefois comme des zones insalubres et de répulsives (malaria, hors la loi).

La mangrove fait partie des biomes emblématiques des littoraux qui sont les plus vulnérables en raison de l'intensité et la diversité des pressions. Si bien qu'elle procure des services économiques et écologiques, cet écosystème est victime des différents forçages pouvant nuire à son développement et celles des espèces associées. A Madagascar, un intérêt croissant est porté sur la mangrove de la part des scientifiques et des organismes de protection de l'environnement, pour lesquels la mangrove est perçue comme étant en dégradation continue. Différents séminaires et colloques centrés sur la mangrove sont organisés chaque année montrant l'intérêt pour cet écosystème afin de trouver des solutions collectives pérennes pour sa gestion et sa préservation. La perturbation de la mangrove en tant qu'habitat a des effets négatifs sur les ressources halieutiques associées et vice versa. A Madagascar, la ressource halieutique crabe *Scylla serrata* est menacée de surexploitation. Elle affiche une exploitation croissante depuis 2009 et un rapide déclin. La gestion de cette ressource est basée sur la définition de la Production Maximale Equilibrée PME dont le calcul dépend actuellement de la superficie de la mangrove à l'échelle du pays. Jusqu'à aujourd'hui cependant, l'estimation de la superficie de mangrove malgache ne fait pas consensus. Les différences de mesures sont liées à des définitions et des approches méthodologiques différentes. Le choix de cet indicateur pour le crabe *S. serrata*, est lié à une lacune de connaissance préalable sur les facteurs influençant sa répartition dans son habitat et la productivité de la mangrove en crabe.

Ce travail a tenté de combiner plusieurs approches afin d'optimiser les données productibles sur le terrain et les données satellitaires exploitables au moment de l'étude. L'intérêt des différents objectifs de ce travail s'inscrit dans ce sens, en s'orientant tout d'abord vers le suivi

à court termes (2016 et 2018) de la mangrove à l'échelle de Madagascar intégrant l'estimation du PME. A l'échelle des trois sites d'études, la dynamique des marais maritimes à mangrove entre 1988 et 2018 ont fait l'objet d'une analyse. Ce travail s'intéressait aussi à la caractérisation de la mangrove sur trois sites d'études via les données collectées sur le terrain et l'imagerie satellitaire. Et à travers de la dynamique de la mangrove, la productivité de chaque site via le nombre de terriers recensé est étudiée. Et enfin, l'étude des différents paramètres influençant la répartition spatiale du crabe *S. serrata* dans son habitat naturel.

Ainsi, les objectifs énumérés au début de cette étude ont été atteints avec :

- Une cartographie de la dynamique de la mangrove à l'échelle nationale qui a permis le calcul d'un PME nationale et régionale actualisé.
- A l'échelle de trois sites productifs en crabes, des cartographies de la dynamique des entités de la forêt de mangrove et des bancs de vase. Un résultat intermédiaire de cette étude est la production d'une cartographie, caractérisant la mangrove des trois sites d'études selon les paramètres physionomiques tels que la densité du couvert forestier, la hauteur des arbres et les espèces de palétuviers.
- La productivité des sites productifs en crabes mesurées à partir du nombre de terriers a été mise en relation avec la dynamique de la mangrove. Enfin, les facteurs du milieu affectant le choix de creusement des terriers par le crabe *S. serrata* ont été étudiés.

En termes de méthodologie, notre travail a montré la possibilité de créer des séries temporelles à l'échelle nationale sur un pas de temps bi-annuel avec des données Sentinel-2 à haute résolution spatiale et temporelle. A l'échelle de deux ans et avec les résolutions de Sentinel-2 on peut mieux détecter les dynamiques dans cet écosystème de mangrove ainsi que leur cause à l'échelle nationale, régionale et locale. Les superficies de mangrove de 337 700 ha (2016) et 334 016 ha (2018) sont en cohérence avec de nombreuses publications mais interroge sur les dynamiques en cours et sur l'avenir de l'écosystème à moyen terme. Il a été noté qu'en fonction de la résolution spatiale des images utilisées, la superficie de la mangrove mesurée peut varier. Cette variation est surtout liée à la réponse des zones à faible couvert végétal d'arrière mangrove. Le choix de la résolution spatiale des images est alors primordial car la détection des zones forestières à faible recouvrement est difficile avec une image à plus faible résolution spatiale. Les images Sentinel-2 offre un bon compromis entre taille de l'île et haute résolution des images. Les résultats des traitements d'images, la classification par la méthode orientée objet ont été évaluées de manière satisfaisante (Kappa). En accord avec les

littératures, le NDVI nous a permis une bonne caractérisation de la densité de couvert forestier de la mangrove. Mais compte tenu de l'insuffisance de la résolution spatiale pour la détection des espèces de palétuviers, la classification par pixel a été choisie. Les résultats de la classification sont satisfaisants au regard de notre bonne connaissance du terrain. Pour l'étude des bancs de vase, la profondeur temporelle du Landsat offre une possibilité de faire une étude diachronique de la dynamique des slikkes. Combinées avec la cartographie de la mangrove, les zones de bancs de vases nouvellement colonisés sont détectées, permettant ainsi une étude de l'évolution de la forêt. La limite de cette étude reste dans l'indisponibilité des données satellitaires à la même marée et même hauteur d'eau, ne permettant pas ainsi une étude comparative en termes de dynamique sur l'ensemble des dates retenues. En ce qui concerne l'étude de la répartition spatiale des crabes, les premières analyses de données nous ont montré une différence entre la mangrove de type estuarienne et de type côtière. A partir de ces résultats, deux modèles de traitement selon les types de mangrove ont été lancés. Le modèle de régression linéaire multiple a permis une simulation de l'effet de toutes les variables prédictrices sur le nombre de terriers, en indiquant celles les moins significatives et plus significatives. L'analyse statistique des données a donné des résultats satisfaisants montrant la robustesse de notre modèle. Sur les deux sites au nord-ouest, les variables prédicteurs expliquent 42,6% de la variation et pour le site au sud-ouest, elles expliquent 75,2% de la variation.

Concernant la caractérisation de la mangrove, les données issues de nos placettes montrent la dominance des quatre espèces de palétuviers tels que *Avicennia marina*, *Rhizophora mucronata*, *Sonneratia alba* et *Ceriops tagal* dans l'ensemble des sites étudiés. *Avicennia marina* et *Sonneratia alba* sont les palétuviers ayant en moyenne les plus grands diamètres de troncs et les plus hauts arbres sur l'ensemble des sites. Sur la baie de Mahajamba et le delta de Mahavavy, plus de la moitié des espèces recensées dans nos placettes sont représentées par *Avicennia marina*, qui en moyenne domine aussi en termes de diamètre de tronc et de la taille de l'arbre. Sur la Baie de Tsingilofilo, c'est *Rhizophora mucronata* qui domine, représentant 74% de l'ensemble des palétuviers recensés. Par contre, en termes de diamètre de tronc et de hauteur, c'est *Sonneratia alba* qui domine sur ce site. Selon les données satellitaires, la mangrove de la Baie de Mahajamba est caractérisée en grande partie par de la mangrove peu dense, de hauteur moyenne et les espèces *Rhizophora mucronata* et *Avicennia marina*. La mangrove de la Baie de Mahajamba est caractérisée par *Rhizophora*

mucronata dense de hauteur moyenne et *Avicennia marina* dense de hauteur moyenne. Sur le delta de Mahavavy, la mangrove est dominée par de la mangrove à recouvrement dense et très dense, de hauteur moyenne et les espèces *Avicennia marina* et *Rhizophora mucronata*. Ce site est caractérisé par *Avicennia marina* à recouvrement dense et très dense de hauteur moyenne ainsi que *Rhizophora mucronata* très dense de hauteur moyenne. La Baie de Tsingilofilo est caractérisée par de la mangrove à recouvrement dense, majoritairement basse et les espèces *Rhizophora mucronata* et *Ceriops tagal*. La mangrove de la Baie de Tsingilofilo est caractérisée par *Rhizophora* de hauteur bas à recouvrement très dense et dense.

À l'échelle de Madagascar, les résultats de la dynamique de la mangrove nous révèlent que si les processus observés sont pérennes on pourrait s'attendre à une perte de 11% de la superficie des mangroves d'ici 2030 soit beaucoup moins que celles projetées à l'échelle de la planète. L'hypersédimentation sur la côte ouest malgache et les politiques de régulation ou de conservation peuvent expliquer ce contexte spécifique. Cependant, les résultats ont montré une grande hétérogénéité régionale. Les sites à surveiller en priorité en termes de dynamique sont ceux qui perdent des mangroves et ceux qui présentent des fortes pertes de densité de recouvrement. Comme attendus, les mangroves urbaines et celles situées à proximité des villes ou villages en contexte de fond de baie sont les plus impactées. Elles sont sujettes à des coupes sélectives pour le cas de Bombetoka manifestée par le ciblage de la zone interne à palétuvier adulte. La mangrove d'Atsimo-Andrefana quant à elle est surtout impactée par des coupes liées à l'installation des infrastructures comme les hôtels et les aménagements de bassin de saliculture. Différentes ONG travaillent pour la conservation de l'écosystème à mangrove mais soit les initiatives de conservation mises en place ne sont pas efficaces, soit le temps de restauration est long. Concernant la gestion de la ressource halieutique crabe, l'estimation de la PME à partir des résultats de notre étude affiche une augmentation de 10% par rapport à la PME en vigueur actuellement. Cependant, le calcul de la PME se basant uniquement sur la superficie de la mangrove ne prend pas en compte la dégradation de l'habitat que traduit la perte de densité.

A l'échelle des trois sites d'études, les résultats de la dynamique de la mangrove est complexe et non linéaire. Les processus de la dynamique des mangroves sont caractérisés par la régénération, la densification, la dégradation et la disparition.

Sur le site de Mahajamba, la mangrove affiche une régression permanente de 1988 à 2018. Mais cette dynamique est contrastée entre les périodes intermédiaires et en fonction du type

de mangrove. Au niveau des zones estuariennes la mangrove affichent une diminution de sa mangrove sur les 30 ans mais le processus diminue progressivement. La perte se localise en arrière mangrove due à l'hypercédimentation de la zone et l'exploitation du bois de mangrove. La progression de la mangrove se manifeste par la colonisation des slikkes, des îlots de bancs de vases et la berge de chenal, rétrécissant ainsi ce dernier. Sur la mangrove deltaïque, la mangrove perd en superficie et cela devient plus important sur la dernière période de l'étude. Dans cette zone, la perte est liée à une dégradation progressive des conditions hydromorphiques tidale des mangroves due à une sédimentation importante dans les chenaux. Ce processus peut être lié à la péjoration des pluies ou les prélèvements d'eau pour l'irrigation qui diminue l'effet de casse des courants de jusant. La période de 1988-1998 est marquée par une perte en mangrove due à l'installation de des infrastructures aquacoles (AQUALMA). L'extension de la mangrove s'opère sur la partie distale en colonisant les slikkes et quelques zones d'arrière mangrove. Au niveau de la mangrove de fond de baie, la mangrove affiche une perte progressive et accentuée de 1988 à 2018. La dégradation de la mangrove est due à une exploitation de la mangrove par les habitants des villages à proximité et aussi la dégradation des conditions hydromorphiques. Sur la mangrove côtière, la mangrove affiche une diminution de sa superficie sur 30 ans mais un gain de superficie est constaté sur la dernière période étudiée. Dans cette zone, la perte se manifeste par une érosion de la mangrove sur la partie distale due à une exposition soit à l'énergie des houles soit un processus d'érosion des berges classique lié à la progression du delta au centre de la baie. Sur l'ensemble de la mangrove de la Mahajamba, la période de 1988-1998 est marquée par une forte densification de la mangrove contrairement à la dernière période étudiée. Sur ce site, un des faits responsables de la dégradation globale de la mangrove est la croissance démographique due à la migration témoignée par l'augmentation du nombre des campements ainsi que les bâtiments qui les composent.

Sur le site du delta de Mahavavy, la mangrove diminue de 1988 à 2008 mais augmente entre 2008 et 2018. Au niveau des estuaires, la mangrove affiche une diminution de sa superficie sur les 30 ans. Cette perte est particulièrement localisée en arrière mangrove due à l'exploitation de la mangrove et la variation du milieu comme la disparition du bras secondaire qui alimente la mangrove en eau douce favorisé par des champs cultivés irrigués et sans doute la péjoration des pluies sur le bassin versant. Comme dans la zone estuarienne de Mahajamba, le phénomène de dégradation des conditions hydromorphiques tidales des mangroves est

observé aussi sur ce site. Dans la mangrove deltaïque, la mangrove affiche une perte sur les deux premières périodes étudiées mais elle progresse sur la période de 2008-2018. Dans le même schéma que la mangrove estuarienne, la perte en mangrove se localise toujours en arrière mangrove avec les mêmes problèmes hydrologiques liée aux champs cultivés irrigués (sans doute de péjoration des pluies). Par contre, ce site affiche une progression importante de sa mangrove sur la partie distale en colonisant les slikkes et quelques zones de tannes (régénération des zones anciennement exploitées). Au niveau de la mangrove de fond de baie, la mangrove affiche une progression de sa superficie sur les 30 ans. La mangrove de cette zone est généralement en bon état écologique, marquée par une densification de son couvert forestier sur les différents périodes sauf entre 1998 et 2008. Elle est sujette à un usage de la mangrove comme zone de pâturage pour les bovidés. Dans cette zone, la progression de la mangrove s'effectue par colonisation des bancs de vase accumulés au niveau du chenal rétrécissant ainsi ce dernier toujours en lien avec les modifications des apports en eaux douce dans cette région qui favorise la sédimentation.

Sur la baie de Tsingilofilo, qui est une mangrove de type littoral d'arrière récif, la mangrove affiche une progression sur 29 ans. Par contre, la période entre 1999 et 2011 affiche une perte de superficie se localisant particulièrement en arrière mangrove due probablement à des questions de modification de conditions climatologiques sur le bassin versant. Entre 2011 et 2018, la mangrove subi une forte diminution de la densité de son couvert végétal sans doute due à la destruction de la mangrove causé par le cyclone « Haruna » en 2013. Durant notre étude sur le terrain nous avons pu constater la régénération de l'arrière mangrove dans un chaos d'arbres morts et couchés. De 1989 à 2018, la mangrove de ce site progresse vers la partie distale en colonisant les slikkes. La dynamique de cette mangrove côtière ces dernières années semble donc conditionnée par la pluviométrie et la cyclogenèse. A partir de 2018, l'action anthropique se traduisant par la migration vers la zone de mangrove intervient dans la dégradation de la mangrove de ce site.

Sur les trois sites d'études, l'évolution de la sédimentation nous révèle une dynamique marquée par des zones de sédimentation pérennes, perdues, en accrétion et en colonisation par la mangrove. Sur les deux sites au nord-ouest, les zones estuariennes sont caractérisées par un engraissement ou l'accumulation sédimentaire qui se fait en amont et en aval des îlots à mangrove. Au niveau des embouchures, l'accumulation des sédiments favorise une formation des nouveaux îlots qui sont colonisées par les palétuviers pionniers telles que

Sonneratia et *Avicennia*. Ces îlots ne cessent de s'agrandir grâce à l'accumulation des sédiments apportés par les fleuves. Au niveau de ces zones estuariennes, le chenal est modelé par la dynamique des sédiments où certaines zones sont obstruées par accumulation et d'autres se dégagent par perte. On constate aussi le rétrécissement des chenaux due à ses apports sédimentaires et la progression de la mangrove. Au niveau des deltas, l'évolution sédimentaire se fait dans un seul sens, vers la mer. L'engraissement se manifeste au niveau des slikkes qui sont stabilisées par la mangrove. Ce phénomène est surtout important au niveau du delta de Mahavavy qui est caractérisé par une large slikke pérenne. Sur les deux sites au nord, les zones de fond de baie affichent des bilans sédimentaires positifs par accumulation des sédiments. Contrairement à cela, celle en position côtière affiche un bilan de sédimentation négative due à l'érosion. Dans la baie de Tsingilofilo, qui est une zone de type côtière d'arrière récif le bilan sédimentaire est généralement positif. Les slikkes sur ce site sont stables mais marqués par une accumulation grâce à des apports sédimentaires des fleuves, des matériaux récifales et les dépôts éoliennes. Sur les deux sites étudiés au nord, l'accrétion des bancs de vase est surtout assurée par l'accumulation des sédiments apportés par les fleuves due à l'érosion du sol des bassins versants. La péjoration des pluies diminue l'érosion du bassin versant mais favorise la sédimentation littorale de type slikke ne réduisant l'effet de chasse du jusant combiné au débit du cours d'eau. Résultat, une accrétion continue des slikkes pouvant porter de nouvelles mangroves.

En ce qui concerne l'abondance de terriers de crabe, les résultats de notre étude montrent une influence plus marquée dans les mangroves estuariennes comparée aux mangroves de type littoral (côtière) en termes de nombre de terriers de crabe. L'échantillonnage de ces terriers ne concernait que les zones de pêche au trou sur les sites. Dans la Baie de Mahajamba, la zone de pêche au trou est restreinte sur la partie distale de son delta, limitant l'échantillonnage en ces zones. Sur les deux sites d'études au nord (Mahajamba et Mahavavy), l'abondance des terriers est plus importante par rapport à celle du site au sud (Tsingilofilo). Sur la Baie de Mahajamba, le nombre des placettes recensées est inférieur à celui du delta de Mahavavy et sa perte en surface de mangrove est importante. En termes de perte de la densité du couvert végétal, le site de Tsingilofilo est la plus dégradée (19% de sa superficie) alors que celle de Mahajamba ne touche que 0,07% de la superficie de sa zone de pêche au trou. Le nombre de terriers à l'hectare sur Mahajamba est supérieur comparé aux autres sites. En termes de localisation, la perte de mangrove et la dégradation du couvert végétal ne

concerne pas la zone de pêche au trou échantillonnée de la mangrove deltaïque de la Mahajamba. La productivité en crabe de la mangrove peut donc être affectée par les dynamiques liées à une forte dégradation du couvert forestier. Concernant l'activité des terriers, le site du delta de Mahavavy affiche un important nombre de terriers inactifs traduisant une possible perturbation de l'habitat provoquant la fuite du crabe. Par contre, bien qu'étant le site le plus dégradé en termes de densité de couvert forestier, les terriers de crabe de la Baie de Tsingilofilo sont tous actifs. Donc, soit les dynamiques du couvert forestier se traduisent déjà avec un habitat moins productif que les autres (moins de terriers), soit elles ne sont pas problématiques pour le crabe (il revient), soit cette situation reflète l'absence d'habitats de reproduction de compensation à proximité.

Les crabes pêchés lors de cette campagne de terrain sont majoritairement juvéniles sur l'ensemble des sites d'études. La période de collecte des données (mai à août) ne correspondrait donc pas pour ces sites à des périodes de reproduction efficaces. Il s'agit pourtant de périodes choisies pour la fermeture de la pêche.

Les résultats de notre analyse statistique sur la répartition spatiale du crabe *Scylla serrata* dans la mangrove nous révèlent que sur les deux sites estuariens dans le nord-ouest du pays le crabe affectionne les zones à proximité des fronts de mer. Plus on s'éloigne de cette zone, moins on trouvera de terriers de crabe. Parmi ces variables se trouvent les zones de mangroves à *Avicennia marina* haut et *Rhizophora mucronata* dont la première est une espèce pionnière se localisant particulièrement sur la partie distale et le second en bordure de chenal. Ces deux zones sont facilement accessibles pour le crabe via l'eau. En accord avec les résultats d'autres auteurs, notre étude a montré aussi une influence positive d'un faible taux de recouvrement de la mangrove sur l'abondance des terriers de crabe. Sur ces sites, plus la mangrove est haute, moins on trouvera des terriers de crabes, attestant une certaine maturité des palétuviers éloignés des zones de front de mer. Sur le site de la Baie de Tsingilofilo, le crabe affectionne les zones à *Rhizophora mucronata* et *Ceriops tagal* bas à recouvrement dense, qui sont des espèces associées. Comme celle du site au nord, les crabes n'affectionnent pas les zones à *Avicennia marina* dont la densité de recouvrement est importante. Par contre, les terriers de crabes sont corrélés avec la présence de ce palétuvier mais à faible densité du couvert végétal. De plus cette espèce de palétuvier est positionnée en front de mer sur ce site, attestant la préférence du crabe des zones de fronts de mer. La dynamique des zones distales

sur les sites d'estuaires et de delta est donc un indicateur positif en termes de productivité de crabe.

Cette thèse qui avait comme objectif le suivi de la mangrove exploitée de Madagascar ainsi que l'étude de la répartition spatiale du crabe *Scylla serrata*, a été accomplie. Les résultats et les données obtenus dans cette thèse constituent une avancée dans le domaine scientifique, en procurant des informations sur la mangrove et le crabe *Scylla serrata* à Madagascar. Ils éclairent sur la dynamique de la mangrove malgache et donne une vision critique sur la méthode de suivi de cet écosystème à l'échelle du pays. Les données satellitaires Sentinel-2 se sont révélées pertinentes pour éclairer les processus. Elles éclairent aussi sur le comportement du crabe *S. serrata* dans son habitat naturel en termes de répartition et de productivité de la mangrove en relation avec sa dynamique. L'usage des données satellitaires dans l'étude du crabe *S. serrata* est donc prometteur. Elle a montré son efficacité et son importance en représentant 87% des variables explicatives significatives. Cette étude basée sur des méthodes robustes et reproductibles à Madagascar peut être mobilisées par les pouvoir public ou des ONG engagés dans des actions de gestion et de préservations de cet écosystème. Le volet satellitaire de l'étude peut s'inscrire dans l'activité du pôle de compétence Nationale de l'Observation Spatiale à Madagascar. Celui-ci pourra aussi s'appuyer sur Space Climate Observatory « SCO mangrove » porté par l'IRD. Ce dernier vise en effet à partir de données Sentinel 2 à caractériser la dynamique de la mangrove en se basant sur les taux de recouvrement. La couche d'information mangrove produite dans le cadre de notre thèse a d'ailleurs servi de cadre géographique à ce projet. Dans ce contexte elle a été déposée dans un entrepôt de données (Zenodo : <https://doi.org/10.5281/zenodo.6602256>) et diffusée librement.

Néanmoins, il est à noter que ce travail n'est pas parfait, quelques données sont encore à affiner par des mesures complémentaires. Il a été regretté, le manque des données d'enquêtes sur l'usage des forêts à mangrove au niveau de trois sites d'études. En ce qui concerne l'étude de la répartition spatiale du crabe dans la mangrove, les résultats peuvent être utilisés comme base mais il reste encore des choses à améliorer. La limite de son analyse réside dans la méthode de collecte des données, c'est-à-dire, l'homogénéité des zones explorées ou échantillonnées sur le terrain.

A titre de recommandation, la collecte des données sur le terrain pour l'étude de la répartition spatiale du crabe doit intégrer les zones de mangroves non exploitées pour la pêche au trou. Sur un même site d'étude, la prospection des zones non exploitées en plus des zones de pêche au trou est intéressante afin d'avoir une comparaison entre ces zones en termes de productivité.

La mise en place d'une collecte de donnée uniformisée permanente ou en fonction des saisons de pêche au niveau des campements des pêcheurs du crabe à l'échelle du pays serait un plus.

Ces données comprennent :

- Le genre du pêcheur (homme ou femme)
- Les matériels utilisés incluant le moyen de déplacement (en pirogue ou à pied)
- La zone de pêche (où les crabes ont été pêché)
- La mensuration, le sexage et le pesage individuel des crabes
- La productivité de chaque zone de pêche (poids totaux des crabes pêchés) par sortie et/ou par jours

Ces données alimenteraient une base de connaissance sur la productivité de la mangrove et le cycle de vie des crabes. Leurs analyses permettront de procéder à une fermeture annuelle ciblée de la pêche au crabe pendant la période de reproduction. Et aussi, la connaissance de la productivité de chaque zone permettrait une possibilité de faire un lien avec l'état de santé écologique de la mangrove ainsi que la dynamique qui s'y opère. Ainsi, il y aura possibilité de recalculer les quotas d'exploitation en fonction de la spécificité de la zone et non à l'échelle du pays.

Pour le suivi de la mangrove, il est important d'avoir des données *in situ*. Une collaboration entre IH.SM et des ONG intervenants dans les zones présentant de la mangrove, pour collecter de manière pérenne des données harmonisées sur la densité de recouvrement de la mangrove et certaines caractéristiques telles que les espèces de palétuviers ainsi que la mensuration des arbres. Il est important aussi de récolter de manière régulière et harmonisée des données sur l'usage de la mangrove à partir des enquêtes socio-économiques.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Acker, J., Leptoukh, G., Shen, S., Zhu, T., & Kempler, S. (2008). Remotely-sensed chlorophyll a observations of the northern Red Sea indicate seasonal variability and influence of coastal reefs. *Journal of Marine Systems*, 69(3), pp.191-204.
- Ade, C., Hestir, E. L., & Lee, C. M. (2021). Assessing Fish Habitat and the Effects of an Emergency Drought Barrier on Estuarine Turbidity Using Satellite Remote Sensing. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 57(5), pp.752-770.
- Alberts-Hubatsch, H., Lee, S. Y., Meynecke, J.-O., Diele, K., Nordhaus, I., & Wolff, M. (2016). Life-history, movement, and habitat use of *Scylla serrata* (Decapoda, Portunidae): Current knowledge and future challenges. *Hydrobiologia*, 763(1), pp.5-21.
- Almar, R., Ranasinghe, R., Bergsma, E. W. J., Diaz, H., Melet, A., Papa, F., Vousdoukas, M., Athanasiou, P., Dada, O., Almeida, L. P., & Kestenare, E. (2021). A global analysis of extreme coastal water levels with implications for potential coastal overtopping. *Nature Communications*, 12 (3775), 9 p.
- Alongi, D. M. (2012). Carbon sequestration in mangrove forests. *Carbon Management*, 3(3), pp.313-322.
- Alongi, D. M. *et al.* (2004). Sediment accumulation and organic material flux in a managed mangrove ecosystem: Estimates of land-ocean-atmosphere exchange in peninsular Malaysia. *Marine Geology*, 208, pp.383-402.
- Alvain, S., Moulin, C., Dandonneau, Y., & Bréon, F. M. (2005). Remote sensing of phytoplankton groups in case 1 waters from global SeaWiFS imagery. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 52(11), pp.1989-2004.
- Amara, R. (2010). Impact de l'anthropisation sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes marins. Exemple de la Manche-mer du nord. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, Hors-série 8, 13 p.
- Amelot, X. (2013). Cartographie participative pour le développement local et la gestion de l'environnement à Madagascar: Empowerment, impérialisme numérique ou illusion participative? *L'Information géographique*, Vol. 77(4), pp.47-67.
- Anand, A., Wesely, S., & Satheesh, S. (2006). Notes on a commercially valuable crab *Scylla serrata* (Forsk., 1775) and two poisonous crabs, *Zosimus aeneus* (Linnaeus, 1758) and

- Platypodia granulosa* (Rüppell, 1830) from Laamu Atoll, Maldives. Maldives Marine Research Bulletin, 8, pp.37-53.
- Andriamalala, A., M., Randrianodiasana, J., & Ranarijaona, H. L. T. (2019). Evaluation des pressions sur le Complexe Mahavavy-Kinkony (CMK): Cas des écosystèmes fluviaux – littoraux des Mangroves du Delta de Mahavavy. *Revue des Sciences, de Technologies et de l'Environnement (RSTE)*, Université de Mahajanga, 1, pp.11-16.
- Andriamalala, C. A. J. (2007). Etude écologique pour la gestion des mangroves à Madagascar: Comparaison d'une mangrove littorale et d'estuaire à l'aide de la télédétection, Thèse de Doctorat à l'University of Basel, 283 p.
- Andriamiadanarivo, A. (2016). Gestion des ressources halieutiques pour le développement durable du territoire d'antenina, district ambilobe, region Diana. Rapport Master 2 en Géographie, parcours Société et Aménagement. Université d'Antananarivo, Arts, lettres et sciences humaines, Mention: géographie, 64 p.
- Andrianarison, M., F, N. (2008). Tout sur la projection Laborde et l'utilisation du GPS à Madagascar, Mémoire de fin d'étude en vue d'obtention du diplôme d'ingénieur. Geometre-topographe, Université d'Antananarivo, Ecole supérieure polytechnique d'Antananarivo, Departement: information Géographique et Foncière, 153 p.
- Andriantsiaronandroy, R. R. (2018). Dynamique récente d'évolution des mangroves de la région de Toliara (Madagascar), Thèse de doctorat, Université de Toliara et Université d'Angers, 345 p.
- Andriantsiaronandroy. R. R., Taïbi, A. N., Ballouche, A., & Rejo-Fienena, F. (2017). Caractérisation et évolution récente des mangroves d'ankiembe et de sarodrano (toliara-madagascar) par télédétection spatiale. *Photo interprétation european journal of applied remote sensing*, 3(4), pp.43-49.
- Andrieu, J., & Mering, C. (2009). Cartographie par télédétection des changements de la couverture végétale sur la bande littorale ouest-africaine: Exemple des Rivières du Sud du delta du Saloum au Rio Geba. *Teledetection, Editions des Archives Contemporaines / Editions scientifiques GB / Gordon and Breach Scientific Publishers*, 8(2), pp.93-118.
- Appolinaire, G., Antoine, C., Clément Abiola, O., Kévin Sagui, K., Bernice, H., Guy Apollinaire, M., & Issaka, Y. A. K. (2017). Synthèse des connaissances sur l'écologie et la biologie des crabes (Crustacés, Décapodes, Brachyours). *International Journal of Biological Chemical Sciences*, 11(6), pp.2990-3004.

- Ariza-Lopez, F. J., Rodriguez-Avi, J., & Alba-Fernandez, M. V. (2018). Complete Control of an Observed Confusion Matrix. IGARSS 2018 - 2018 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium, pp.1222-1225.
- Baatz, M., & Schäpe, A. (2000). Multi resolution Segmentation: An optimum approach for high quality multi scale image segmentation. *image segmentation. J. Photogramm. Remote Sens.*, 58, pp.12-23.
- Baghdadi, N., David, A., Oliveros, C., & Gratiot, N. (2005). Apport de l'imagerie spatiale optique et RADAR pour la cartographie des bancs de vase en Guyane franc-aise. *Bulletin de la SFPT (Société Française de Photogrammétrie et de Télédétection)*, 175, pp.27-42.
- Baloloy, A. B., Blanco, A. C., Candido, C. G., Argamosa, R. J. L., Dumalag, J. B. L. C., Dimapilis, L. L. C., & Paringit, E. C. (2018). Estimation of mangrove forest aboveground biomass using multispectral bands, vegetation indices and biophysical variables derived from optical satellite imageries: Rapideye, planetscope and sentinel-2. *ISPRS Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, IV-3, pp.29-36.
- Banque Mondiale. (2003). Madagascar: Revue du Secteur Rural et Environnemental (No 26106-MG; Développement Durable sur le Plan Social et sur le Plan Environnemental Région Afrique, Banque Mondiale. 70 p.
- Barnes, D. K. A., Dulvy, N. K., Priestley, S. H., Darwall, W. R. T., Choisel, V., & Whittington, M. (2002). Fishery characteristics and abundance estimates of the mangrove crab *Scylla serrata* in southern Tanzania and northern Moçambique. *South African Journal of Marine Science*, 24(1), pp.19-25.
- Barnsley, M. J., Settle, J. J., Cutter, M. A., Lobb, D. R., & Teston, F. (2004). The PROBA/CHRIS mission: A low-cost smallsat for hyperspectral multiangle observations of the Earth surface and atmosphere. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 42(7), pp.1512-1520.
- Battistini, R. (2003). Caractères généraux des mangroves de la Guyane française: Comparaison avec les mangroves malgaches. *Comprendre et Gérer La Nature Littorale*, 59, pp.131-138.
- Battistini, R., C, J., LA, Ma., G, C., & E, V. (1975). Morphologie et sédimentologie du canyon sous-marin de l'Onilahy (sud-ouest de Madagascar). *ORSTOM*, 7(0002), pp.95-110.
- Bautil, B. R., & Ardill, J. D. (1991). Actes du séminaire sur l'aménagement de la pêche de crabes des mangroves (*Scylla serrata*) du Nord-ouest de Madagascar, pp. 1-62.

- Bautil, B. R., Ramanantoniaina, J., & Carrara, G. (1990). Etude préliminaire de la ressource en crabe des mangroves (*Scylla serrata*) du nord-ouest de Madagascar. Acte du séminaire sur l'aménagement de la pêche de crabes des mangroves *Scylla serrata* du Nord-ouest de Madagascar, pp.1-42.
- Beare, D., Burns, F., Greig, A., Jones, E., Peach, K., Kienzle, M., McKenzie, E., & Reid, D. (2004). Long-term increases in prevalence of North Sea fishes having southern biogeographic affinities. *Marine Ecology Progress Series*, 284, pp.269-278.
- Bell, J. D., Johnson, J. E., Ganachaud, A. S., Gehrke, P. C., Hobday, A. J., & Hoegh-Guldberg, O. (2012). Vulnérabilité des ressources halieutiques et aquacoles du Pacifique tropical face au changement climatique: Résumé à l'intention de la polynésie française, de la Nouvelle Calédonie et de Wallis et Futuna, 176 p.
- Bemiasa, J. (2009). Dynamique des pêcheries traditionnelles d'anchois, de calmars et de poulpes du Sud-Ouest de Madagascar: Utilisation d'outils océanographiques pour la gestion des ressources, Thèse de doctorat université de Toliara, Madagascar, 251 P.
- Benz, U. C., Hofmann, P., Willhauck, G., Lingenfelder, I., & Heynen, M. (2004). Multi-resolution, object-oriented fuzzy analysis of remote sensing data for GIS-ready information. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 58(3), pp.239-258.
- Betoulle, J. L. (1998). Caractérisation des chutes de litière et des apports aux sols en nutriments dans une mangrove de Guyane française, Thèse de doctorat de l' Université Paul Sabatier-Toulouse 3, 170 P.
- Bharathi, V., Chakravarty, M. S., & Ganesh, P. R. C. (2018). Biochemical composition of the of mud crab *Scylla serrata* (Forsk.) of *Coringa* mangroves. *International Journal of Advanced Science and Research*, 3(1), pp.11-15.
- Biodev. (2005). Analyse pour l'octroi d'un statut du Complexe Mahavavy-Kinkony (p. 176). Rapport. Conservation International, 176 p.
- Bisarah, L., Caillaud, A., Gorchakova, E., Meyer, J.-Y., & Taureau, F. (2019). Cartographie des mangroves de Polynésie française / Mapping of French polynesia mangroves.
- Blaschke, T. (2010). Object based image analysis for remote sensing. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 65(1), pp.2-16.
- Blasco, F. (1982). Écosystèmes mangroves: Fonctionnement, utilité, évolution. *Oceanologica Acta*, pp.225-230.

- Blasco, F., Gauquelin, T., Rasolofoharinoro, M., Denis, J., Aizpuru, M., & Caldairou, V. (1998). Recent advances in mangrove studies using remote sensing data. *Marine and Freshwater Research*, 49(4), 287 p.
- Boisvert, J. B., Crevier, Y., & Pultz, T. J. (1996). Estimation régionale de l'humidité du sol par télédétection. *Canadian Journal of Soil Science*, 76(3), pp.325-334.
- Bonn, F. (1993). Précis de télédétection: Principes et méthodes. Presse de l'Université du Québec/AUPELF, 485 p.
- Bonn, F. (1996). Précis de télédétection (Vol. 2). Universités francophones.
- Bonn, F., & Rochon, G. (1992). Précis de télédétection, volume 1: Principes et méthodes. Précis de télédétection, Volume 1, Principes et méthodes. PUQ/AUPELF, Sainte-Foy, 485 p.
- Booij, N., Ris, R. C., & Holthuijsen, L. H. (1999). A third-generation wave model for coastal regions: 1. Model description and validation. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 104(C4), pp.7649-7666.
- Bosc, P., Rakotoson, T., Andrianasolo, D., & Valade, P. (2018). Mise en oeuvre d'enquêtes halieutiques sur la pêche du crabe à Madagascar. Projet CRABMADA réalisé par OCEA et IH.SM, Livrable n°1. Programme Gestion de la Biodiversité côtière porté par la COI et financé par l'Europe, 53 p.
- Bouiadjra, S. E. B., Zerey, W. E., & Benabdeli, K. (2011). Étude diachronique des changements du couvert végétal dans un écosystème montagneux par télédétection spatiale: Cas des monts du Tessala (Algérie occidentale). *Physio-Géo. Géographie physique et environnement*, Volume 5, pp.211-225.
- Bradbury, G., Trinder, M., Furness, B., Banks, A. N., Caldow, R. W. G., & Hume, D. (2014). Mapping Seabird Sensitivity to Offshore Wind Farms. *PLOS ONE*, 9(9), 17 p.
- Breen, P., Vanstaen, K., & Clark, R. W. E. (2015). Mapping inshore fishing activity using aerial, land, and vessel-based sighting information. *ICES Journal of Marine Science*, 72(2), pp.467-479.
- Caldow, C., Monaco, M. E., Pittman, S. J., Kendall, M. S., Goedeke, T. L., Menza, C., Kinlan, B. P., & Costa, B. M. (2015). Biogeographic assessments: A framework for information synthesis in marine spatial planning. *Marine Policy*, 51, pp.423-432.
- Campbell, M. S., Stehfest, K. M., Votier, S. C., & Hall-Spencer, J. M. (2014). Mapping fisheries for marine spatial planning: Gear-specific vessel monitoring system (VMS), marine conservation and offshore renewable energy. *Marine Policy*, 45, pp.293-300.

- Cannicci, S., Bartolini, F., Dahdouh-Guebas, F., Fratini, S., Litulo, C., Macia, A., Mrabu, E. J., Penha-Lopes, G., & Paula, J. (2009). Effects of urban wastewater on crab and mollusc assemblages in equatorial and subtropical mangroves of East Africa. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 84(3), pp.305-317.
- Carrere, R., & Fonseca, H. (2002). Mangroves: Subsistance locale vs profits des entreprises. *Mouvement Mondial pour les Forêts Tropicales*, 70 p.
- Castillo, J. A. A., Apan, A. A., Maraseni, T. N., & Salmo, S. G. (2017). Estimation and mapping of above-ground biomass of mangrove forests and their replacement land uses in the Philippines using Sentinel imagery. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 134, pp.70-85.
- Catry, T., Pottier, A., Marti, R., Li, Z., Roux, E., Herbreteau, V., Mangeas, M., Demagistri, L., Gurgel, H., & Dessay, N. (2018). Apports de la combinaison d'images satellites optique et RADAR dans l'étude des maladies à transmission vectorielle: Cas du paludisme à la frontière Guyane française – Brésil. *Confins. Revue franco-brésilienne de géographie / Revista franco-brasilera de geografia*, 37, 32 p.
- Catry, T., Révillion, C., Mouquet, P., & Pennober, G. (2020). Apports de l'imagerie satellite pour le suivi de l'impact des événements cycloniques à Madagascar. *EchoGéo*, 51, Article 51, 31 p.
- Caverivière, A., Chaboud, C., & Rafalimanana, T. (2008). Les crevettes côtières de Madagascar: Biologie, exploitation, gestion. IRD éd., Institut de recherche pour le développement. P. 362.
- Ceccato, P., Flasse, S., Tarantola, S., Jacquemoud, S., & Grégoire, J.-M. (2001). Detecting vegetation leaf water content using reflectance in the optical domain. *Remote Sensing of Environment*, 77(1), pp.22-33.
- Centre canadien de télédétection. (1998). *Notions fondamentales de télédétection*.
- Chaboud, C., Froger, G., Méral, P., & Deberre, J. C. (2007). L'exploitation durable des ressources marines et côtières, pp.229-257.
- Chamaillé, L. (2008). Apport de la télédétection pour la détection de l'eau et la caractérisation des propriétés de l'eau Application de la télédétection à l'étude des facteurs de risque liés à l'eau pour la survie du virus H5N1 dans l'environnement, Master 2 professionnel géomatique, Académie de Toulouse, 78 p.

- Chander, G., Markham, B. L., & Helder, D. L. (2009). Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. *Remote Sensing of Environment*, 113(5), pp.893-903.
- Chanteau, S. (2014). Les bioclimats. In *Atlas de la peste à Madagascar* IRD Éditions, pp. 23-24.
- Chaperon, P., Danloux, J., & Ferry, L. (1993). *Fleuves et rivières de Madagascar = Ony sy renirano eto Madagasikara*, Centre IRD de Bondy; ORSTOM, 874 p.
- Chapman, V. J. (1976). *Mangrove vegetation*, Pergamon International Library of Science, Technologi, Engineering and Social Studies, Vaduz: J. Cramer, 274 p.
- Charbonneau, L., Coulombe, A., Morin, D., & Brochu, R. (1989). Développement d'une spatio-carte orientée vers la planification urbaine: Résultats préliminaires. *Cahiers de géographie du Québec*, 33(88), pp.23-36.
- Chartier, M., & Servain, S. (2000). Apports de la télédétection satellitaire à l'étude de l'environnement de sites archéologiques en milieu tempéré, le cas de la vallée de l'Aisne. *Cybergeo: European Journal of Geography*, 7 p.
- Chauvaud, S., Bouchon, C., & Maniere, R. (1998). Remote sensing techniques adapted to high resolution mapping of tropical coastal marine ecosystems (coral reefs, seagrass beds and mangrove). *International Journal of Remote Sensing*, 19(18), pp.3625-3639.
- Chen, D., Huang, J., & Jackson, T. J. (2005). Vegetation water content estimation for corn and soybeans using spectral indices derived from MODIS near- and short-wave infrared bands. *Remote Sensing of Environment*, 98(2), pp.225-236.
- Chen, S., Huang, W., Chen, W., & Wang, H. (2011). Remote sensing analysis of rainstorm effects on sediment concentrations in Apalachicola Bay, USA. *Ecological Informatics*, 6(2), pp.147-155.
- Cherel, J. P. (2010). Classification supervisée: Les classifications d'images pixel à pixel. Support de cours M1 SIIG3T - Traitement d'images, 13 p.
- Chevalier, A., & Guinier, P. (1953). Ce qu'il faut penser des Associations végétales du système J. Braun-Blanquet. *Journal d'agriculture traditionnelle et de botanique appliquée*, 33(369), pp.323-334.
- Chimura, G. L., Anisfeld, S. C., Cahoon, D. R., & Lynch, J. C. (2003). Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Glob. Biogeochem. Cycles*, 17, pp.11-21.
- Chouquet, C. (2010). Modèles linéaires, Laboratoire de Statistique et Probabilités - Université Paul Sabatier – Toulouse, Cours M1 IMAT, 50 p.

- Claden, M., Begue, A., & Imbert, D. (2011). Rapport technique Cartographie de la mangrove de la baie de Fort-de-France Action 5. Institut de recherche pour le développement. P.39.
- Clergeau, P., Linglart, M., Morin, S., Paris, M., & Dangeon, M. (2016). La Trame verte et bleue à l'épreuve de la ville. 83 S, pp.37-40.
- Clinton, W. J. (1994). Coordinating geographic data acquisition and access to the National Spatial Data Infrastructure. Executive Order 12096. Washington, USA.
- Clough, B. F. (1992). Primary productivity and growth of mangrove forests, pp.225-249.
- Coffin, M. F., & Rabinowitz, P. D. (1988). Evolution of the Conjugate East African-Madagascan Margins and the Western Somali Basin. Geological Society of America Special paper, 89 p.
- COFREPECHE, MRAG, NFSD, & POSEIDON. (2014). Évaluation rétrospective et prospective du protocole de l'accord de partenariat dans le secteur de la pêche entre l'Union européenne et la République de Madagascar (Contrat cadre MARE/2011/01-Lot 3, contrat spécifique n° 10. Bruxelles, 175 p.
- Cohen, J. E., Small, C., Mellinger, A., Gallup, J., & Sachs, J. (1997). Estimates of Coastal Populations. *Science*, 278(5341), pp.1209-1213.
- Comeau, P. G., Gendron, F., & Letchford, T. (1998). A comparison of several methods for estimating light under a paper birch mixedwood stand. *Canadian Journal of Forest Research*, 28(12), pp.1843-1850.
- Cook, J. G., Stutzman, T. W., Bowers, C. W., Brenner, K. A., & Irwin, L. L. (1995). Spherical Densimeters Produce Biased Estimates of Forest Canopy Cover. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, 23(4), pp.711-717.
- Cooke, A. (2012). Madagascar: A guide to marine biodiversity. RESOLVE, 176 p.
- Cormier Salem, M. C. (2018). A la decouverte des mangroves: Regards multiples sur un objet de recherche mouvant, pp.11-24.
- Cormier Salem, M.-C. (1999). Rivières du Sud: Sociétés et mangroves ouest-africaines. IRD Editions, 428 p.
- Cormier-Salem, M.-C. (1995). Paysans-pêcheurs du terroir et marins-pêcheurs du parcours. Les géographes et l'espace aquatique. *L'Espace géographique*, 24(1), pp.46-59.
- Costanza, R., d'Arge, R., Groot, R. de, Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & Belt, M. van den. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), pp.253-260.

- Crosnier, A. (1962). Crustacés décapodes. Portunidae (Tome XVI; Faune de Madagascar, ORSTOM et Gouvernement de la République Malgache, 154 p.
- Dahdouh-Guebas, F., Jayatissa, L. P., Di Nitto, D., Bosire, J. O., Lo Seen, D., & Koedam, N. (2005). How effective were mangroves as a defence against the recent tsunami? *Current Biology*, 15(12), pp.443-447.
- Dale, P. E. R., Chandica, A. L., & Evans, M. (1996). Using image subtraction and classification to evaluate change in sub-tropical intertidal wetlands. *International Journal of Remote Sensing*, 17(4), pp.703-719.
- Davis, J. A., Churchill, G. J., Hecht, T., & Sorgeloos, P. (2004). Spawning Characteristics of the South African Mudcrab *Scylla serrata* (Forskål) in Captivity. *Journal of the World Aquaculture Society*, 35(2), pp.121-133.
- De Gaulejac, B., Claden, M., & Bégué, A. (2010). La cartographie des mangroves de la Caraïbe par satellite: Synthèse bibliographique. *Revue des acteurs*, 38 p.
- De Jong, S. M., Shen, Y., de Vries, J., Bijnaar, G., van Maanen, B., Augustinus, P., & Verweij, P. (2021). Mapping mangrove dynamics and colonization patterns at the Suriname coast using historic satellite data and the LandTrendr algorithm. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 97, pp.102-293.
- de Almeida, L. T., Olímpio, J. L. S., Pantalena, A. F., de Almeida, B. S., & de Oliveira Soares, M. (2016). Evaluating ten years of management effectiveness in a mangrove protected area. *Ocean & Coastal Management*, 125, pp.29-37.
- DeFelice, R. C., L. G., E., J. T., C., & H., B. M. (2001). Guidebook to the introduced marine species in Hawaiian waters-Nonindigenous marine invertebrates. Bishop Museum Technical Report, 70 p.
- Delaporte, G. (2007). La biologie sous-marine: les crustacés, 10 p.
- Delathière, S. (1990). Biologie et exploitation du crabe de palétuviers *Scylla serrata* en Nouvelle Calédonie, Université de Bretagne Occidentale, 194 p.
- Denègre, J. (1992). Nouvelles technologies au service de l'investigation géographique: Le rôle de la télédétection spatiale et des systèmes d'information géographique. *SIGAS*, 2(2), pp.139-149.
- Denègre, J., & Salgé, F. (1997). Les systèmes d'information géographique, Que sais-je? P. 128.
- Deniel, C., & Viatte, C. (2019). Measuring pollutants from space. *Annales des Mines - Responsabilité et environnement*, 96(4), pp.99-103.

- Derijard, R. (1963). Note préliminaire sur la localisation et le peuplement de certains atterrissements sablo-vaseux et caseux intertidaux de la région de Toliara (Madagascar). *Annales Malgaches* (1), pp.201-2019.
- Desconnets, J.-C. (2017a). Recherche d'information spatio-temporelle: Application aux images satellitaires, Habilitation à Diriger des Recherches, Spécialité: Informatique, Université de Montpellier, 143 p.
- Dey, V., Zhang, Y., & Zhong, M. (2010). A review on image segmentation techniques with remote sensing perspective. *Vienna, Austria: na.*, 38, pp.31-42.
- Diaz, R. J., Cutter, G. R., & Able, K. W. (2003). The importance of physical and biogenic structure to juvenile fishes on the shallow inner continental shelf. *Estuaries*, 26(1), pp.12-20.
- Domalain, G., Rasoanandrasana, N., & Tiandraza, A. (2002). Aperçu de l'exploitation et de ses contextes. In *La ruée vers l'or rose: Regards croisés sur la pêche crevette traditionnelle à Madagascar*, pp. 29-48.
- Donato, D. C., Kauffman, J. B., Murdiyarso, D., Kurnianto, S., Stidham, M., & Kanninen, M. (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, 4(5), pp.293-297.
- Doornenbal, P., Schokker, J., Maljers, D., Wal, J. T., & Heteren, S. (2022). Worked example Marine-Landscape Map of the Dutch Continental Shelf, 18 p.
- Doyen, A. (1985). La mangrove a usage multiple de l'estuaire du Saloum (Sénégal), Université de Dakar, Sénégal, pp. 176-201.
- Dronkers, J., & de Vries, I. (1999). Integrated coastal management: The challenge of transdisciplinarity. *Journal of Coastal Conservation*, 5(2), pp. 97-102.
- DRPEB. (2021). Rapport d'activité DRPEB/Fiche de commercialisation (volet vert) et société de pêche, Direction des Etudes, de la Statistique et de la Planification, Service Statistique de la Pêche et de l'Economie Bleue.
- Drusch, M., Del Bello, U., Carlier, S., Colin, O., Fernandez, V., Gascon, F., Hoersch, B., Isola, C., Laberinti, P., Martimort, P., Meygret, A., Spoto, F., Sy, O., Marchese, F., & Bargellini, P. (2012). Sentinel-2: ESA's Optical High-Resolution Mission for GMES Operational Services. *Remote Sensing of Environment*, 120, pp.25-36.
- Du Plessis, A. (1971). A preliminary investigation into the morphological characteristics, feeding, growth, reproduction and larval rearing of *Scylla serrata* Forskal (Decapoda: Portunidae), held in captivity, 78 p.

- Ehler, C., & Douvère, F. (2009). *Marine Spatial Planning: a systematic approach toward ecosystem-based management*, Intergovernmental Oceanographic Commission and Man and the Biosphere Programme, Unesco Report, 99 p.
- El Mahrad, B., Newton, A., Icely, J. D., Kacimi, I., Abalansa, S., & Snoussi, M. (2020). Contribution of Remote Sensing Technologies to a Holistic Coastal and Marine Environmental Management Framework: A Review. *Remote Sensing*, 12(14), 47 p.
- Englund, S., O'Brien, J., & Clark, D. (2000). Evaluation of Digital and Film Hemispherical Photography and Spherical Densiometry for Measuring Forest Light Environments. *Canadian Journal of Forest Research-revue Canadienne De Recherche Forestiere - CAN J FOREST RES*, 30, pp.1999-2005.
- Escadafal, R., & Bégni, G. (2016). Surveiller la désertification par télédétection. *Les dossiers thématiques du CSFD*, 12, 44 p.
- Everitt, J. H., Yang, C., Judd, F. W., & Summy, K. R. (2010). Use of Archive Aerial Photography for Monitoring Black Mangrove Populations. *Journal of Coastal Research*, 2010(264), pp.649-653.
- Fadil, S., Sebari, I., Bouhaloua, M., & Kadi, K. A. E. (2020). Opportunités d'utilisation de la technologie drone au niveau des écosystèmes forestiers. *Revue Marocaine des Sciences Agronomiques et Vétérinaires*, 8(4), pp. 458-464.
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F. G., Crist, T. O., Fuller, R. J., Sirami, C., Siriwardena, G. M., & Martin, J.-L. (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14(2), pp.101-112.
- FAO. (1995). Directives volontaires visant à assurer la durabilité de la pêche artisanale dans le contexte de la sécurité alimentaire et de l'éradication de la pauvreté, 24 p.
- FAO. (2005a). Évaluation des ressources forestières mondiales 2005: Étude thématique sur les mangroves de Madagascar, Profil national, Département des forêts Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, 14 p.
- FAO. (2005b). Le poisson fait vivre beaucoup de populations pauvres de la planète.
- FAO. (2007). *The world's mangrove 1980–2005*. (FAO Forestry Paper 153), 78 p.
- FAO. (2018). *La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture 2018 (Sofia): Atteindre les objectifs de développement durable*. Food & Agriculture Organisation, 237 p.
- FAO. (2020). *Description des mangroves-Madagascar. Aménagement des mangroves*.

- Faour, G., & Shaban, A. (2004). Apport de la bande infrarouge thermique du capteur ETM+ de Landsat-7 dans la détection de la pollution de l'eau de mer sur le littoral libanais. *Télédétection*, 4(2), pp.197-209.
- Fassnacht, K. S., Gower, S. T., Norman, J. M., & McMurtric, R. E. (1994). A comparison of optical and direct methods for estimating foliage surface area index in forests. *Agricultural and Forest Meteorology*, 71(1), pp.183-207.
- Fauvel, M., Arbelot, B., Benediktsson, J. A., Sheeren, D., & Chanussot, J. (2013). Detection of Hedges in a Rural Landscape Using a Local Orientation Feature: From Linear Opening to Path Opening. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 6(1), pp.15-26.
- Ferdouse, F. (1990). Live mud crab – a Malaysian favourite. (No 6; INFOFISH int (FAO, Kuala Lumpur), pp. 55-57.
- Ferreira, M. A., Andrade, F., Bandeira, S. O., Cardoso, P., Mendes, R. N., & Paula, J. (2009). Analysis of cover change (1995–2005) of Tanzania/Mozambique trans-boundary mangroves using Landsat imagery. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 19(S1), pp.38-45.
- Fetramaharavo, N. S. (2019). Etude de l'interaction Nappe-fleuve dans le bassin versant de Sofia, Mémoire de fin d'études en vue de l'obtention du diplôme de Master, Titre : Ingénieur, Sciences et techniques de prévision météorologique et hydrologique, Université d'Antananarivo, 142 p.
- Fisher, R. A. (1922). On the Mathematical Foundations of Theoretical Statistics. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series A*, 222, pp.309-368.
- Fondo, E. N., Kimani, E. N., & Odongo, D. O. (2010). The status of mangrove mud crab fishery in Kenya, East Africa, 10 p.
- Foody, G. M. (2002). Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment*, 80(1), pp.185-201.
- Fratini, S., Ragionieri, L., & Cannicci, S. (2010). Stock structure and demographic history of the Indo-West Pacific mud crab *Scylla serrata*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 86(1), pp.51-61.
- Frazer, G., Trofymow, J. A., & Lertzman, K. P. (1997). A method for estimating canopy openness, effective leaf area index, and photosynthetically active photon flux density using

- hemispherical photography and computerized image analysis techniques, Victoria, BC: Pacific Forestry Centre, Vol. 373, 81 p.
- Frotté, L. (2009). Utilisation des cpue pour suivre l'abondance du crabe de paletuvier en nouvelle-caledonie, Mémoire de fin d'études Pour l'obtention Diplôme d'Agronomie Approfondie Spécialisation Halieutique, Agro campus oust, 53 p.
- Gadal, S. (2011). Systèmes spatio-temporels de suivi de l'urbanisation littorale ouestafricaine et des impacts socio-environnementaux. ITP symposium, new horizon of the interdisciplinary approaches to the Asian and African area studies, ASAFAS, 6 p.
- Ganey, J. L., & Block, W. M. (1994). A comparison of two techniques for measuring canopy closure. *Western Journal of Applied Forestry*, 9(1), pp.21-23.
- Gao, J. (1998). A hybrid method toward accurate mapping of mangroves in a marginal habitat from SPOT multispectral data. *International Journal of Remote Sensing*, 19(10), pp.1887-1899.
- Gao, Y., Mas, J. F. (2008). A comparison of the performance of pixel-based and object-based classifications over images with various spatial resolutions. *Online journal of earth sciences*, 2(1), 27-35.
- Gascoigne, T. (2011). Changement climatique et ressources marines en Océanie: Opportunités et menaces, pp.11-13.
- Gascuel, D. (2009). Exploitation des ressources marines: Quand la crise écologique compromet l'alimentation des pays du Sud. *Pour*, N° 202-203(3), pp.49-56.
- Gautier, D., Amador, J., & Newmark, F. (2001). The use of mangrove wetland as a biofilter to treat shrimp pond effluents: Preliminary results of an experiment on the Caribbean coast of Colombia—Gautier—2001—Aquaculture Research—Wiley Online Library. *Aquaculture research*, 32(10), pp.787-799.
- Gensac, E. (2013). Dynamique morpho-sédimentaire d'un littoral sous influence Amazonienne. Impact des forçages hydrosédimentaires sur la migration des bancs de vase et la mangrove côtière: Le cas de la Guyane française, Thèse à l'Université du Littoral Côte d'Opale, 215 p.
- Gill, S. J., Biging, G. S., & Murphy, E. C. (2000). Modeling conifer tree crown radius and estimating canopy cover. *Forest Ecology and Management*, 126(3), pp.405-416.
- Giri, C. (2021). Recent Advancement in Mangrove Forests Mapping and Monitoring of the World Using Earth Observation Satellite Data. *Remote Sensing*, 13(4), 6 p.

- Giri, C., & Muhlhausen, J. (2008). Mangrove Forest Distributions and Dynamics in Madagascar (1975–2005). *Sensors*, 8(4), pp.2104-2117.
- Giri, C., Pengra, B., Zhu, Z., Singh, A., & Tieszen, L. L. (2007). Monitoring mangrove forest dynamics of the Sundarbans in Bangladesh and India using multi-temporal satellite data from 1973 to 2000. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73(1), pp.91-100.
- Goncalves, P., & Nicollet, C. (2022). Madagascar, géologie. *encyclopaedia universalis*.
- Goodchild, M. F. (2007). Citizens as sensors: The world of volunteered geography. *GeoJournal*, 69(4), pp.211-221.
- Gopurenko, D., Hughes, J. M., & Keenan, C. P. (1999). Mitochondrial DNA evidence for rapid colonisation of the Indo–West Pacific by the mudcrab *Scylla serrata*. *Marine Biology*, 134(2), pp.227-233.
- Gore, A. (1998). *The Digital Earth: Understanding our planet in the 21st Century*, 4 p.
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202, pp.18-27.
- Gourmelon, F. (2008). La contribution des SIG à la connaissance et à la gestion de l'environnement littoral, 163 p.
- Gourmelon, F., Robin, M., Creuseveau, J. G., Pennober, G., Silva, A. S. da, Affian, K., Hauhouot, C., & Pottier, P. (2006). Contraintes d'utilisation des technologies de l'information géographique pour la gestion intégrée des zones côtières en Afrique. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, Volume 7 Numéro 3, 22 p.
- Gramond, D., Savy, B., Graffouillère, M., & Bartout, P. (2005). Méthodologies de délimitation des zones humides: De l'image satellitale à l'analyse terrain (Methodology of wetlands delimitation: from sensed data to field works). *Bulletin de l'Association de Géographes Français*, 82(2), pp.246-255.
- Grau, E. (2012). Modélisation DART du transfert radiatif Terre-Atmosphère pour simuler les bilans radiatif, images de télédétection et mesures LIDAR des paysages terrestres, Thèse de Doctorat, Université Paul Sabatier - Toulouse III, 297 p.
- Green, E. P., Mumby, P. J., Edwards, A. J., Clark, C. D., & Ellis, A. C. (1997). Estimating leaf area index of mangroves from satellite data. *Aquatic Botany*, 58(1), pp.11-19.
- Gregg, W. W. (2008). Assimilation of SeaWiFS ocean chlorophyll data into a three-dimensional global ocean model. *Journal of Marine Systems*, 69(3), pp.205-225.

- Gressin, A. (2014). Mise à jour d'une base de données d'occupation du sol à grande échelle en milieux naturels à partir d'une image satellite THR, Thèse de Doctorat, Université René Descartes - Paris V, 226 p.
- Guilcher, A. (1959). Origine et dépôt de la vase marine peu profonde. *L'Information Géographique*, 23(1), pp.17-22.
- Guillaumin, A. (1928). La mangrove Malgache et ses produits, pp.127-132.
- Guillet, M., Rénoux, E., Robin, M., Debaine, F., Rakotonavalona, H., D., & Ratsivalaka, S. (2008). Suivi et analyse de l'évolution de la mangrove de mahajamba (nord-ouest de madagascar). *Proceedings of the international pluridisciplinary conference « The littoral: challenge, dialogue, action »*, 8 p.
- Guiral, D., Albaret, J.-J., Baran, É., Bertrand, F., Debenay, J.-P., Diouf, P. S., Guillou, J.-J., Lœuff, P. L., Montoroi, J.-P., & Sow, M. (1999). Chapitre II. Les écosystèmes à mangrove. In M.-C. Cormier Salem (Éd.), *Rivières du Sud*, IRD Éditions, pp. 63-130.
- Guyomard, D., Petit, M., Desruisseaux, M., Stretta, J.-M., & Gardel, L. (2017). Hydroclimat du Sud-Ouest de l'océan Indien et océanographie spatiale. In F. Huynh (Éd.), *Halieutique et environnement océanique: Le cas de la pêche palangrière à l'espadon depuis l'île de la Réunion*, IRD Éditions, pp. 39-65.
- Hagenaars, G., Luijendijk, A., de Vries, S., & de Boer, W. (2017). Long term coastline monitoring derived from satellite imagery. *Proc. Coastal Dynamics (12–16 June 2017)*, pp.1551-1562.
- Halford, A. R. (2019). Crabe de palétuvier sur l'île de Pohnpei, États fédérés de Micronésie: Agir rapidement pour assurer la pérennité d'une ressource convoitée, 11 p.
- Hamilton, S., & Casey, D. (2016). Creation of a high spatio-temporal resolution global database of continuous mangrove forest cover for the 21st century (CGMFC-21), pp.729-738.
- Hardisky, M. A., Klemas, V., & Daiber, F. C. (1983). Remote sensing salt marsh biomass and stress detection. *Advances in Space Research*, 2(8), pp.219-229.
- Harley, C. D. G., Hughes, A. R., Hultgren, K. M., Miner, B. G., Sorte, C. J. B., Thornber, C. S., Rodriguez, L. F., Tomanek, L., & Williams, S. L. (2006). The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology Letters*, 9(2), pp.228-241.
- Hasmadi Mohd, I., Pakhriazad, H., Z., & kamaruzaman, J. (2008). Mangrove canopy density of Sungai Merbok forst reserve, Kedah from Landsat TM. *The Malaysian forester*, 71(1), pp.67-74.

- Henry, J.-B. (2005). Cours de Topographie et Topométrie Générale. Université Louis Pasteur, Strasbourg, Service Régional de Traitement d'Image et de Télédétection.
- Herbretreau, V., Kassié, D., Roux, E., Marti, R., Catry, T., Attoumane, A., Révillion, C., Commins, J., Dessay, N., Mangeas, M., & Tran, A. (2018). Observer la Terre pour appréhender spatialement les inégalités de santé: Regard historique et prospectif sur l'utilisation de la télédétection dans le domaine de la santé. *Confins. Revue franco-brésilienne de géographie / Revista franco-brasilera de geografia*, 37, Article 37.
- Herteman, M. (2010). Evaluation des capacités bioremédiatrices d'une mangrove impactée par des eaux usées domestiques. Application au site pilote de Malamani, Mayotte. Université de toulouse.
- Herveu, J. (1969). Contribution à l'étude du milieu fluvio-marin sur la côte occidentale de Madagascar. *Madagascar, revue de Géographie, Faculté des Lettres, Laboratoire de géographie, université de Madagascar*, 8, pp.12-65.
- Hill, B. J. (1994). Offshore spawning by the portunid crab *Scylla serrata* (Crustacea: Decapoda). 120, pp.379-384.
- Hogarth, P., & M., B. (2001). A first modern record of the mangrove crab *Scylla serrata* in the U.A.E. and south-eastern Arabian Gulf. 11(2), 30 p.
- Hutchison J, Spalding M, Balmford A, Swetnam R, & Manica A. (2014). Predicting global patterns in mangrove forest biomass, pp.233-240.
- IFREMER. (2010). Biodiversité en environnement marin, 138 p.
- Iltis, J. (1994). Quelques aspects caractéristiques des mangroves de Madagascar. *L'Academie Nationale Malgache*, pp.61-67.
- Iltis, J. (1995). Quelques aspects caractéristiques des mangroves de Madagascar, pp.61-67.
- Iltis, J. (1997). La montée des enjeux dans les marais à mangrove de l'Ouest malgache: De la marginalité à la convoitise. ORSTOM, pp.515-524.
- Imai, H., Cheng, J.-H., Hamasaki, K., & Numachi, K.-I. (2004). Identification of four mud crab species (genus *Scylla*) using ITS-1 and 16S rDNA markers. *Aquatic Living Resources*, 17(1), pp.31-34.
- IPCC. (2021). *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press. In Press, pp.39-49.
- Jadot, C. (2016). La Mangrove, un écosystème au service de l'homme. ResearchGate, 4 p.

- JAXA. (2020). ALOS Global Digital Surface Model (DSM): ALOS World 3D 30m (AWD 3D 30) Version 2.2.
- Jennerjahn, T. C., & Ittekkot, V. (2002). Relevance of mangroves for the production and deposition of organic matter along tropical continental margins. *Naturwissenschaften*, 89(1), pp.23-30.
- Jennings, S. B., Brown, N. D., & Sheil, D. (1999). Assessing forest canopies and understorey illumination: Canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 72(1), pp.59-74.
- Jensen, J. R., Lin, H., Yang, X., III, E. R., Davis, B. A., & Thoenke, C. W. (1991). The measurement of mangrove characteristics in southwest Florida using spot multispectral data. *Geocarto International*, 6(2), pp.13-21.
- Jia, M., Wang, Z., Wang, C., Mao, D., & Zhang, Y. (2019). A New Vegetation Index to Detect Periodically Submerged Mangrove Forest Using Single-Tide Sentinel-2 Imagery. *Remote Sensing*, 11(17), 2043, 17 p.
- Jones, J., Dale, P. E. R., Chandica, A. L., & Breitfuss, M. J. (2004). Changes in the distribution of the grey mangrove *Avicennia marina* (Forsk.) using large scale aerial color infrared photographs: Are the changes related to habitat modification for mosquito control? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 61(1), pp.45-54.
- Jones, T. G., Glass, L., Gandhi, S., Ravaoarinosihoarana, L., Carro, A., Benson, L., Ratsimba, H. R., Giri, C., Randriamanatena, D., & Cripps, G. (2016). Madagascar's Mangroves: Quantifying Nation-Wide and Ecosystem Specific Dynamics, and Detailed Contemporary Mapping of Distinct Ecosystems. *Remote Sensing*, 8(2), 106, 31 p.
- Jones, T. G., Ratsimba, H. R., Carro, A., Ravaoarinosihoarana, L., Glass, L., Teoh, M., Raherindray, R., & Andriamahenina, Z. (2016). The Mangroves of Ambanja and Ambaro Bays, Northwest Madagascar: Historical Dynamics, Current Status and Deforestation Mitigation Strategy. pp 84-101.
- Julia, L. O. (2001). Morphometrics and Ecology of the Mud Crab (*Scylla* spp.) from Southeast Asia. 78, pp.35-42.
- Jumaux, G., Quetelard, H., & Roy, D. (2011). Atlas climatique de la Réunion. Météo-France, Direction interrégionale de la Réunion, 131 p.

- Kamrani, E., Naderloo, R., Savari, R., & Rezaie-Atagholipour, M. (2013). Preliminary biological information of *Scylla serrata* (Forskål, 1775) (Brachyura, Portunidae) in the Persian Gulf and Gulf of Oman: A conservation priority. *Crustaceana*, 86(3), pp.322-335.
- Kamranzad, B., & Lavidas, G. (2020). Change of nearshore extreme wind and wave climate in Southeast Africa. *Italian Journal of Engineering Geology and Environment*, 1, pp.59-63.
- Karsenty, A. (2005). Classification orientée objet de la perméabilité des sols en zone urbaine à l'aide d'imagerie très haute résolution et de données laser scanner à Curitiba (Brésil). *Revue XYZ*, 1^{er} trimestre (102), pp.44-48.
- Kasprzyk, Z. (2012). Une analyse de la chaîne d'approvisionnement de la pêche de mangrove de Madagascar. *SMARTFISH*, SF/2012/24, 81 p.
- Kasprzyk (2014). Meilleure valorisation des crabes de mangrove à travers la réduction des pertes après capture. *GCP/RAF/466/EC SmartFish Project*, 44 p.
- Kasprzyk, Z., & Levrel, A. (2018). La filière du crabe de mangrove: Guide de bonnes pratiques, 52 p.
- Katlane, R., Houmen, S., & Zargouni, F. (2010). Cartographie de la turbidité et de la chlorophylle à partir des données MODIS AQUA dans le golfe de Gabès. *Revue Méditerranéenne de l'Environnement* 4, pp.634-644.
- Kato, S., & Okuno, J. (2001). *Shrimps and crabs of Hachijo Island*, 157 p.
- Kauffman, J. B., & Donato, D. C. (2012). Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass, and carbon stocks in mangrove forests. Working Paper 86. CIFOR, Bogor, Indonesia, 37 p.
- Keenan, C. P. (1999). Aquaculture of the Mud Crab, Genus *Scylla*: Past, Present and Future. *Aciar proceeding*, 78, pp.9-13.
- Keenan, C. P., & Blackshaw, A. (1999). Mud Crab Aquaculture and Biology. Proceedings of an international scientific forum held in Darwin, Australia, 21–24 April 1997. *ACIAR Proceedings No. 78*, 216 p.
- Keenan, C. P., Davie, P. J. F., & Mann, D. L. (1998). A revision of the genus *Scylla* de Haan, 1833, *Crustacea: Decapoda: Brachyura: Portunidae*, 29 p.
- Kemavo, A. (2018). Potentialités des données de télédétection optique et radar libres d'accès pour l'évaluation et le suivi des écosystèmes forestiers tropicaux: Étude de cas au Togo, en République Démocratique du Congo, en Guyane française et en République Dominicaine, Thèse de Doctorat à l'Université Paris-Est, 258 p.

- Kergomard, C. (1990). La télédétection aéro-spatiale: Intorduction, Cours de télédétection, Ecole Normale Supérieure Paris, 74 p.
- Ketut, S., & Jhon, H. H. (1999). Genetic Charaterisation in the Mud Crab *Scylla* (Brachyura: Portunidae). 78, pp.43-47.
- Khedam, R. (2001). Etude et developpement de méthodes de classification supervisée contextuelle d'images satellitaires, Thèse de Doctorat à l'Université des sciences et de la technologie houari Boumediene, 165 p.
- Kiener, A. (1972). Ecologie, Biologie et Possibilités de mise en valeur des mangroves malgaches. Bulletin de Madagascar, 308, pp.49-84.
- Kim, M., Warner, T. A., Madden, M., & Atkinson, D. S. (2011). Multi-scale GEOBIA with very high spatial resolution digital aerial imagery: Scale, texture and image objects. International Journal of Remote Sensing, 32(10), pp.2825-2850.
- Klinkenberg, B. (2003). The true cost of spatial data in Canada. The Canadian Geographer / Le Géographe Canadien, 47(1), pp.37-49.
- Knuckey, I. A. (1999). Mud crab (*Scylla serrata*) population dynamics in the northern territory, Australia and their relationship to the commercial fishery. Northern Territory University library, 382 p.
- Koechlin, J., Guillaumet, J.-L., & Morat, P. (1974). Flore et végétation de Madagascar. IRD Editions, 701 p.
- Kou, L., Labrie, D., & Chylek, P. (1993). Refractive indices of water and ice in the 0.65- to 2.5- μm spectral range. Applied Optics, 32(19), pp.3531-3540.
- Kovacs, J. M., Flores-Verdugo, F., Wang, J., & Aspden, L. P. (2004). Estimating leaf area index of a degraded mangrove forest using high spatial resolution satellite data. Aquatic Botany, 80(1), pp.13-22.
- Krauss, K. W., McKee, K. L., Lovelock, C. E., Cahoon, D. R., Saintilan, N., Reef, R., & Chen, L. (2014). How mangrove forests adjust to rising sea level. New Phytologist, 202(1), pp.19-34.
- Kregomard, C. (1990). La télédétection aérospatiale: Une introduction. Cours télédétection, Ecole Normale Supérieure Paris, 74 p.
- kristensen, E., Bouillon, S., Dittmar, S., & T & Marchand, C. (2008). Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems. Aquat. Bot., 89, pp.2010-2019.
- Kuenzer, C., Bluemel, A., Gebhardt, S., Quoc, T. V., & Dech, S. (2011a). Remote Sensing of Mangrove Ecosystems: A Review. Remote Sensing, 3(5), pp.878-928.

- Kuenzer, C., Bluemel, A., Gebhardt, S., Quoc, T. V., & Dech, S. (2011b). Remote Sensing of Mangrove Ecosystems: A Review. *Remote Sensing*, 3(5), pp.878-928.
- Kummu, M., Moel, H. de, Salvucci, G., Viviroli, D., Ward, P. J., & Varis, O. (2016). Over the hills and further away from coast: Global geospatial patterns of human and environment over the 20th–21st centuries. *Environmental Research Letters*, 11(3), 034010, 16 p.
- Lampert, L. (2015). Etude sur la température de surface de la mer des eaux guyanaises dans le contexte DCE. IFREMER / ODE / Dyneco-pélagos, 28 p.
- Landis, J. R., & Koch, G. G. (1977). The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. *Biometrics*, 33(1), JSTOR, pp.159-174.
- Le Berre, I., Tixerant, M. L., Nogues, L., & Chiron, T. (2010). Information Géographique et GIZC Analyse et expérimentation d'un SIG inter-services Mer et Littoral. LETG-Brest Géomer, UMR6554CNRS, IUEM-UBO, Brest; DREAL de Basse Normandie; Terra- Maris; MIMEL-MissionInterserviceMeretLittoral, 101 p.
- Le Reste, L., Feno, L., & Ramelison, A. (1976). Etat de nos connaissances sur le crabe de vase *Scylla serrata* Forskal, à Madagascar. ORSTOM, 37 p.
- Le Vay, L. (2001). Ecology and management of mud crab *Scylla* spp. 14, pp.101-111.
- Lebigre, J.-M. (1984). Problématique des recherches sur les marais maritimes de Madagascar en vue de leur protection et de leur aménagement. *MADarevues*, 44, pp.45-47.
- Lebigre, J.-M. (1996). Problèmes d'érosion dans les marais à mangrove de Mayotte (archipel des Comores). *Travaux du Laboratoire de Géographie Physique Appliquée*, 15(1), pp.45-58.
- Lebigre, J.-M. (1997a). Les marais à mangrove du sud-ouest de Madagascar. Des palétuviers et des hommes au pays des épines. *Îles et Archipels*, 23(1), pp.135-241.
- Lebigre, J.-M. (1997b). Milieux et sociétés dans le Sud-Ouest de Madagascar. Presses Université de Bordeaux, 252 p.
- Lemée, G. (1978). *Précis d'écologie*. Masson, Paris, 292 p.
- Lemmon, R., E. (1956). A Spherical Densiometer for Estimating Forest Overstory Density. *Forest Science*, 2(4), pp.314-320.
- Lenanton, R. C. J., & Potter, I. C. (1987). Contribution of estuaries to commercial fisheries in temperate Western Australia and the concept of estuarine dependence. *Estuaries*, 10(1), 28 p.

- Leoville, A., Lagarde, R., Grondin, H., Faivre, L., Rasoanirina, E., Teichert, N. (2021). Influence of environmental conditions on the distribution of burrows of the mud crab, *Scylla serrata*, in a fringing mangrove ecosystem. *Regional Studies in Marine Science*, 43, 101684, 9 p.
- Leroy, Y. (2018). Cartographie critique de réalités géographiques: Cas de la planification de l'espace marin, Thèse de doctorat à l'Université de Nantes, 354 p.
- Li, W., Cui, L., Zhang, M., Wang, Y., Zhang, Y., Lei, Y., & Zhao, X. (2015). Effect of mangrove restoration on crab burrow density in Luoyangjiang Estuary, China. *Forest Ecosystems*, 2(1), 21, 9 p.
- Liénard, S., & Clergeau, P. (2011). Trame Verte et Bleue: Utilisation des cartes d'occupation du sol pour une première approche qualitative de la biodiversité. *Cybergeo: European Journal of Geography*, 22 p.
- Liong, P. C. (1993). The culture and fattening of mud crabs, No 3; INFOFISH int FAO, Kuala Lumpur, pp. 46-49.
- Lisein, J. (2016). Application des techniques de photogrammétrie par drone à la caractérisation des ressources forestières, Thèse de Doctorat à l'Université Paris-Est, 119 p.
- Liu, Y., Bian, L., Meng, Y., Wang, H., Zhang, S., Yang, Y., Shao, X., & Wang, B. (2012). Discrepancy measures for selecting optimal combination of parameter values in object-based image analysis. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 68, pp.144-156.
- Long, C. M., & Pavelsky, T. M. (2013). Remote sensing of suspended sediment concentration and hydrologic connectivity in a complex wetland environment. *Remote Sensing of Environment*, 129, pp.197-209.
- Longhorn, R. (2003). Coastal Spatial Data Infrastructure as Part of National/Regional SDI. CoastGIS, Genoa, Italy, [En ligne] URL: <http://www.gisig.it/coastgis/papers/Longhorn.htm>.
- Longhorn, R. A., & Blakemore, M. (2007). *Geographic Information: Value, Pricing, Production, and Consumption*. CRC Press, 248 p.
- Loubersac, L. (2010). Les comportements spectraux: L'eau, pp.94-99.
- Lovelock, C. E., Ball, M. C., Martin, K. C., & Feller, I. C. (2009). Nutrient Enrichment Increases Mortality of Mangroves. *PLOS ONE*, 4(5), e5600, 4 p.
- Lucas, R. M., Ellison, J. C., Mitchell, A., Donnelly, B., Finlayson, M., & Milne, A. K. (2002). Use of stereo aerial photography for quantifying changes in the extent and height of mangroves in tropical Australia. *Wetlands Ecology and Management*, 10(2), pp.159-173.

- Ma, H.-E., Lin, C., & Hai, P. N. (2018). Applying an Object-Based SVM Classifier to Explore Canopy Closure of Mangrove Forest in the Mekong Delta Using Sentinel-2 Multispectral Images. *IGARSS 2018 - 2018 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, pp.5402-5405.
- Magnuson-Stevens, Fishery Conservation and, & Management Act. (2007). Management Reauthorization Act of 2006. Public Law 479. National Oceanic and Atmospheric Administration, 162 p.
- Magris, R. A., & Barreto, R. B. P. (2010). Mapping and assessment of protection of mangrove habitats in Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5(4), pp.546-556.
- Maguire, D. J., & Longley, P. A. (2005). The emergence of geoportals and their role in spatial data infrastructures. *Computers, Environment and Urban Systems*, 29(1), pp.3-14.
- Maina, J. M., Bosire, J. O., Kairo, J. G., Bandeira, S. O., Mangora, M. M., Macamo, C., Ralison, H., & Majambo, G. (2021). Identifying global and local drivers of change in mangrove cover and the implications for management. *Global Ecology and Biogeography*, 30(10), pp.2057-2069.
- Mannschatz, T., Pflug, B., Borg, E., Feger, K.-H., & Dietrich, P. (2014). Uncertainties of LAI estimation from satellite imaging due to atmospheric correction. *Remote Sensing of Environment*, 153, pp.24-39.
- Marchand, C. (2003). Origine et devenir de la matière organique des sédiments de mangroves de Guyane française. - Précurseurs, Environnements de dépôt, Processus de décomposition et Relation avec les métaux lourds, Thèse de Doctorat à l'Université d'Orléans, 287 p.
- Marchand, C., Quiniou, T., & Andréoli, R. (2013). Dispositifs de suivi des mangroves en contexte minier: Mesures in situ, télédétection satellitaire optique et radar (Rendu scientifique, CNRT" Nickel et son environnement", 138 p.
- Marghany, M. (2016). Environmental Applications of Remote Sensing. BoD – Books on Demand, 420 p.
- Marullo, S., Buongiorno Nardelli, B., Guarracino, M., & Santoleri, R. (2007). Observing the Mediterranean Sea from space: 21 years of Pathfinder-AVHRR sea surface temperatures (1985 to 2005): re-analysis and validation. *Ocean Science*, 3(2), pp.299-310.
- Masse, A. (2014). Développement et automatisation de méthodes de classification à partir de séries temporelles d'images de télédétection-Application aux changements d'occupation

- des sols et à l'estimation du bilan carbone, Thèse de Doctorat à l'Université de Toulouse, 203 p.
- Masser, I., & Onsrud, H. J. (1993). Diffusion and use of geographic information technologies. *Geographical Review*, Vol. 85, No. 1, pp. 117-119.
- McLeod, K., & Leslie, H. (2012). *Ecosystem-Based Management for the Oceans*. Island Press, 393 p.
- Meaden, G. J., & Aguilar-Manjarrez, J. (2013). Advances in geographic information systems and remote sensing for fisheries and aquaculture. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 552*, 112 p.
- Mericskay, B., & Roche, S. (2010). Cartographie numérique en ligne nouvelle génération: Impacts de la néogéographie et de l'information géographique volontaire sur la gestion urbaine participative. *Khaloun Zreik. HyperUrbain II, nouvelles cartographies, nouvelles villes, Europa*, 978-2-909285-65-8-218. Ffhalshs-02309592, 15 p.
- Meur-Ferec, C. (2009). La GIZC à l'épreuve du terrain: Premiers enseignements d'une expérience française. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement, Hors-série 5, Article Hors-série 5*, 21 p.
- Michel, J. (2014). *Oil Spills in Mangroves: Planning & Response Considerations*, 97 p.
- Micijevic, E., Haque, M. O., & Mishra, N. (2017). Radiometric characterization of Landsat Collection 1 products. *Earth Observing Systems XXII*, 10402, pp.431-438.
- Miller, J. M., Reed, J. P., & Pietrafesa, L. (1984). Patterns, mechanisms and approaches to the study of migrations of estuarine dependent fish larvae and juveniles. In *Mechanisms of migration in fishes*, plenum New York, pp. 209-225.
- Miller, P. (2009). Composite front maps for improved visibility of dynamic sea-surface features on cloudy SeaWiFS and AVHRR data. *Journal of Marine Systems*, 78(3), pp.327-336.
- Miller, R. L., Del Castillo, C. E., & McKee, B. A. (2005). *Remote sensing of coastal aquatic environments (Vol. 7)*. Springer, 357 p.
- Miller, R. L., & McKee, B. A. (2004). Using MODIS Terra 250 m imagery to map concentrations of total suspended matter in coastal waters. *Remote Sensing of Environment*, 93(1), pp.259-266.
- Minemizu, R. (2000). *Marine decapod and stomatopod crustaceans mainly from Japan*. Bun-ichi, Sogo Shuppan, Tokyo, 344 p.

- Mishra, D. R., & Gould, R. W. (2016). Preface: Remote Sensing in Coastal Environments. *Remote Sens* (8), 665 p.
- Mohanty, S., Mohapatra, A., Mohanty, R. K., Profile, S., Rajeeb, A., & Mohanty, K. (2006). Occurrence and biological outlines of two species of *Scylla* (De Haan) in Chilika lagoon, India. *53*(2), pp.191-202.
- Moreau, N. (1991). Contribution de la télédétection à l'étude de l'évolution des paysages de mangroves de l'Afrique de l'Ouest, Thèse de Doctorat à l'Université Michel de Montaigne Bordeaux III, Ufr géographie, 272 p.
- Morrison, M. L., Marcot, B. G., & Mannan, R. W. (1999). Wildlife-habitat relationships: Concepts and applications. NCASI Technical Bulletin. Vol 2, Num 1, 371 p.
- Mouat, D. A., Mahin, G. G., & Lancaster, J. (1993). Remote sensing techniques in the analysis of change detection. *Geocarto International*, 8(2), pp.39-50.
- Moussa, H. B., Viollier, M., & Belsher, et T. (1989). Télédétection des algues macrophytes de l'Archipel de Molène (France) Radiométrie de terrain et application aux données du satellite SPOT. *International Journal of Remote Sensing*, 10(1), pp.53-69.
- Mouton, E. C., & Felder, D. L. (1996). Burrow distributions and population estimates for the fiddler crabs *Uca spinicarpa* and *Uca longisignalis* in a Gulf of Mexico salt marsh. *Estuaries*, 19(1), pp.51-61.
- Mouw, C. B., Greb, S., Aurin, D., DiGiacomo, P. M., Lee, Z., Twardowski, M., Binding, C., Hu, C., Ma, R., Moore, T., Moses, W., & Craig, S. E. (2015). Aquatic color radiometry remote sensing of coastal and inland waters: Challenges and recommendations for future satellite missions. *Remote Sensing of Environment*, 160, pp.15-30.
- Murray, M. R., Zisman, S. A., Furley, P. A., Munro, D. M., Gibson, J., Ratter, J., Bridgewater, S., Minty, C. D., & Place, C. J. (2003). The mangroves of Belize: Part 1. distribution, composition and classification. *Forest Ecology and Management*, 174(1), pp.265-279.
- Mutanga, O., & Kumar, L. (2019). Google Earth Engine Applications. *Remote Sensing*, 11(5), 591, 4 p.
- Myint, S. W., Gober, P., Brazel, A., Grossman-Clarke, S., & Weng, Q. (2011). Per-pixel vs. Object-based classification of urban land cover extraction using high spatial resolution imagery. *Remote Sensing of Environment*, 115(5), pp.1145-1161.
- N'Goran, N. A. L. (2016). Algorithmes implémentés de traitement d'images satellitaires. SUPINFO, International university.

- Nguyen, H. T., Stanton, D. E., Schmitz, N., Farquhar, G. D., & Ball, M. C. (2015). Growth responses of the mangrove *Avicennia marina* to salinity: Development and function of shoot hydraulic systems require saline conditions. *Annals of Botany*, 115(3), pp.397-407.
- Nobbs, M., & Blamires, S. J. (2015). Spatiotemporal distribution and abundance of mangrove ecosystem engineers: Burrowing crabs around canopy gaps. *Ecosphere*, 6(5), 13 p.
- Noel, J., Renoux, E., & Rakotonavalona Hobialisoa, D. (2011). Les mutations spatiales des mangroves du Nord-Ouest de Madagascar. In F. Bart (Éd.), *Natures tropicales: Enjeux actuels et perspectives*, Vol. 20, Presses universitaires de Bordeaux, pp. 337-350
- Noin, D. (1999). La population des littoraux du monde. *L'Information Géographique*, 63(2), pp.65-73.
- Nordhaus, I., Hadipudjana, F. A., Janssen, R., & Pamungkas, J. (2009). Spatio-temporal variation of macrobenthic communities in the mangrove-fringed Segara Anakan lagoon, Indonesia, affected by anthropogenic activities. *Regional Environmental Change*, 9(4), pp.291-313.
- Notti, D., Davalillo, J. C., Herrera, G., & Mora, O. (2010). Assessment of the performance of X-band satellite radar data for landslide mapping and monitoring: Upper Tena Valley case study. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 10(9), pp.1865-1875.
- Olive, D. J. (2017). Multiple Linear Regression. In D. J. Olive (Éd.), *Linear Regression*, Springer International Publishing, pp. 17-83.
- Osland, M. J., Feher, L. C., Griffith, K. T., Cavanaugh, K. C., Enwright, N. M., Day, R. H., Stagg, C. L., Krauss, K. W., Howard, R. J., Grace, J. B., & Rogers, K. (2017). Climatic controls on the global distribution, abundance, and species richness of mangrove forests. *Ecological Monographs*, 87(2), pp.341-359.
- Ouellette, W., & Getinet, W. (2016). Remote sensing for Marine Spatial Planning and Integrated Coastal Areas Management: Achievements, challenges, opportunities and future prospects. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 4, pp.138-157.
- Overton, J. L., Macintosh, D. J., & Thorpe, R. S. (1997). Multivariate analysis of the mud crab *Scylla serrata* (Brachyura: Portunidae) from four locations in Southeast Asia. *Marine Biology*, 128(1), pp.55-62.
- Pagkalinawan, H. (2015b). A mangrove Forest Mapping using LandSat 8 Imageries. *State of the Mangrove Summit: Northwestern Luzon Proceedings*, 60 p.

- Paital, B., & Chainy, G. (2009). Antioxidant defenses and oxidative stress parameters in tissues of mud crab (*Scylla serrata*) with reference to changing salinity. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C Toxicology & Pharmacology*, 151, pp.142-151.
- Paletto, A., & Tosi, V. (2009). Forest canopy cover and canopy closure: Comparison of assessment techniques. *European Journal of Forest Research*, 128(3), pp.265-272.
- Pascal, B. (2008). De la " terre des ancêtres " aux territoires des vivants: Les enjeux locaux de la gouvernance sur le littoral sud-ouest de Madagascar, *Museum national d'histoire naturelle*, 421 p.
- Pasolli, L., Melgani, F., & Blanzieri, E. (2010). Gaussian Process Regression for Estimating Chlorophyll Concentration in Subsurface Waters from Remote Sensing Data. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 7(3), pp.464-468.
- Pasqualini, V., Iltis, J., Dessay, N., Lointier, M., Guelorget, O., & Polidori, L. (1999). Mangrove mapping in North-Western Madagascar using SPOT-XS and SIR-C radar data. *Hydrobiologia*, 413(0), pp.127-133.
- Pattanaik, C., & Narendra Prasad, S. (2011). Assessment of aquaculture impact on mangroves of Mahanadi delta (Orissa), East coast of India using remote sensing and GIS. *Ocean & Coastal Management*, 54(11), pp.789-795.
- Paudyal, D. R., Mc Dougall, K., & Apan, A. (2013). Developing Spatial Information Sharing Strategies across Natural Resource Management Communities. *GSDI, Quebec, Canada*, 20 p.
- Payet, É. (2015). Étude des dynamiques de dégradation des sols, à l'échelle des bassins versants côtiers de l'océan Indien, Thèse de Doctorat à l'Université La Réunion, 316 p.
- Payet, E., Dumas, P., & Pennober, G. (2012). Modélisation de l'érosion hydrique des sols sur un bassin versant du sud-ouest de Madagascar, le Fiherenana. *VertigO*, Vol 11, Num 3, 23 p.
- Penha-Lopes, G., Torres, P., Narciso, L., Cannicci, S., & Paula, J. (2009). Comparison of fecundity, embryo loss and fatty acid composition of mangrove crab species in sewage contaminated and pristine mangrove habitats in Mozambique. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 381(1), pp.25-32.
- Pennober, G. (1999). Analyse spatiale de l'environnement côtier de l'archipel des Bijagos (Guinée Bissau), Thèse de Doctorat à l'Université de Bretagne occidentale-Brest, 233 p.
- Pennober, G. (2010). Approches en géomatique d'environnements côtiers, en Afrique de l'Ouest et sur les marges insulaires de l'Afrique Australe, Habilitation à Diriger des Recherches, Spécialité : Géographie physique, 151 p.

- Pennober, G., & Borius, A. (2010). Détection à très haute résolution spatiale du blanchissement corralien sur les récifs de l'île de La Réunion. *Teledetection*, 9(1), pp.5-17.
- Pennober, G., Giraudet, E., Giraudet, J., Madec-cuq, V., Gourmelon, F., da Silva, A. S., & Campredon, P. (2005). Planification côtière en Afrique de l'Ouest. Retour d'expérience SIG en Guinée-Bissau. *Norois. Environnement, aménagement, société*, Article 196, 16 p.
- Petitjean, F. (2012). Dynamic time warping: Apports théoriques pour l'analyse de données temporelles: application à la classification de séries temporelles d'images satellites, Thèse de Doctorat à l'Université de Strasbourg. P.
- Petruny, L. M., Wright, A. J., & Smith, C. E. (2014). Getting it right for the North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*): A last opportunity for effective marine spatial planning? *Marine Pollution Bulletin*, 85(1), pp.24-32.
- Peyrusaubes, D. (2016). La gestion du risque cyclonique à Madagascar: Retour sur l'épisode « Giovanna » (février 2012). *Physio-Géo. Géographie physique et environnement*, Volume 10, pp.153-169.
- Pham, T. D., Yokoya, N., Bui, D. T., Yoshino, K., & Friess, D. A. (2019). Remote Sensing Approaches for Monitoring Mangrove Species, Structure, and Biomass: Opportunities and Challenges. *Remote Sensing*, 11(3), 230 p.
- Pham, T.-T.-H., & He, D.-C. (2013). Classification orientée objet d'une image quickbird de la ville de hanoi (viêtname): Étude empirique des paramètres de segmentation. *Teledetection, Editions des Archives Contemporaines / Editions scientifiques GB / Gordon and Breach Scientific Publishers*, 11(2), pp.287-305.
- Pi, N., Tam, N., & Wong, M. (2009). Effects of wastewater discharge on formation of Fe plaque on root surface and radial oxygen loss of mangrove roots. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*, 158(2), pp.381-387.
- Pinilla Ruiz, C. (1995). Elementos de teledetección. RA-MA S.A. Editorial y Publicaciones, 344 p.
- Piton, B., Pointeau, J. H., & Ngoumbi, J. S. (1981). Atlas hydrologique du canal de Mozambique (océan Indien). ORSTOM, 44 p.
- Polidoro, B. A., Carpenter, K. E., Collins, L., Duke, N. C., Ellison, A. M., Ellison, J. C., Farnsworth, E. J., Fernando, E. S., Kathiresan, K., Koedam, N. E., Livingstone, S. R., Miyagi, T., Moore, G. E., Ngoc Nam, V., Ong, J. E., Primavera, J. H., Salmo, S. G., Sanciangco, J. C., Sukardjo, S., ...

- Yong, J. W. H. (2010). The Loss of Species: Mangrove Extinction Risk and Geographic Areas of Global Concern. *PLoS ONE*, 5(4), 10 p.
- Polovina, J. J., & Howell, E. A. (2005). Ecosystem indicators derived from satellite remotely sensed oceanographic data for the North Pacific. *ICES Journal of Marine Science*, 62(3), pp.319-327.
- Pony, O., Descombes, X., & Zerubia, J. (2000). Classification d'images satellitaires hyperspectrales en zone rurale et périurbaine, Rapport de recherche No 4008; Interaction homme-machine, images, données, connaissances, INRIA, 64 p.
- Pouliquen, T. (2016). Les Mangroves à travers le monde; État des lieux, conservation et restauration, Master 2 Gestion et Conservation de la Biodiversité, Université de Bretagne Occidentale, 73 p.
- Poupin, J., & Juncker, M. (2010). Guide des crustacés décapodes du Pacifique Sud: A guide to the decapod crustaceans of the South Pacific. Secrétariat général de la Communauté du Pacifique (SPC), 317 p.
- Prakash Hati, J., Samanta, S., Rani Chaube, N., Misra, A., Giri, S., Pramanick, N., Gupta, K., Datta Majumdar, S., Chanda, A., Mukhopadhyay, A., & Hazra, S. (2021). Mangrove classification using airborne hyperspectral AVIRIS-NG and comparing with other spaceborne hyperspectral and multispectral data. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 24(2), pp.273-281.
- Proisy, C., Coutron, P., & Fromard, F. (2007). Predicting and mapping mangrove biomass from canopy grain analysis using Fourier-based textural ordination of IKONOS images. *Remote Sensing of Environment*, 109(3), pp.379-392.
- Proisy, C., Mougou, E., Fromard, F., & Rudant, J. P. (1998). Télédétection radar des mangroves de Guyane Française. *Photo Interpretation*, 36(1), 81 p.
- R Core Team. (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/>
- Rabenaivo, A. E. E. (2013). Caractérisation de la pêche traditionnelle de crabes de Mangrove *Scylla serrata* (Forsk. 1755) dans la partie nord-ouest de Madagascar, cas de la Baie de Mahajamba (Marosakoa). Ecole supérieure des Sciences Agronomiques; Université d'Antananarivo, Madagascar, 112 p.

- Radonirina, I. (2000). Les impacts écologiques de la crevetteculture industrielle sur l'écosystème mangrove, cas de la région de Besalampy, Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques de l'Université d'Antananarivo, Madagascar, 68 p.
- Raherilalao, M. J., & Rabarisoa, R. (2015). Suivi des oiseaux aquatiques du Complexe Mahavavy-Kinkony, Rapport non publié. Asity Madagascar, Antananarivo & Département de Biologie Animale, Université d'Antananarivo, Antananarivo.
- Rahmania, R. (2018). Etude des mangroves à partir de l'analyse des changements dans les images de canopée à très haute résolution spatiale pour une meilleure gestion des côtes indonésiennes. Thèse de Doctorat à l'Université de Montpellier, 136 p.
- Rajaonarison, J. D. (2011). Country Report of Madagascar, Premier forum mondial sur le programme de gestion de l'information géospatiale. FTM, Madagascar, 13 p.
- Rakotomalala, R. (2011). Pratique de la Régression Linéaire Multiple. Diagnostic et sélection de variables, Université Lumière Lyon 2, 190 p.
- Rakotomavo, A. (2018). The Mangroves of the East of Madagascar: Ecological Potentials and Pressures. *Open Journal of Ecology*, 8(8), pp.447-458.
- Rakotomavo, A., & Fromard, F. (2010). Dynamics of mangrove forests in the Mangoky River delta, Madagascar, under the influence of natural and human factors. *Forest Ecology and Management*, 259(6), pp.1161-1169.
- Rakotomavo, A. L. (2017). Diversité des oiseaux limicoles pendant la migration postnuptiale dans les mangroves du complexe Mahavavy-kinkony, nord-ouest de Madagascar, Mémoire de fin d'étude pour l'obtention du diplôme de Master 2 parcours: biologie de la conservation animale, domaine des sciences et technologies, mention zoologie et biodiversité animale, Université d'Antananarivo, 78 p.
- Rakotomavo, A., Rasoamanarivo, R. M. M., & Razanajaza, P. (2018). Impact of Urban Anthropogenic Pressures on the Mangrove Forest of Sainte Marie (East Madagascar). *Open Journal of Forestry*, 8(3), pp.380-392.
- Rakotonirainy, R. F. (2007). Evaluation des ressources ichthyques dans le complexe de zones humides Mahavavy-Kinkony, Mémoire en vue de l'obtention du Diplôme d'Etudes Approfondies (DEA) Option: Eaux et Forêts, école supérieure des sciences agronomiques, université d'Antananarivo, 105 p.
- Ralison, E., & Minten, B. (2001). Accès aux ressources halieutiques et place de la pêche dans l'économie rurale, 4 p.

- Ramanganirina, L. C. M. B. (2015). Projet d'aménagement du village de Mahajamba usine, Memoire de fin d'études en vue de l'obtention Du diplôme d'ingénieur de grade Master, 148 p.
- Ramsey, E. W., & Jensen, J. R. (1996). Remote sensing of mangrove wetlands: Relating canopy spectra to site-specific data. *Photogrammetric engineering & remote sensing*, 62(8), pp.939-947.
- Randriamiarisoa, M. (2015). L'état actuel de l'exploitation de crabe scylla serrata et des mangroves des baies de Bombetoka et de Mahajamba (COI/IFRS/AO/2015-119), 81 p.
- Randrianarison, L. tahina, & Razafindrabe, N. (2005). Géoréférencement de données dans le système de projection Laborde Madagascar, Master II sciences d'information géographique, 20 p.
- Randrianasolo, E. B. (2009). Nouvelles méthodes de cartographie sur le socle protérozoïque du Sud de Madagascar. Nature et géométrie de la croûte continentale d'un domaine orogénique en convergence, implications économiques, Thèse de Doctorat à l'Université Joseph-Fourier - Grenoble I, 316 p.
- Raelisolonarivony. (2018). Établissement des comptes écosystémiques de l'occupation des terres et de la ressource en eau de la nouvelle aire protégée Bombetoka (2007-2017) [Mémoire de fin d'études pour l'obtention du diplôme de Master en physique et applications, 65 p.
- Rasoanirina, B. E. (2017). Etude biologique de scylla serrata en vue de la gestion de ressource dans la région du menabe: Identification de la taille à la première maturité sexuelle et la période de la reproduction, Mémoire de fin d'études Diplôme d'étude approfondie en océanologie appliquée. Institut halieutique et des sciences marines, Université de Toliara, Madagasikara, 82 p.
- Rasolofo, M. V. (1997b). Use of mangroves by traditional fishermen in Madagascar. *Mangroves and Salt Marshes*, 1(4), pp.243-253.
- Rasolofo, V. M. (2011). Etude écologique des ressources crevettières dans les mangroves de la baie d'Ambaro (Nord-Ouest de Madagascar). Département biologie animal, Thèse de Doctorat à l' Université d'Antananarivo, 294 p.
- Rasolofoharinoro, M., Blasco, F., Bellan, M. F., Aizpuru, M., Gauquelin, T., & Denis, J. (1998). A remote sensing-based methodology for mangrove studies in Madagascar. *International Journal of Remote Sensing*, 19(10), pp.1873-1886.

- Ratsimbazafy, N. (2006). Contribution à la détermination de la périodicité de mise à jour et à la révision partielle de la BD 500, Mémoire de fin d'étude en vue d'obtention du diplôme d'ingénieur Géomètre-Topographe, à l' Université d'Antananarivo, 119 p.
- Ravolatsara, S. N. (2017). Pertinence de la mise en place d'un Nouveau département: Le secrétariat D'état chargé de la mer (semer) à Madagascar, Mémoire de Master 2, Domaine ARTS, LETTRES ET SCIENCES HUMAINES Mention GEOGRAPHIE Parcours 2: Société et Aménagement, Université d'Antananarivo, 93 p.
- Razafindramiadana, D. C. (2016). Analyse comparative et relation latitudinale des stocks de carbone dans les mangroves de Madagascar, Mémoire de fin d'études pour l'obtention du Diplôme d'Ingénieur en Sciences Agronomiques et Environnementales au grade de Master en Foresterie et Environnement. Parcours: Environnement, Territoire et Développement, Université d'Antananarivo, 101 p.
- Razafindrasoa, J. A. (2010). Le planning de restauration Ecologique au sein de La société aqualma besakoa. Sylviculture et arboriculture, Mémoire de fin d'étude en vue de l'obtention du Diplôme de Licence –ès SCIENCES, Ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche scientifique, faculté des sciences, Université de Mahajanga, 55 p.
- Razakanirina, herisoa. (2016). Les mangroves de Madagascar: Utilisation des ressources en bois, caractéristiques anatomiques du bois et vulnérabilité écologique par rapport au changement climatique (Cas des mangroves du delta de Tsiribihina et de la Réserve de Biosphère de Sahamalaza), Thèse pour l'obtention du diplôme de doctorat en sciences de la vie et de l'environnement, spécialité: sciences du végétal, Université d'Antananarivo, 240 p.
- Razakarimanana, herisoa, & Roger, E. (2013). Mangrove status and management in the WIO Region: Madagascar. WIOMSA, WWF, 32 p.
- Reeves, C. V., Sahu, B. K., & de Wit, M. (2002). A re-examination of the paleo-position of Africa's eastern neighbours in Gondwana. *Journal of African Earth Sciences*, 34(3), pp.101-108.
- Renoux, E. (2011). L'impact des genres de vie littoraux sur les couverts végétaux du Nord-Ouest de Madagascar, Thèse de Doctorat, Université de Nantes institut de géographie et d'aménagement régional (IGARUN) LETG géolittomer (UMR 6554 CNRS), 438 p.
- Revéret, J.-P., & Dancette, R. (2010). Biodiversité marine et accès aux ressources. *Revue Tiers Monde*, n° 202(2), pp.75-92.

- Rezakhanlou, L., Fenet, S., Gervasoni, L., & Sturm, P. (2017). USAT (Urban Sprawl Analysis Toolkit) : Une plateforme web d'analyse de l'étalement urbain à partir de données massives ouvertes, Atelier Démo de la conférence SAGEO (Spatial Analysis and Geomatics), 7 p.
- Richards, D. R., & Friess, D. A. (2016). Rates and drivers of mangrove deforestation in Southeast Asia, 2000-2012. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113, pp.344-349.
- Robert, E. M. R., Oste, J., Van der Stocken, T., De Ryck, D. J. R., Quisthoudt, K., Kairo, J. G., Dahdouh-Guebas, F., Koedam, N., & Schmitz, N. (2015). Viviparous mangrove propagules of *Ceriops tagal* and *Rhizophora mucronata*, where both Rhizophoraceae show different dispersal and establishment strategies. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 468, pp.45-54.
- Robin, M. (2010). Programme de recherche "Ecosystème tropicaux" Perceptions, pratiques, gestions traditionnelles et modernes d'un écosystème forestier tropical : Les mangrove du Nord-Ouest de Madagascar : Mise en place d'une méthode d'optimisation des plans de gestion. Colloque « connaissance et gestion des écosystèmes tropicaux".
- Robin, M., & Gourmelon, F. (2005). La télédétection et les SIG dans les espaces côtiers. *Eléments de synthèse à travers le parcours de François Cuq. Norois. Environnement, aménagement, société*, 196, pp.11-21.
- Robin, M., Renoux, E., Debaine, F., Hobialisoa, D. R., & Lamberts, C. (2010). Cartographie de la mangrove du delta de la Mahajamba (nord-ouest de Madagascar) par classification d'une image Spot selon une approche orientée objet. *Teledetection*, 9(3-4), pp.195-208.
- Roche, A., Bosc, C., Chandelier, L., & Lagnous, R. (2014). Apport de l'imagerie satellitaire pour le suivi du trait de côte. *XIIIèmes Journées Nationales Génie Côtier – Génie Civil*, pp.621-628.
- Roche, Y., & Cu, P. V. (2015). Les mangroves face aux changements climatiques: Le cas à la fois typique et particulier du Vietnam. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, Article Hors-série 23, 15 p.
- Rochotte, D., Scaglia, S., Willefert, N., Proisy, C., & Weigel, J. (2003). Dynamique de la mangrove d'Iracoubo, 21 p.
- Rocklin, D. (2006). La pêche au crabe de palétuvier à Voh (Nouvelle-Calédonie) : Typologie de la pêcherie et proposition d'indicateurs, Rapport de Master 2, Agrocampus, Nouméa. P. 54
- Rollet, B. (1975). Les utilisations de la Mangrove. *Journal d'agriculture traditionnelle et de botanique appliquée*, 22(7), pp.203-235.

- Roullot, J. (1988a). Le Développement de la pêche aux crabes des palétuviers et des Crustacés d'Eau Profonde à Madagascar. (RAF/87/008/WP/40/F/89), 31 p.
- Rouse, J. W., & Haas, R. H. (1973). Monitoring vegetation systems in the great plain with ERTS. Third ERTS Symposium, Washington DC: NASA, 1, pp.309-317.
- Roux, S. L., & Noël, J. (2007). Mondialisation et conflits autour des ressources halieutiques. *Ecologie politique*, N°34(1), pp.69-82.
- Saleh, M. A. (2007). Assessment of mangrove vegetation on Abu Minqar Island of the Red Sea. *Journal of Arid Environments*, 68, pp.331-336
- Salman, G., & Abdula, I. (1995). Development of the Mozambique and Ruvuma sedimentary basins, offshore Mozambique. *Sedimentary Geology*, 96(1), pp.7-41.
- Salomon, J.-N. (2009). L'accrétion littorale sur la côte Ouest de Madagascar. *Physio-Géo. Géographie physique et environnement*, Volume 3, pp.35-59.
- Sandilyan, S. (2014). Impacts of Climate Change on Indian Mangroves: A Review Paper, 10 p.
- Sari, S. P., & Rosalina, D. (2016). Mapping and Monitoring of Mangrove Density Changes on tin Mining Area. *Procedia Environmental Sciences*, 33, pp.436-442.
- Satyanaga, A., & Rahardjo, H. (2019). Stability of unsaturated soil slopes covered with *Melastoma malabathricum* in Singapore. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Geotechnical Engineering*, 172(6), pp.530-540.
- Satyanarayana, B., Mohamad, K. A., Idris, I. F., Husain, M.-L., & Dahdouh-Guebas, F. (2011). Assessment of mangrove vegetation based on remote sensing and ground-truth measurements at Tumpat, Kelantan Delta, East Coast of Peninsular Malaysia. *International Journal of Remote Sensing*, 32(6), pp.1635-1650.
- Sbai, A., Lasgaa, H., & Mohammed, U. (2016). Contribution de la télédétection dans l'étude et l'évolution spatiotemporelle du couvert végétal: Cas du couloir de Taourirt – El Aioun et ses bordures montagneuses (Maroc oriental), 188 p.
- Scales, R. I., & Daniel, A. F. (2019). Patterns of mangrove forest disturbance and biomass removal due to small-scale harvesting in southwestern Madagascar, pp.609-625.
- Schiewe, J., Tufte, L., & Ehlers, M. (2001). Potential and problems of multi-scale segmentation methods in remote sensing. *GeoBIT/GIS*, 6(01), pp.34-39.
- Sellin, V., Magnanon, S., Gourmelon, F., Debaine, F., & Nabucet, J. (2015). Etude expérimentale en cartographie de la végétation par télédétection. *Cybergeo: European Journal of Geography*, 32 p.

- SENG, C., INBARAJ, S., & SUN, Z. (2008). Local spatial statistics for remotely sensed image classification of mangrove. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 37 p.
- Serafy, J. E., Shideler, G. S., Araújo, R. J., & Nagelkerken, I. (2015). Mangroves Enhance Reef Fish Abundance at the Caribbean Regional Scale. *PLOS ONE*, 10(11), e0142022, 15 p.
- Serpantié, G., Toillier, A., & Carrière, S. (2007). A l'est de Madagascar, le relief structure les paysages, pp.17-26.
- Shapiro, A., & Küchly, H. (2018). *Mangrove Analysis Madagascar*. WWF, 12 p.
- Shi, T., Liu, J., Hu, Z., Liu, H., Wang, J., & Wu, G. (2016). New spectral metrics for mangrove forest identification. *Remote Sensing Letters*, 7(9), pp.885-894.
- Shi, W., & Wang, M. (2014). Ocean reflectance spectra at the red, near-infrared, and shortwave infrared from highly turbid waters: A study in the Bohai Sea, Yellow Sea, and East China Sea. *Limnology and Oceanography*, 59(2), pp.427-444.
- Simard, M., Rivera-Monroy, V. H., Mancera-Pineda, J. E., Castañeda-Moya, E., & Twilley, R. R. (2008). A systematic method for 3D mapping of mangrove forests based on Shuttle Radar Topography Mission elevation data, ICESat/GLAS waveforms and field data: Application to Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Remote Sensing of Environment*, 112(5), pp.2131-2144.
- Simões, N., Apel, M., & Jones, D. A. (2001). Intertidal habitats and decapod faunal assemblages (Crustacea: Decapoda) of Socotra Island, Republic of Yemen. In J. P. M. Paula, A. A. V. Flores, & C. H. J. M. Fransen (Éds.), *Advances in Decapod Crustacean Research*, Springer Netherlands, pp. 81-97.
- Smith, A. (2010). Image segmentation scale parameter optimization and land cover classification using the Random Forest algorithm. *Journal of Spatial Science*, 55(1), pp.69-79.
- Spalding, Blasco, F., & Field, C. D. (1997). *World Mangrove Atlas*. The International Society for Mangrove Ecosystems, Okinawa, Japan, 178 p.
- Spalding, M., Kainuma, M., & Collins, L. (2010). *World atlas of mangroves*, 120 p.
- Sparfel, L., Gourmelon, F., & Le Berre, I. I. (2010). Approche orientée-objet de l'occupation des sols en zone côtière. *Teledetection*, 8(4), pp.237-256.
- Stehman, S. V. (2013). Estimating area from an accuracy assessment error matrix. *Remote Sensing of Environment*, 132, pp.202-211.

- Stehman, S. V., & Czaplewski, R. L. (1998). Design and Analysis for Thematic Map Accuracy Assessment: Fundamental Principles. *Remote Sensing of Environment*, 64(3), pp.331-344.
- Stelzenmüller, V., Lee, J., South, A., Foden, J., & Rogers, S. I. (2013). Practical tools to support marine spatial planning: A review and some prototype tools. *Marine Policy*, 38, pp.214-227.
- Su, S., Xiao, R., Jiang, Z., & Zhang, Y. (2012). Characterizing landscape pattern and ecosystem service value changes for urbanization impacts at an eco-regional scale. *Applied Geography*, 34, pp.295-305.
- Sullivan, C. M., Conway, F. D. L., Pomeroy, C., Hall-Arber, M., & Wright, D. J. (2015). Combining geographic information systems and ethnography to better understand and plan ocean space use. *Applied Geography*, 59, pp.70-77.
- Tadono, T., Ishida, H., Oda, F., Naito, S., Minakawa, K., & Iwamoto, H. (2014). Precise global dem generation by ALOS prism. *ISPRS Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, Volume II (4), pp.71-76.
- Taillardat, P. (2013). Flux de CO₂, dynamique du carbone et influence des variables environnementales dans la mangrove; une étude de cas basée dans le delta du fleuve rouge (parc national de xuan thuy, district de giao thuy, vietnam), *Maîtrise en Sciences de l'environnement*, Université du Québec Montréal, 117 p.
- Tam, N. F. Y., Wong, A. H. Y., Wong, M. H., & Wong, Y. S. (2009). Mass balance of nitrogen in constructed mangrove wetlands receiving ammonium-rich wastewater: Effects of tidal regime and carbon supply. *Ecological Engineering*, 35(4), pp.453-462.
- Tanzer, J., Phua, C., Jeffries, B., Lawrence, A., Gonzales, A., Gamblin, P., Roxburgh, T., WWF (Organization), & Zoological Society of London. (2015). *Living blue planet report: Species, habitats and human well-being*. WWF International, 72 p.
- Taubenböck, H., Esch, T., & Roth, A. (2006). An urban classification approach based on an object-oriented analysis of high-resolution satellite imagery for a spatial structuring within urban areas. 1st EARSeL Workshop of the SIG Urban Remote Sensing Berlin, Germany, 9 p.
- Taureau, F. (2017). *Cartographie harmonisée des mangroves de l'Outre-mer français*, Thèse de Doctorat, Université de Nantes, 248 p.
- Taureau, F., Robin, M., & Debaine, F. (2015). *Guide méthodologique pour la cartographie des mangroves de l'Outre-mer français*, IFRECOR, 83 p.
- Thevand, A. (2002). *Structure et dynamique des mangroves de la région de Kaw (Guyane française); étude par télédétection et analyse in situ*, 31 p.

- Thollot, P. (1996). Les poissons de mangrove du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. IRD, Institut de Recherche pour Développement, 321 p.
- Thu, P. M., & Populus, J. (2007). Status and changes of mangrove forest in Mekong Delta: Case study in Tra Vinh, Vietnam. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71(1), pp.98-109.
- Todinanahary, G. B., Behivoke, F., Nomenisoa, A. L., Ravelojaona, D. K., Rakotoson, A. T., Tatangirafeno, S., Rakotonjanahary, F., Tsiresy, G., Mara, E. R., Eeckhaut, I., & Lavitra, T. (2016). Inventaire et étude de faisabilité de sites propices à l'algoculture, l'holothuriculture, la gestion de l'exploitation de poulpes et de crabes dans la Région Atsimo Andrefana. (Rapport d'étude, MHSA – PRU (Contrat n° 166/C/PIC2/2016), 357 p.
- Tolojanahary, S. N. (2016). Contribution à l'étude du changement climatique de Madagascar utilisant les données de CORDEX, Mémoire pour l'obtention du diplôme de MASTER en Physique et applications, Université d'Antananarivo, domaine sciences et technologies, mention physique et applications, 100 p.
- Touhami, S. (2005). Classification non supervisée de pixels d'images couleur par analyse d'histogrammes tridimensionnels, DEA Automatique et Informatique Appliquée. Laboratoire d'Ingénierie des Systèmes Automatisés, Université d'Angers, 42 p.
- Townshend, J. R. G., & Justice, C. O. (1986). Analysis of the dynamics of African vegetation using the normalized difference vegetation index. *International Journal of Remote Sensing*, 7(11), pp.1435-1445.
- Trudeau, C. (2005). Santé Canada: Fichier canadien sur les éléments nutritifs.
- Tucker, C. J. (1979). Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of the Environment*, 8, pp.127-150.
- Tucker, C. J., & Sellers, P. J. (1986). Satellite remote sensing of primary production. *International Journal of Remote Sensing*, 7(11), pp.1395-1416.
- Umroh, A. W., & Saric, S. P. (2016). Detection of mangrove distribution in Pongok Island. *Journal Procedia Environmental Sciences*, 33, pp.253-257.
- UNEP. (2007). Rapport annuel PNUE 2007, 122 p.
- UNEP. (2014). The importance of mangroves to people: A call to action. van Bochove, J., Sullivan, E., Nakamura, T. (Eds). United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, 128 p.
- UNEP-WCMC, WorldFish Centre, WRI, & TNC. (2010). Global distribution of coral reefs, compiled from multiple sources including the Millennium Coral Reef Mapping Project.

- Version 1.3. Includes contributions from IMaRS-USF and IRD (2005), IMaRSUSF (2005) and Spalding *et al.* (2001). Cambridge (UK): UNEP World Conservation Monitoring Centre. Data DOI: <https://doi.org/10.34892/t2wk-5t34>
- UOH. (2009). Psychométrie et Statistique en L1-6. Techniques de recodage des données. [En ligne]
- Vaguet, Y. (1999). Hydrocarbures, environnement et télédétection dans le domaine polaire russe. *Géocarrefour - Revue de géographie de Lyon*, Association des amis de la revue de géographie de Lyon, pp.267-274.
- Valade, P., Padeau, J., Le Don, A., Kornelio, D., Philippe, A., Aure, A., Guyard, S., & Mahafina, J. (2015). Caractérisation des surfaces de mangrove de Madagascar en 2013. Application à la caractérisation de l'évaluation des stocks de crabes *S. serrata*. Conference: Les mangroves des îles de l'Océan Indien occidental: dynamiques, pressions, gestions (MOIO): Mahajunga, Madagascar.
- Valavanis, D. V. (2019). *Geographic Information Systems in Oceanography and Fisheries*. CRC Press, 209 p.
- Van der Stocken, T., Carroll, D., Menemenlis, D., Simard, M., & Koedam, N. (2019). Global-scale dispersal and connectivity in mangroves. *PNAS*, 116(3), pp.915-922.
- Vandenbroucke, D., Crompvoets, J., Vancauwenberghe, G., Dessers, E., & Orshoven, J. V. (2009). A Network Perspective on Spatial Data Infrastructures: Application to the Sub-national SDI of Flanders (Belgium). *Transactions in GIS*, 13(s1), pp.105-122.
- Vanderstraete, T., Goossens, R., & Ghabour, T. K. (2005). Using remote sensing and gis for integrated coastal zone management A case study: The coral reefs in the northwestern red sea (hurghada. Egypt). the Eighth International Conference on Remote Sensing for Marine and Coastal Environments, Halifax, Nova Scotia, 9 p.
- Vanhellemont, Q., & Ruddick, K. (2015). Advantages of high-quality SWIR bands for ocean colour processing: Examples from Landsat-8. *Remote Sensing of Environment*, 161, pp.89-106.
- Vedova, C. D. (2018, novembre 23). Introduction aux GLM. Statistiques et logiciel R. [En ligne]
- Verger, F. (1984). Contribution de la télédétection satellitaire à la connaissance du littoral français. *Annales de géographie*, 93(516), pp.153-164.
- Verger, F., Ghirardi, R., & Sourbès-Verger, I. (2002). *L'espace, nouveau territoire: Atlas des satellites et des politiques spatiales* (Paris, Belin), 383 p.

- Vieillefon, J. (1969). La pédogenèse dans les mangroves tropicales: Un exemple de chronoséquence, pp.115-148.
- Villegas, M. M. L. (2017). Développement d'une méthodologie pour la construction de cartes d'occupation du sol de l'île de la Réunion, Master Mention Géomatique, université de Montpellier, CIRAD, 47 p.
- Virly, S., Buisson, D., Clough, B., Lemonnier, H., & Richer De Forges, B. (2005). Evaluation de l'impact de l'aquaculture de crevettes sur les mangroves de Nouvelle-Calédonie, 125 p.
- Vockner, B., Richter, A., & Mittlböck, M. (2013). From Geoportals to Geographic Knowledge Portals. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 2(2), pp.256-275.
- Walcker, R. (2015). Dynamique spatiale des mangroves de Guyane entre 1950 et 2014: Forçage atmosphérique et conséquence pour le stock de carbone côtier, Université de Toulouse, 176 p.
- Walters, B. B., Rönnbäck, P., Kovacs, J. M., Crona, B., Hussain, S. A., Badola, R., Primavera, J. H., Barbier, E., & Dahdouh-Guebas, F. (2008). Ethnobiology, socio-economics and management of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany*, 89(2), pp.220-236.
- Wang, L., Sousa, W. P., & Gong, P. (2004). Integration of object-based and pixel-based classification for mapping mangroves with IKONOS imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 25(24), pp.5655-5668.
- Wang, Y. (2009). *Remote Sensing of Coastal Environments*. Taylor & Francis Series in remote Sensing Applications, CRC Press, 460 p.
- Wang, Y., & Moskovits, D. K. (2001). Tracking Fragmentation of Natural Communities and Changes in Land Cover: Applications of Landsat Data for Conservation in an Urban Landscape (Chicago Wilderness). *Conservation Biology*, 15(4), pp.835-843.
- Waycott, M., McKenzie, L. J., Mellors, J. E., Ellison, J. C., Sheaves, M. T., Collier, C., & Schwarz, A. M. *et al.* (2011). Vulnerability of mangroves, seagrasses and intertidal flats in the tropical Pacific to climate change, pp. 297-368.
- Weber, B., Jaquet, J.-M., & Faour, G. (2004). Cartographie et origine des panaches chlorophylliens côtiers en méditerranée orientale à partir des images de SeaWiFS et d'ETM+ de Landsat-7 * correspondant principal mapping and origin of the coastal chlorophyll patterns in eastern mediterranean as seen on seawifs and Landsat-7 ETM+ imagery. *Téledétection*, 4(2), pp.175-195.

- Wickramasinghe, C. H., Samarakon, L. & G., & Kinsuat, G. (2012). Mangrove Mapping Analysis on: Optical and Synthetic Aperture Radar Data Using ALOS/PLASAR and ALOS/AVNIR-2. *Aiming Smart Space Sensing*, 13 p.
- Williamson, I. P., Rajabifard, A., & Feeney, M.-E. F. (2003). *Developing Spatial Data Infrastructures: From Concept to Reality*. Taylor & Francis Group, CRC Press, 356 p.
- Woodcock, C. E., Allen, R., Anderson, M., Belward, A., Bindschadler, R., Cohen, W., Gao, F., Goward, S. N., Helder, D., Helmer, E., Nemani, R., Oreopoulos, L., Schott, J., Thenkabail, P. S., Vermote, E. F., Vogelmann, J., Wulder, M. A., & Wynne, R. (2008). Free Access to Landsat Imagery. *Science*, 320(5879), pp.1011-1011.
- Wu, Q., Miao, S., Huang, H., Guo, M., Zhang, L., Yang, L., & Zhou, C. (2022). Quantitative Analysis on Coastline Changes of Yangtze River Delta Based on High Spatial Resolution Remote Sensing Images. *Remote Sensing*, 14(2), 310 p.
- Xia, J., Yokoya, N., & Pham, T. D. (2020). Probabilistic Mangrove Species Mapping with Multiple-Source Remote-Sensing Datasets Using Label Distribution Learning in Xuan Thuy National Park, Vietnam. *Remote Sensing*, 12(22), 17 p.
- Zafar, M., Nurul Amin, S. M., & Rahman, M. M. (2006). Population Dynamics of Mud Crab (*Scylla serrata*) in the Southeastern Coastal Region of Bangladesh. 19, pp.43-50.
- Zhang, H., Wang, T., Liu, M., Jia, M., Lin, H., Chu, L. M., & Devlin, A. T. (2018). Potential of Combining Optical and Dual Polarimetric SAR Data for Improving Mangrove Species Discrimination Using Rotation Forest. *Remote Sensing*, 10(3), 15 p.
- Zollner, P. A., & Crane, K. J. (2003). Influence of Canopy Closure and Shrub Coverage on Travel along Coarse Woody Debris by Eastern Chipmunks (*Tamias striatus*). *The American Midland Naturalist*, 150(1), pp.151-157.
- Zouari, S. (2010). Contribution à l'étude écobioologique et biochimique du crabe *Carcinus aestuarii* dans la région Nord de Sfax, Mémoire présenté pour l'obtention du diplôme de mastère en biodiversité et ressources aquatiques, Faculté des Sciences de Sfax, Université de Sfax, 104 p.

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Carte de localisation de Madagascar et les zones d'études. (Données : MNT ALOS, régions: BD 500, mangrove : Sentinel-2 © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2020, Récif : UNEP-WCMC et al., 2010)	25
Figure 2: Carte des zones de distribution mondiale des mangroves et du nombre d'espèces de palétuvier dans chaque région. Source : Deltares, 2014 in Jacqueline, 2014	32
Figure 3: Matrice de connectivité mondiale. (A) La matrice montre la connectivité simulée entre les lieux de libération (axe des x) et les lieux d'échouage prévus (axe des y) pour propage avec une PF-min de 5 jours et une PF max de 6 mois. Au-dessus de la matrice, l'IPE = [(échouage à distance - auto-échouage) / (échouage à distance + auto-échouage)] est une mesure de l'importance relative de l'auto-échouage et l'exportation de particules vers des provinces éloignées. (B) Carte mondiale indiquant les provinces (code couleur) et le numéro correspondant pour les interprétations de la matrice de connectivité. Les contours noirs indiquent les limites d'écorégions ; les tons de gris indiquent les écorégions sans mangroves. (Van der Stocken <i>et al.</i> , 2019).....	33
Figure 4: Les zonations végétales dans les mangroves de la partie centrale du littoral de l'Afrique. (d'après V.J. Chapman, 1976: p. 103 in Lebigre, 1997).	35
Figure 5: Coupe végétale caractéristique de la mangrove de Tsingilofilo, Sud-Ouest de Madagascar. (RANAIVOSON d'après Lebigre, 1997b)	36
Figure 6: Systèmes racinaires des palétuviers (<i>Sonneratia alba</i> et <i>Avicennia marina</i> : Pneumatophore, <i>Rhizophora mucronata</i> : Racine en échasse, <i>Ceriops tagal</i> , <i>Xylocarpus granatum</i> et <i>Bruguiera gymnorhiza</i> : Racine en contrefort) (Photographie : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018)	43
Figure 7: Organes de reproduction des palétuviers (Photographies : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018)	44
Figure 8: Système de germination et régénération du <i>Xylocarpus granatum</i> (Photographies : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018)	44
Figure 9: Les services écosystémiques de la mangrove.....	45
Figure 10: Comparaison du carbone stocké par les mangroves (moyenne à ±95% d'intervalle de confiance) avec d'autres grands écosystèmes forestiers (Donato et al., 2011).	46
Figure 11: Exemples d'utilisation du bois de palétuvier : jeunes arbres et arbres utilisés pour la construction de maisons (A) ; jeunes arbres utilisés comme clôtures (fond de B) et les grands arbres utilisés pour la construction des fours (C) qui produisent de l'enduit à la chaux pour les maisons (B) (Photographies : (A) ©Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018; (B et C) Scales et Daniel, 2019).	48
Figure 12: Population vivant à proximité immédiate (dans un rayon de 10 km) de zones de mangroves importantes (>100 ha) pour différentes régions de mangroves du monde. Les données démographiques sont présentées pour l'an 2000 et les projections pour 2015. (UNEP, 2014)	50
Figure 13: Proportion des espèces de palétuviers menacées (en danger critique d'extinction, en voie de disparition et vulnérables)(Polidoro et al., 2010).....	50
Figure 14: Impact des changements climatiques sur les mangroves. Traduit d'après (Sandilyan, 2014).....	52
Figure 15: Production de charbon de bois à partir des palétuviers de la zone de mangrove dans le district d'Ambanja (Nord-ouest de Madagascar), (Source : MIHARI, 2020).....	53

Figure 16: Coupe rase de la mangrove par urbanisation, en pleine ville de la commune urbaine de Toliara, sud-ouest de Madagascar (Données : Globe virtuel Google Earth) .	53
Figure 17: Aire de répartition géographique du crabe <i>Scylla</i> spp (WIO : Western Indian Ocean, IWP : Indo-West-Pacific, NWA : North-Western Australia, WPO : Western Pacific Ocean, EA : Eastern Australia). (Alberts-Hubatsch et al., 2016)	55
Figure 18: Fiche synthétique de l'espèce : « <i>Scylla serrata</i> », (Illustration : Rachel O'Shea, CPS).....	56
Figure 19: Morphologie externe du crabe <i>Scylla serrata</i> , (Adapté selon Minemizu, 2000 ; Kato & Okuno, 2001 In Poupin & Juncker, 2010b).....	57
Figure 20: Vue abdominale du <i>Scylla serrata</i> mâle (à gauche) et femelle (à droite), (Photographies : ©Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018).....	58
Figure 21: Cycle de vie du crabe de mangrove (<i>Scylla serrata</i>)	59
Figure 22: Cartes des groupes ethniques de Madagascar. En carrés blancs : les zones d'études (Jaovelo-Dzao, 1996 in Renoux, 2011)	62
Figure 23: Deux pêcheurs d'Ampitsopitsoka avec leurs crochets à la main droite et leurs captures en main gauche. (Photographies : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018)	64
Figure 24: Jeune pêcheur Sakalava avec sa pirogue et ses balances à crabe dans la Baie de Mahajamba. (Photographie : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018).....	65
Figure 25: Balance à crabe améliorée, double balance à crabe (De gauche à droite), Source : Kasprzyk et Levrel, 2018.	66
Figure 26: Casier à crabe (nasse). Source : (Kasprzyk et Levrel, 2018) et Photographie : Ranaivoson, 2018.	66
Figure 27: Pêche des crabes au filet maillant. Source : (Kasprzyk et Levrel, 2018).....	66
Figure 28: Production de crabes de 1970/73 à 2021 (en tonne) (COFREPECHE et al., 2014 ; DRPEB, 2021)	69
Figure 29: L'image en panchromatique (droite), montre la distinction de la zone en eau (en noir) avec la bande 8 (PIR) de l'image Sentinel-2.	96
Figure 30: L'image en panchromatique (droite), montre la zone végétalisée (en blanc) avec l'indice de végétation NDVI calculé sur de l'image Sentinel-2 (où rouge : B4 et PIR : B8)	98
Figure 31: L'image en panchromatique (droite), montre la distinction de la mangrove (gris foncé) par rapport aux autres végétations avec la bande 11 (MIR) de l'image Sentinel-2.	98
Figure 32: Les estimations de la surface de mangrove de Madagascar depuis 1990 selon les différents travaux publiés.	100
Figure 33: Reconstitution du Gondwana à 200 Ma (Reeves et al., 2002)	117
Figure 34: Représentation de l'altimétrie de Madagascar et ses cours d'eaux (Données : MNE satellite ALOS 2009 et BD 500).....	118
Figure 35: Courantologie des Mascareignes sur fond de carte de température de surface (STT) « vue » par satellite (d'après Tchernia, 1978 et Lutjeharms et al., 1981 in Guyomard et al., 2017).....	120
Figure 36: Marée du 4 mars 2022 à Toliara, coefficient de 104 (Source : maree.shom.fr)...	121
Figure 37: Hauteur significative maximale saisonnière des vagues (m) dans le sud-ouest de l'océan Indien (Kamranzad et Lavidas, 2020)	122

Figure 38: Nombre de systèmes dépressionnaires répertoriés dans l’océan Indien depuis la saison 1984-1985, avec en orange les cyclones (Source : Met Office, JTWC in Catry et al., 2020).....	123
Figure 39: Distribution spatiale des cyclones dans le SWOI entre 1980 et 2017 (Catry et al., 2020).....	124
Figure 40: Divisions bioclimatiques de Madagascar (d’après Koechlin et al., 1974).	125
Figure 41: Carte de localisation des sites d'étude (Données : BD 500, Sentinel-2 2018, Landsat 8, Récif corallien : UNEP-WCMC et al., 2010)	128
Figure 42: (A) : Campement temporaire pour la pêche ; (B) : Campement permanent pour la pêche et collecte des produits halieutiques, dans la mangrove du delta de Mahavavy. (Photographies : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018).....	129
Figure 43: Le site de la baie de Mahajamba. Sources : BD 500, Sentinel-2 2018 (Mangrove), Landsat 8 (Banc de vase).	130
Figure 44: Le site du delta de Mahavavy. Données : BD 500, Image satellitaire Sentinel-2 2018 (Mangrove), Image satellitaire Landsat 8 (Banc de vase).	132
Figure 45: Les espèces de mangrove caractéristique de l'arrière mangrove succédée par la Savane et la forêt de palmier (à Andimaka, Sud-ouest de la mangrove de Mahavavy) (Photographies : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018).....	132
Figure 46: Diagramme des migrations par périodes (Renoux, 2011)	133
Figure 47: Bassin versant (1) de la Baie de Mahajamba et (2) du delta de Mahavavy (Données : MNE ALOS).....	136
Figure 48: Division de la mangrove de la baie de Mahajamba en entité (de droite à gauche, en rouge : entité 1, en vert : entité 2, en Jaune : entité 3, en rose : entité 4, en violet : entité 5 et en orange : entité 6)	137
Figure 49: Division de la mangrove de la baie de Mahavavy en entités. (De droite à gauche, en rouge : entité 1, en violet : entité 2, en Jaune : entité 3 et en vert : entité 4)	138
Figure 50: Zébus reposant dans la mangrove après la pâture, dans le delta de Mahavavy (Photographie : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018)	139
Figure 51: Les oiseaux migrateurs dans la mangrove du complexe Mahavavy Kinkony, nord-ouest de Madagascar (Source : SOMACRAM, 2017).....	141
Figure 52: Le site de la Baie de Tsingilofilo. Sources : BD 500, Sentinel-2 2018 (Mangrove), WCMW-008-CoralReefs 2010 et Landsat-8 2018 (Banc de vase).....	142
Figure 53: cartographie indiquant les zones de pêche à pied ou au trou (carreau en rouge et contour en blanc) tiré de la carte participative villageoise.....	149
Figure 54: Le puits d'eau pour boire à Antobimbazaha (Baie de Mahajamba) (Photographies : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018)	151
Figure 55: Les différents moyens de déplacement : (A) utilisation d’un petit pirogue pour traverser un petit chenal dans la Baie de Tsingilofilo, (B) Pénétration de la mangrove à pied à partir de l’arrière mangrove en traversant la vaste tanne de la Baie de Tsingilofilo, (C) Pirogue métallique (Teuf teuf) pour le transfert vers la Baie de Mahajamba, (D) Pirogue à balance pour le déplacement dans le delta de Mahavavy, (E) Véhicule tout terrain pour le déplacement, de Morombe vers les villages aux abords de la mangrove (Baie de Tsingilofilo), (F) Adaptation de deux pirogues pour le déplacement dans les chenaux de la Baie de Tsingilofilo (Photographies : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018)	152
Figure 56: Différents campements sur les sites d'études (Photographies : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2020)	153

Figure 57: (A) Point de prélèvement de la boue du substrat. (B) enroulement de la boue et (C) mesure de sa longueur (à droite) (Photographies : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018)	155
Figure 58: (A) Mesure de la hauteur maximale atteinte par l'eau de mer à marée haute et (B) Trace de limite de la marée haute (Photographies : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018).....	157
Figure 59: Mesure de la circonférence des palétuviers à hauteur de la poitrine (Photographies : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018).....	158
Figure 60: (A) Positionnement des points de relevé de la fermeture de la canopée avec la densiomètre (B) Estimation de la fermeture de la canopée avec la densiomètre (Photographie : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018)	160
Figure 61: Terriers de crabe inactif (à gauche) et actif (à droite), (Photographies : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018).....	161
Figure 62: Pêcheurs de crabe effectuant la pêche au trou (Photographies : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018)	162
Figure 63: Mensuration de la largeur de la carapace du crabe (Photographie : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018).....	162
Figure 64: Protocole de prélèvement des données sur le terrain et sa gestion.....	163
Figure 65: Principe de création de la typologie à partir des trois caractères de la mangrove (taxon, recouvrement et hauteur) (adapté de Taureau, 2017)	165
Figure 66: Transect caractéristique de forêts de mangrove à Madagascar et réflectances (*100) dans le moyen infrarouge et le PIR (© Bemana Njara José RANAIVOSON, 2020)	166
Figure 67: Images Landsat de la baie de Mahajamba acquis en 1988 (à gauche) et 2018 (à droite), avec respectivement une hauteur d'eau de 0,9 m et 0,8 m (Donnée : Image Landsat 4 et 8)	172
Figure 68: Répartition des relevés GPS établis lors de la campagne de terrain réalisée en 2018 sur la mangrove de la baie de Mahajamba, Nord-ouest de Madagascar. (Fond de carte : Image Sentinel-2 en fausse couleur).....	175
Figure 69: Répartition des relevés GPS établis lors de la campagne de terrain réalisée en 2018 sur la mangrove le delta de Mahavavy, Nord-ouest de Madagascar. (Fond de carte : Image Sentinel-2 en fausse couleur).....	176
Figure 70: Répartition des relevés GPS établis lors de la campagne de terrain réalisée en 2018 sur la mangrove de la baie de Tsingilofilo, Sud-Ouest de Madagascar. (Fond de carte : Image Sentinel-2 en fausse couleur).....	176
Figure 71: Chaîne de traitement mise en place pour la classification du recouvrement de la mangrove (Très dense, dense et peu dense)	180
Figure 72: A gauche, la composition coloré (Rouge : Bande 5, Vert : Bande 1 et Bleu : Bande 2) montrant l'espèce <i>Avicennia marina</i> en vert et à droite l'image en vraie couleur. ..	181
Figure 73: De droite à gauche : La composition coloré montrant l'espèce <i>Sonneratia alba</i> en rouge et l'image en vraie couleur.	182
Figure 74: De droite à gauche : La composition coloré montrant l'espèce <i>Cerriops tagal</i> en dégradé de marron et l'image en vraie couleur.	182
Figure 75: Chaîne de traitement mise en place pour la classification supervisée par pixel des images Sentinel-2 pour la création des données vectorielles des espèces de palétuviers.	183

Figure 76: Protocole mis en œuvre pour la classification des taux de recouvrement de la mangrove et des bancs de vases avec des images Landsat par la méthode orientée-objet.	186
Figure 77: Les étapes de l'extraction des plages altimétriques des hauteurs de la mangrove (en vecteur) à partir d'un Modèle Numérique de Surface (Raster).	187
Figure 78: Détection des valeurs aberrantes du nombre de terrier de crabe sur les trois sites d'études.....	193
Figure 79: Pourcentage des espèces relevées sur l'ensemble des 3 sites	204
Figure 80: Pourcentage des espèces relevées sur l'ensemble des placettes de la Baie de Mahajamba	205
Figure 81: Hauteurs moyennes et diamètres moyens des espèces de palétuviers relevées sur l'ensemble des placettes de la Baie de Mahajamba	206
Figure 82: Carte du taux de recouvrement, de la hauteur de la mangrove et des espèces de palétuviers sur le site de la Baie de Mahajamba, Nord-ouest de Madagascar.	207
Figure 83: Superficie des types de recouvrement des mangroves selon les différentes entités sur le site de la Baie de Mahajamba	208
Figure 84: Superficie des types de hauteur des mangroves selon les différentes entités sur le site de la Baie de Mahajamba	209
Figure 85: Superficie des espèces de palétuviers selon les différentes entités sur le site de la Baie de Mahajamba (Am : <i>Avicennia marina</i> ; Ct : <i>Ceriops tagal</i> ; Rm : <i>Rhizophora mucronata</i> ; Sa : <i>Sonneratia alba</i>)	210
Figure 86: Pourcentage de la mangrove selon leurs caractéristiques dans la Baie de Mahajamba. (Am : <i>Avicennia marina</i> ; Ct : <i>Ceriops tagal</i> ; Rm : <i>Rhizophora mucronata</i> ; Sa : <i>Sonneratia alba</i>).....	211
Figure 87 : Pourcentage des mangroves selon leurs caractéristiques sur les différentes entités de la Baie de Mahajamba. (Am : <i>Avicennia marina</i> ; Ct : <i>Ceriops tagal</i> ; Rm : <i>Rhizophora mucronata</i> ; Sa : <i>Sonneratia alba</i>).....	213
Figure 88: Pourcentage des espèces relevées dans l'ensemble des placettes sur le delta de Mahavavy	214
Figure 89: Hauteurs moyennes et diamètres moyens des espèces de palétuviers relevées dans l'ensemble des placettes sur le delta de Mahavavy.....	214
Figure 90: Carte du taux de recouvrement, de la hauteur de la mangrove et des espèces de palétuviers sur le site du delta de Mahavavy, Nord-ouest de Madagascar.	216
Figure 91: Superficie des types de recouvrement des mangroves selon les différentes entités sur le site du delta de Mahavavy	217
Figure 92: Superficie des types de hauteur des mangroves selon les différentes entités sur le site du delta de Mahavavy	218
Figure 93: Superficie des espèces de palétuviers selon les différentes entités sur le site du delta de Mahavavy	219
Figure 94: Pourcentage de la mangrove selon leurs caractéristiques sur le delta de Mahavavy. (Am : <i>Avicennia marina</i> ; Ct : <i>Ceriops tagal</i> ; Rm : <i>Rhizophora mucronata</i> ; Sa : <i>Sonneratia alba</i>).....	219
Figure 95: Pourcentage de la mangrove selon leurs caractéristiques sur les quatre entités du delta de Mahavavy. (Am : <i>Avicennia marina</i> ; Ct : <i>Ceriops tagal</i> ; Rm : <i>Rhizophora mucronata</i> ; Sa : <i>Sonneratia alba</i>).....	221
Figure 96: Pourcentage par espèces de palétuviers sur l'ensemble des placettes relevées sur la Baie de Tsingilofilo.....	221

Figure 97: Hauteurs moyennes et diamètres moyens par espèces de palétuviers sur l'ensemble des placettes relevées sur la Baie de Tsingilofilo	222
Figure 98: Carte du taux de recouvrement, de la hauteur de la mangrove et des espèces de palétuviers sur la Baie de Tsingilofilo, Sud-ouest de Madagascar.	224
Figure 99: Pourcentage de la mangrove selon leurs caractéristiques sur la Baie de Tsingilofilo. (Am : <i>Avicennia marina</i> ; Ct : <i>Ceriops tagal</i> ; Rm : <i>Rhizophora mucronata</i> ; Sa : <i>Sonneratia alba</i>)	225
Figure 100: Pourcentage de répartition de la dynamique des mangroves de Madagascar entre 2016 et 2018	227
Figure 101: Dynamique de la mangrove au niveau des bancs de vase consolidés de la Baie de Bombetoka. La légende correspond à la troisième image en partant de gauche.	230
Figure 102: Dynamique de la mangrove en contexte urbain dans la commune de Toliara. 1. défrichage pour la saline, 2. Coupe qui peut être liée à l'usage directe du bois et 3. Coupe pour l'extension de l'hôtel « Le palétuvier ».	230
Figure 103: Dynamique de la mangrove du fleuve Mangoky (Sud-Ouest de Madagascar). La légende correspond à la troisième image en partant de gauche.	231
Figure 104: Carte de la dynamique de la mangrove de l'entité 1 (E1) de la baie de Mahajamba entre 1988 et 2018	242
Figure 105: Carte de la dynamique de la mangrove sur l'entité 2 (E2) de la baie de Mahajamba entre 1988 et 2018	244
Figure 106: Carte de la dynamique de la mangrove de l'entité 3 (E3) de la baie de Mahajamba entre 1988 et 2018	246
Figure 107: Carte de la dynamique de la mangrove de l'entité 4 (E4) de la baie de Mahajamba entre 1988 et 1998	248
Figure 108: Carte de la dynamique de la mangrove de l'entité 5 (E5) de la baie de Mahajamba entre 1988 et 2018	249
Figure 109: Carte de la dynamique de la mangrove sur l'entité 6 (E6) de la baie de Mahajamba entre 1988 et 2018	251
Figure 110: Carte de la dynamique des bancs de vase de l'entité 1 (E1) de la baie de Mahajamba entre 1988 et 2018	253
Figure 111: Carte de la dynamique des bancs de vase de l'entité 2 (E2) de la baie de Mahajamba entre 1988 et 2018	254
Figure 112: Carte de la dynamique des bancs de vase de l'entité 3 (E3) de la baie de Mahajamba entre 1988 et 2018	255
Figure 113: Carte de la dynamique des bancs de vase sur l'entité 4 (E4) de la baie de Mahajamba entre 1988 et 2018.	256
Figure 114: Carte de la dynamique des bancs de vase sur l'entité 5 (E5) de la baie de Mahajamba entre 1988 et 2018	257
Figure 115: Carte de la dynamique de la mangrove sur l'entité 1 (E1) du delta de Mahavavy entre 1988 et 2018.	260
Figure 116: Carte de la dynamique de la mangrove de l'entité 2 (E2) du delta de Mahavavy entre 1988 et 2018	262
Figure 117: Carte de la dynamique de la mangrove de l'entité 3 (E3) du delta de Mahavavy entre 1988 et 2018	264
Figure 118: Carte de la dynamique de la mangrove de l'entité 4 (E4) du delta de Mahavavy entre 1988 et 2018	266

Figure 119: Carte de la dynamique des bancs de vase de l'entité 1 (E1) du delta de Mahavavy entre 1988 et 2018	267
Figure 120: Carte de la dynamique des bancs de vase de l'entité 2 (E2) du delta de Mahavavy entre 1988 et 2018	268
Figure 121: Carte de la dynamique des bancs de vase de l'entité 3 (E3) du delta de Mahavavy entre 1988 et 2018	270
Figure 122: Carte de la dynamique des bancs de vase de l'entité 4 (E4) du delta de Mahavavy entre 1988 et 2018	271
Figure 123: Carte de la dynamique de la mangrove de la Baie de Tsingilofilo entre 1989 et 1999.....	272
Figure 124: Carte de la dynamique de la mangrove de la Baie de Tsingilofilo entre 1999 et 2011.....	273
Figure 125: Carte de la dynamique de la mangrove de la Baie de Tsingilofilo entre 2011 et 2018.....	274
Figure 126: Carte de la dynamique des bancs de vase de la Baie de Tsingilofilo entre 1989 et 2018.....	276
Figure 127: Emprise de la mangrove à partir des données Landsat et Sentinel 2 en 2018 ..	277
Figure 128: A gauche : Image satellite Landsat (30 m de résolution spatiale) et A droite : Image satellite Sentinel-2 (10 m de résolution spatiale). (Source : Image Landsat 8 et Sentinel-2 de 2018)	278
Figure 129: Champs cultivés bordant les cours d'eau qui alimente la mangrove de fond de baie de Mahajamba (Source : Image du globe virtuel Google earth).....	280
Figure 130: Fermeture du bras secondaire du fleuve Mahavavy entre 1985 et 2022 (Source : Image du globe virtuel Google earth)	282
Figure 131: Recolonisation d'un bassin d'aquaculture par la mangrove après l'abandon de l'exploitation (Données : Images satellitaires Landsat 2008, 2018)	283
Figure 132: Mangrove couchée par le cyclone « Haruna » de 2013 et repousses observées en 2018 dans la Baie de Tsingilofilo, dans le sud-ouest de Madagascar (Photographie : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018).....	285
Figure 133: Campement de pêcheur nouvellement installé en 2018 dans la mangrove de la Baie de Tsingilofilo (Photographie : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018)	286
Figure 134: Terriers actifs et inactifs recensées sur les 53 placettes de la Baie de Mahajamba	288
Figure 135: Terriers actifs et inactifs recensées sur les 54 placettes du delta de Mahavavy	289
Figure 136: Terriers recensés sur les 44 placettes de la Baie de Tsingilofilo.....	290
Figure 137: Nombre des crabes mâles et femelles pêchés sur les trois sites d'études.....	290
Figure 138: Classe de tailles des crabes mâles et femelles pêchés sur les trois sites d'études	291
Figure 139: La localisation des différents types d'occupation du sol liée à la mangrove sur le site du delta de Mahavavy. (A) zone de sable surélevé où pousse des palmiers entourés par une Savane et quelques Ceriops tagal. (B) Zone d'arrière mangrove dominée par des Ceriops tagal suivie par la tanne. (C) Stratification horizontale des Avicennia marina allant des plantules à arbres adultes, bordant le chenal. (D) Sonneratia alba à racine exposée à cause de l'érosion de la berge. (E) Slikke sableuse en front de mer laissant pousser quelques pieds d'Avicennia marina. (F) zone de palétuvier adulte (grande taille) d'Avicennia marina en front de mer. (G) zone de palétuvier adulte à Rhizophora mucronata. (H) zone de tanne séchée laissant quelques palétuviers morts sur pieds.	

(Donnée : Image satellitaire Sentinel-2 (2018), (Photographies : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018).	1
Figure 140: Les espèces de palétuviers rares (a : <i>Bruguiera gymnorrhiza</i> ; b: <i>Heritiera littoralis</i> et c: <i>Xylocarpus granatum</i>) (Photographies: © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018) ..	1
Figure 141: Dynamique de la mangrove dans les différentes régions entre 2016 et 2018.....	1
Figure 142: Dynamique du recouvrement de la mangrove des 8 régions côtières de Madagascar (2016 et 2018) (Données : Sentinel-2, 2016 et 2018)	2
Figure 143: Carte de la caractérisation de la mangrove de la Baie de Mahajamba selon l'espèce de palétuvier, son taux de recouvrement et sa hauteur, Nord-ouest de Madagascar	3
Figure 144: Carte de la caractérisation de la mangrove du delta de Mahavavy selon l'espèce de palétuvier, son taux de recouvrement et sa hauteur, Nord-ouest de Madagascar	3
Figure 145: Carte de la caractérisation de la mangrove de la Baie de Tsingilofilo selon l'espèce de palétuvier, son taux de recouvrement et sa hauteur, Sud-ouest de Madagascar	4

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Stations préférentielles des huit espèces de palétuvier de la mangrove Malagasy. Source : d'après (Robin, 2010) et DORIS	38
Tableau 2: Composition biochimique du muscle du <i>Scylla serrata</i> (Bharathi et al., 2018)	61
Tableau 3: Les différents types de mesures de gestion de la pêche crabe « <i>Scylla serrata</i> » à Madagascar depuis 2006 à nos jours	73
Tableau 4: L'étendu spectral des ondes radar exploitées (Chamaillé, 2008).....	80
Tableau 5: Quelques travaux sur l'environnement côtier utilisant des imageries satellitaires optiques comme source des données	85
Tableau 6: Quelques travaux utilisant des imageries satellitaires pour l'étude de la mangrove	89
Tableau 7: Quelques travaux utilisant des imageries satellitaires pour l'étude de la mangrove à Madagascar	101
Tableau 8: Estimation de la consistance du sol à partir de longueur du rouleau de boue constitué (source : FAO, 1986)	155
Tableau 9: Les caractéristiques des imageries satellitaires SENTINEL-2 (Drusch et al., 2012).	168
Tableau 10: Les images satellitaires Sentinel-2A et 2B utilisées	169
Tableau 11: Les données Sentinel-2 avec les différentes bandes mobilisées pour la classification des espèces de palétuviers.....	169
Tableau 12: Caractéristiques des images satellitaires LANDSAT 4 et 5	171
Tableau 13: Caractéristiques des images satellitaires LANDSAT 8	171
Tableau 14: Les caractéristiques des images LANDSAT utilisées.....	173
Tableau 15: Les points GPS supplémentaires sur les espèces de palétuviers prélevés sur chaque site	175
Tableau 16: Critère de segmentation et de classification dans le premier niveau (Image à droite, bleu : Eau et Jaune : partie littorale)	178
Tableau 17: Critère de segmentation et de classification du second au quatrième niveau .	179

Tableau 18: Le nombre de polygone/pixel par espèce de palétuvier créé comme parcelle d'entraînement sur les trois sites d'études.....	182
Tableau 19: Critère de segmentation et de classification dans le premier niveau	184
Tableau 20: Critère de segmentation et de classification dans le niveau 2	185
Tableau 21: Structure d'une matrice de confusion	188
Tableau 22: Référentiel pour interpréter la valeur de l'indice Kappa (Landis et Koch, 1977)	189
Tableau 23: Traduction du passage d'un état de surface T0 à une surface T1 en dynamique	190
Tableau 24: Matrice de confusion de la classification du taux de recouvrement de la mangrove de la Baie de Mahajamba, du delta de Mahavavy et de la Baie de Tsingilofilo	201
Tableau 25: Matrice de confusion de la classification des espèces de palétuviers de la Baie de Mahajamba, du delta de Mahavavy et de la Baie de Tsingilofilo	202
Tableau 26: Superficie des différentes classes de recouvrement de la mangrove par région en 2016 et 2018.....	229
Tableau 27: dynamique de la mangrove au niveau des 7 sites de mangrove de référence PME	232
Tableau 28: La prise Maximale Equilibrée (tonne/an) pour chaque région en 2016 et 2018	232
Tableau 29: Récapitulatif de la dynamique de la mangrove de la baie de Mahajamba de 1988 à 2018.....	240
Tableau 30: Surface totale des bancs de vase (en ha) de la Baie de Mahajamba en 1988, 1998, 2008 et 2018.....	252
Tableau 31: Dynamique de la mangrove du delta de Mahavavy de 1988 à 2018	258
Tableau 32: Surface totale des bancs de vase (en ha) du delta de Mahavavy en 1988, 1998, 2008 et 2018.....	266
Tableau 33: Récapitulatif de la dynamique de l'évolution de la mangrove de la baie de Tsingilofilo entre 1989-2018	271
Tableau 34: Surface totale des bancs de vase (en ha) de la Baie de Tsingilofilo en 1989, 1999, 2011 et 2018.....	275
Tableau 35: Valeurs résumées de quelques variables présentées pour chaque site.....	294
Tableau 36 : Extrait brut du modèle de régression linéaire multiple des différents prédicteurs sur le nombre de trous de crabe à partir de l'ensemble des données de terrain, après retrait des variables les moins explicatives (codes de significativités : 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 '' 1. Erreur standard résiduelle : 0.8789 sur 77 degrés de liberté (ddl) r ² multiple : 0.3899, r ² ajusté : 0.3274 F-statistic : 6.242 sur 13 et 127 ddl, p-value : <0.001).....	295
Tableau 37: Modèle de régression linéaire multiple des différents prédicteurs sur le nombre de trous de crabe dans la partie Nord de Madagascar (codes de significativités : 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 '' 1. Erreur standard résiduelle : 0.8789 sur 77 degrés de liberté (ddl) r ² multiple : 0.4266, r ² ajusté : 0.2476 F-statistic : 2.387 sur 24 et 77 ddl, p-value : <0.001)	297
Tableau 38: Modèle de régression linéaire multiple des différents prédicteurs sur le nombre de trous de crabe dans la partie sud de Madagascar (codes de significativités : 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 '' 1. Erreur standard résiduelle : 0.5155 sur 26 degrés de	

liberté (ddl) r^2 multiple : 0.7521, r^2 ajusté : 0.6186 F-statistic : 5.634 sur 14 et 26 ddl, p-value : <0.001) 298

Tableau 39: Base de connaissance support à la classification de l'écosystème mangrove II

ANNEXE

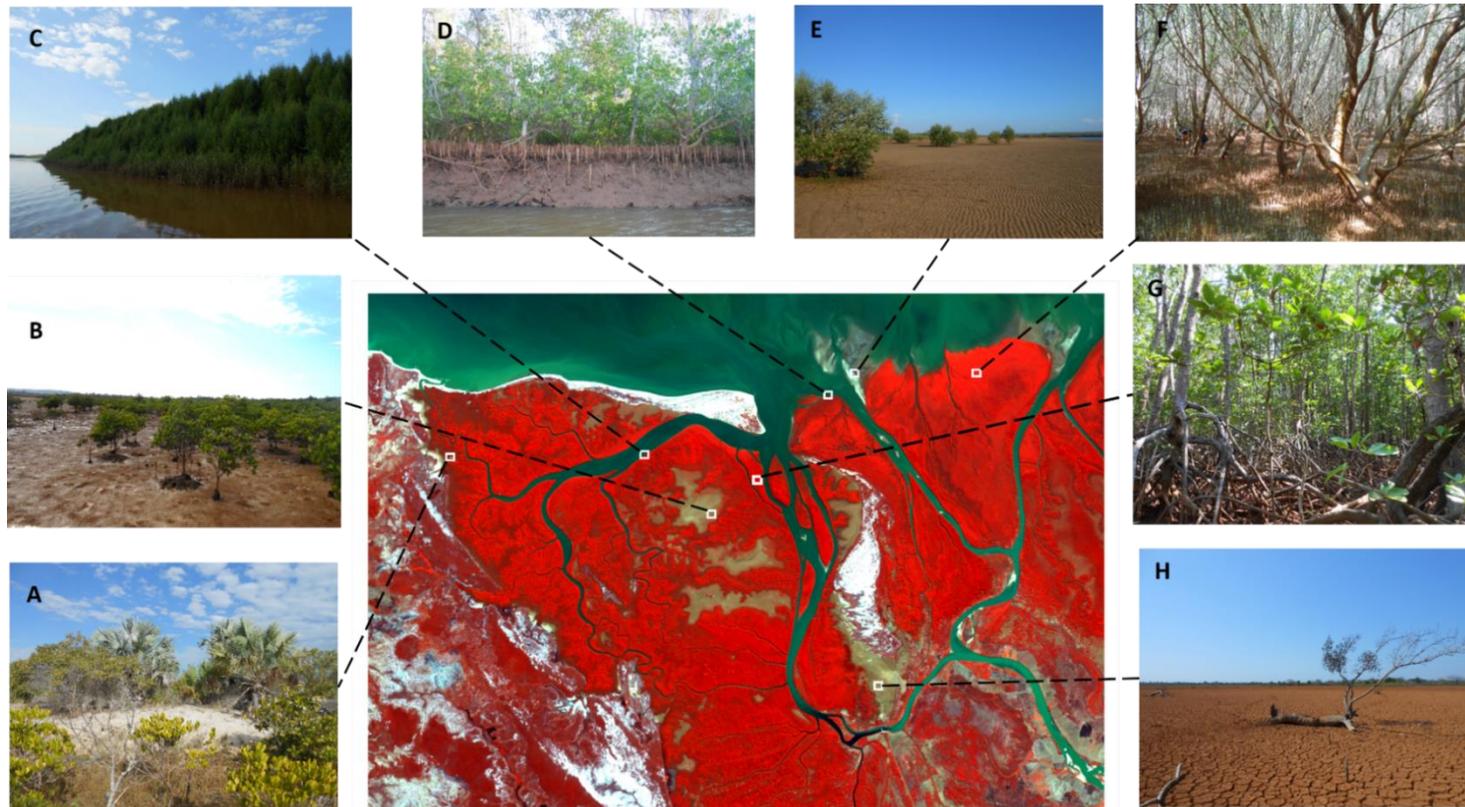
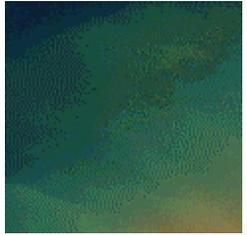
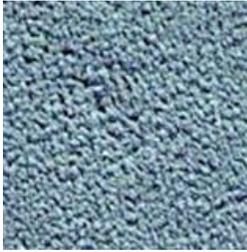
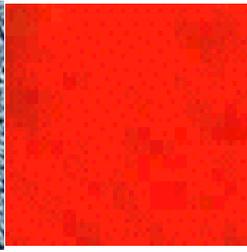


Figure 139: La localisation des différents types d'occupation du sol liée à la mangrove sur le site du delta de Mahavavy. (A) zone de sable surélevé où pousse des palmiers entourés par une Savane et quelques *Ceriops tagal*. (B) Zone d'arrière mangrove dominée par des *Ceriops tagal* suivie par la tanne. (C) Stratification horizontale des *Avicennia marina* allant des plantules à arbres adultes, bordant le chenal. (D) *Sonneratia alba* à racine exposée à cause de l'érosion de la berge. (E) Slikke sableuse en front de mer laissant pousser quelques pieds d'*Avicennia marina*. (F) zone de palétuvier adulte (grande taille) d'*Avicennia marina* en front de mer. (G) zone de palétuvier adulte à *Rhizophora mucronata*. (H) zone de tanne séchée laissant quelques palétuviers morts sur pieds. (Donnée : Image satellitaire Sentinel-2 (2018), (Photographies : © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018).

Tableau 39: Base de connaissance support à la classification de l'écosystème mangrove

Classes	Description	Caractéristique spectrale	Image	
			Vraie couleur	Fausse couleur
Eau	Très vaste et facile à différencier, dans la partie continentale, elle se présente sous forme de mer, océan, lac, fleuve, rivière ou marre d'eau.	Faible réponse spectrale avec la bande proche infra rouge		
Végétation	Zone végétalisée (forêts, Savanes, etc...). Affiché généralement en vert dans la vraie couleur mais en rouge avec l'affichage en fausse couleur.	NDVI		
Mangrove	Forêts de zones côtières (intertidales), qui comportent des palétuviers. Tout comme la végétation, elle est de couleur verte en vraie couleur et rouge en fausse couleur.	Elle se distingue d'autre végétation avec la bande moyenne infra-rouge		
Mangrove très dense	Elle représente la zone de mangrove la plus dense avec une couleur rouge vif sur l'image en fausse couleur apparaît en vert foncé sur l'image Google Earth. Elle se localise dans la partie centrale de la mangrove et au bord des chenaux. La texture est lisse	Forte valeur dans la NDVI		

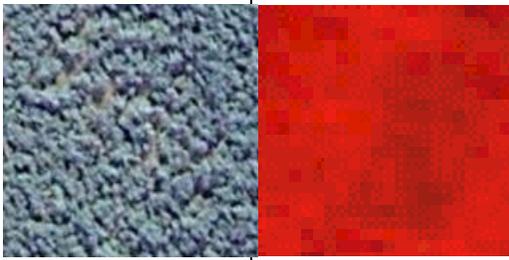
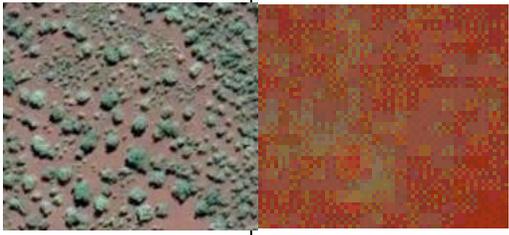
<p>Mangrove dense</p>	<p>Elle est caractérisée par des espacements entre les agrégats de palétuviers ou n'ayant pas de continuité entre eux, avec un isolement pour la plupart des individus avec une couleur rouge sombre en fausse couleur et une couleur vert clair sur Google Earth. Elle se localise autour de la mangrove dense et devant la tanne.</p>	<p>Valeur de la NDVI comprise entre 0,6 et 0,8.</p>	
<p>Mangrove peu dense</p>	<p>Caractérisée par des plantes isolées ou très espacées entre eux. Généralement en arrière mangrove précèdent la tanne, en vue aérienne, sa texture laisse voir le sol entre les couronnes</p>	<p>Valeur de la NDVI inférieur à 0,6.</p>	
<p>Banc de vase</p>	<p>Elle représente une formation sablo vaseuse ou sableuse, généralement à l'embouchure des fleuves ou sous forme de substrat (slikke) précèdent les mangroves pionniers comme le <i>Sonneratia</i> et l'<i>Avicennia</i></p>	<p>La sensibilité de la bande moyen infrarouge par rapport à l'humidité du sol facilite la caractérisation des bancs de vases</p>	



Figure 140: Les espèces de palétuviers rares (a : *Bruguiera gymnorhiza* ; b: *Heritiera littoralis* et c: *Xylocarpus granatum*) (Photographies: © Bemana Njara José RANAIVOSON, 2018)

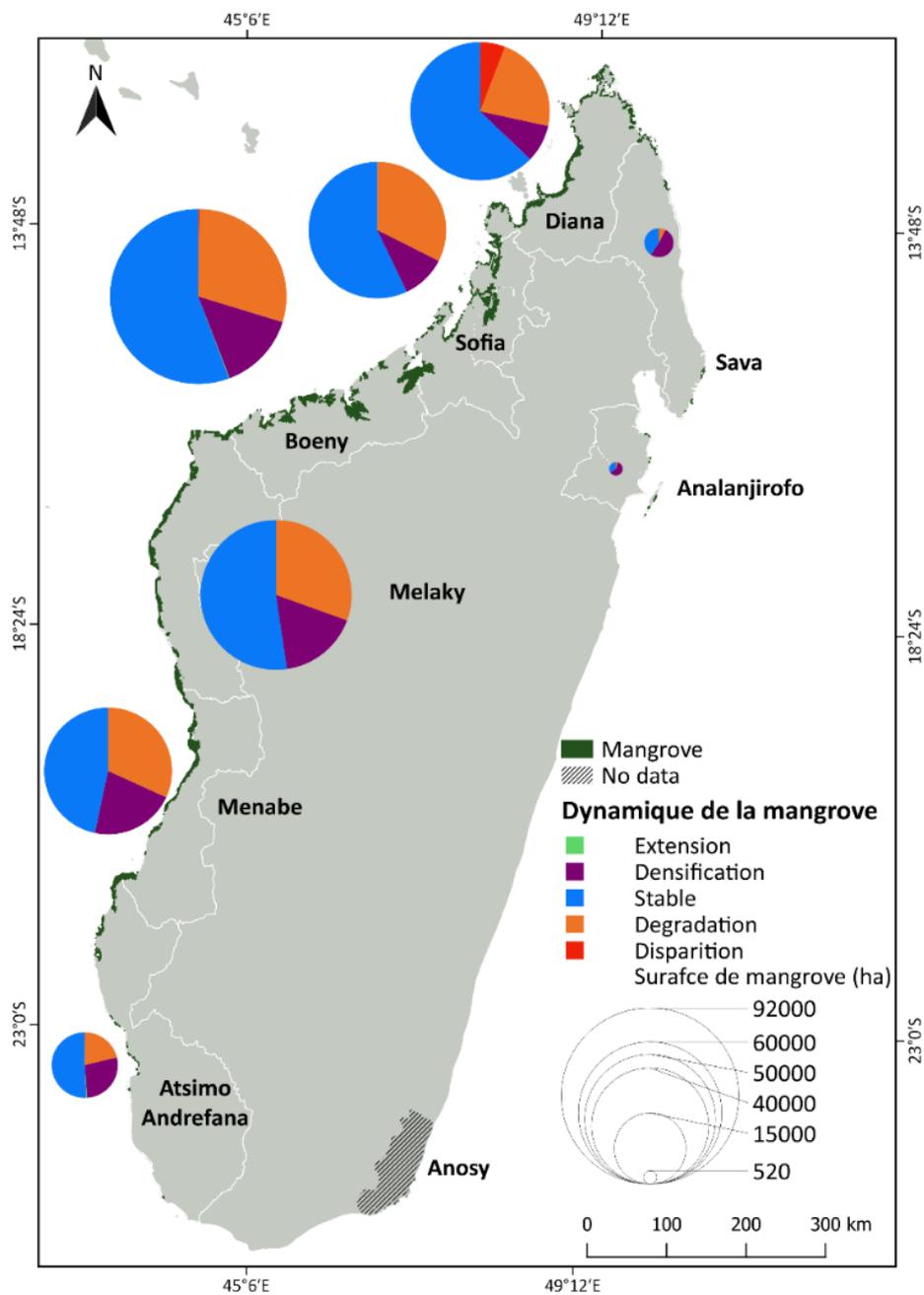


Figure 141: Dynamique de la mangrove dans les différentes régions entre 2016 et 2018.

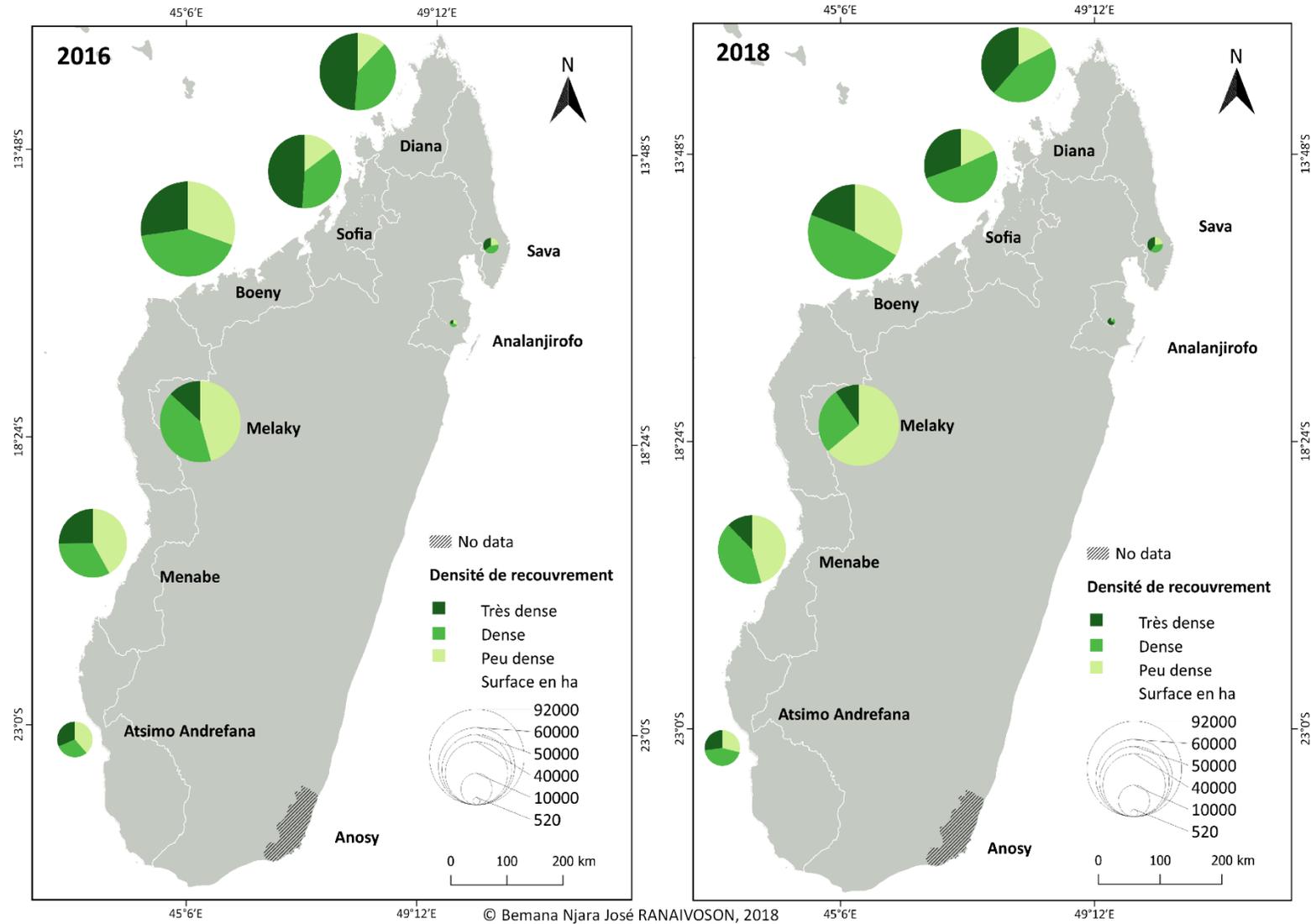


Figure 142: Dynamique du recouvrement de la mangrove des 8 régions côtières de Madagascar (2016 et 2018) (Données : Sentinel-2, 2016 et 2018)

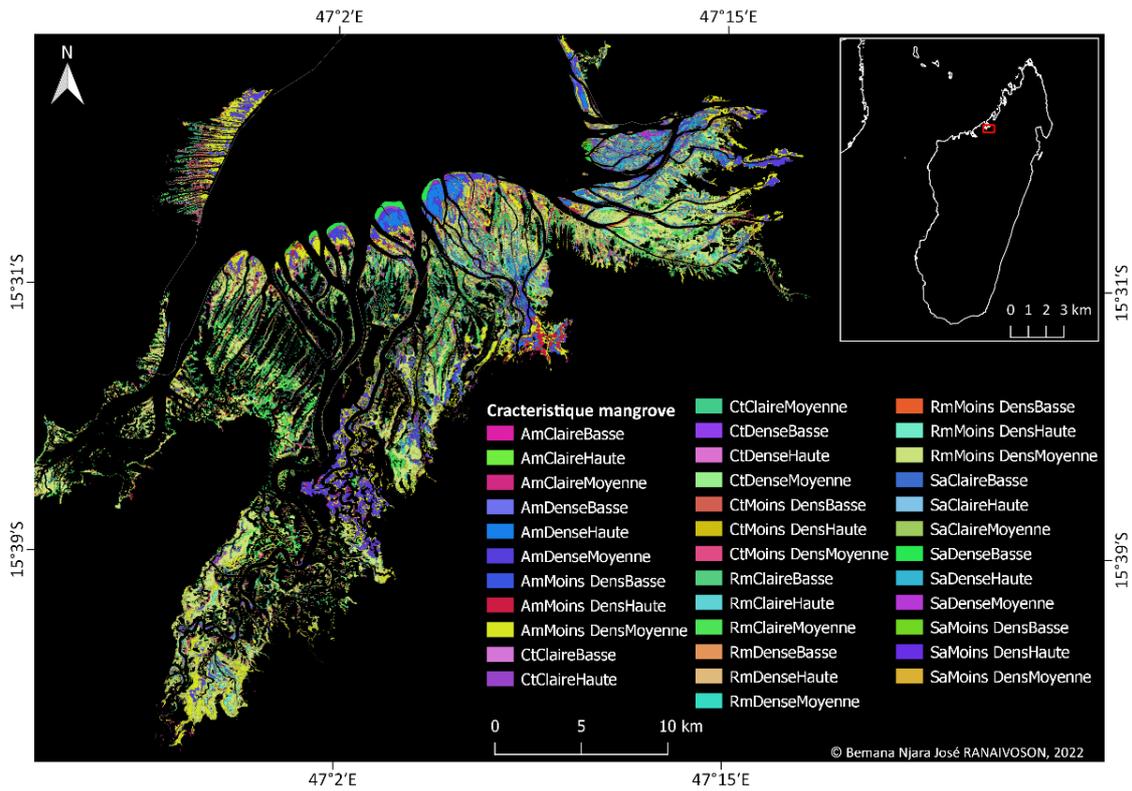


Figure 143: Carte de la caractérisation de la mangrove de la Baie de Mahajamba selon l'espèce de palétuvier, son taux de recouvrement et sa hauteur, Nord-ouest de Madagascar

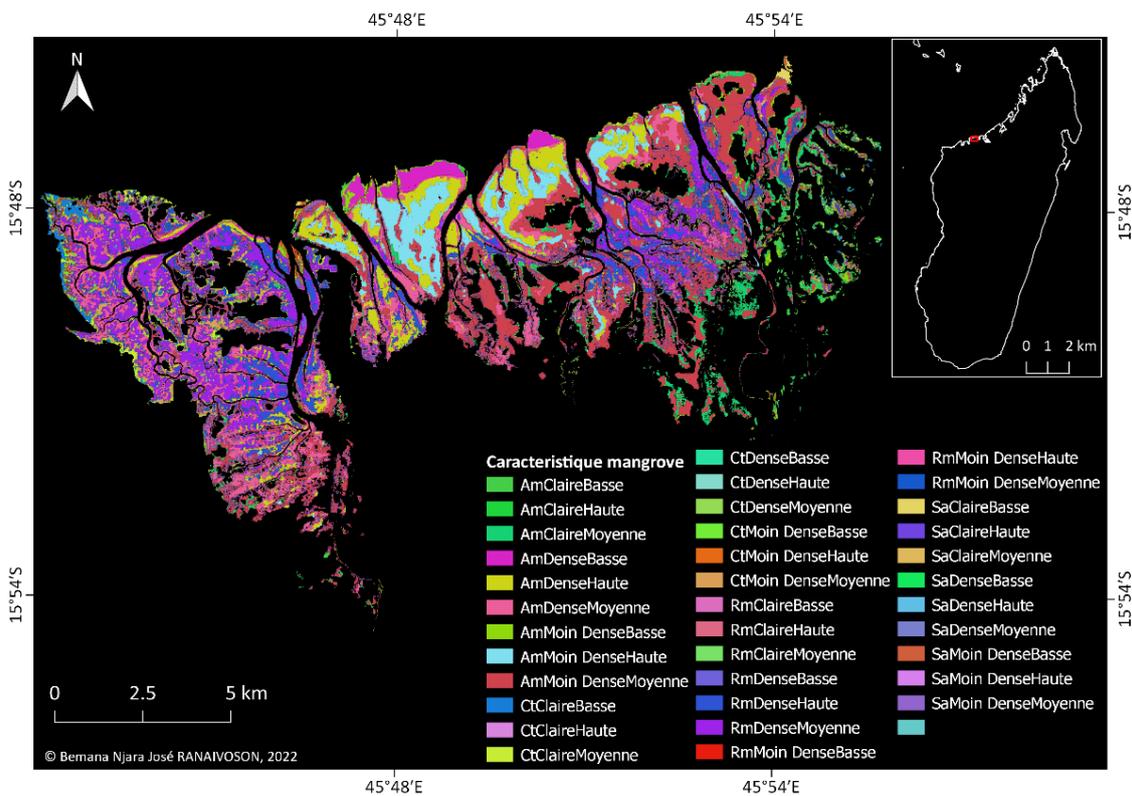


Figure 144: Carte de la caractérisation de la mangrove du delta de Mahavavy selon l'espèce de palétuvier, son taux de recouvrement et sa hauteur, Nord-ouest de Madagascar

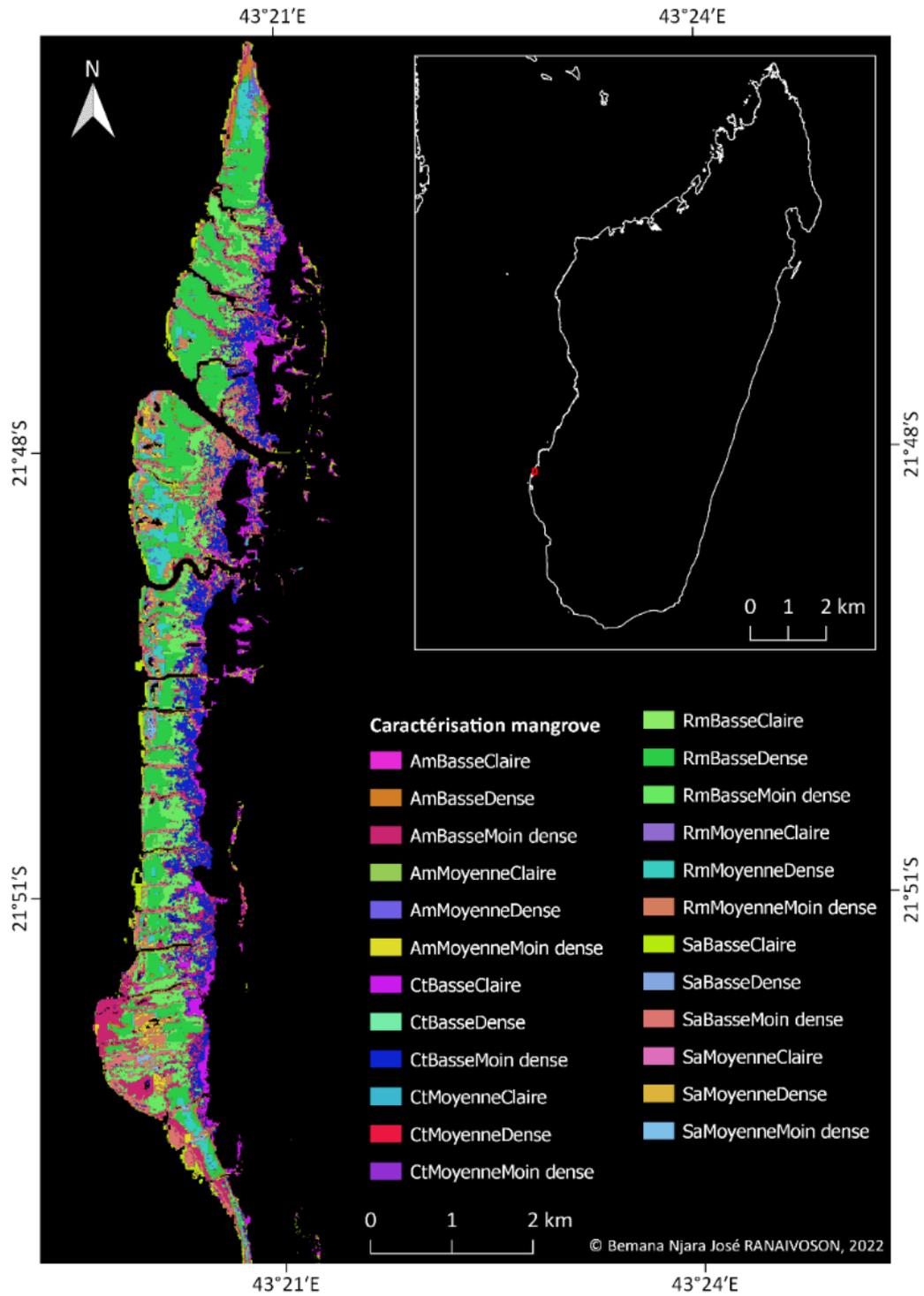
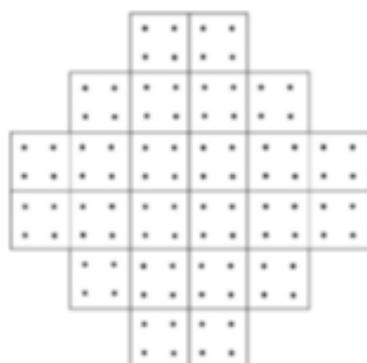


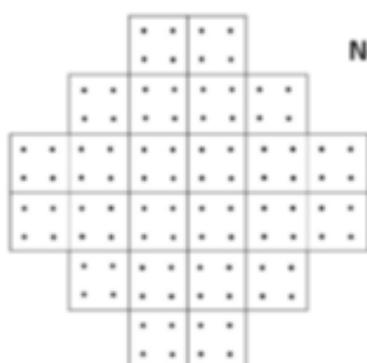
Figure 145: Carte de la caractérisation de la mangrove de la Baie de Tsingilofilo selon l'espèce de palétuvier, son taux de recouvrement et sa hauteur, Sud-ouest de Madagascar

Fiche de prélèvement de la densité du couvert végétale avec la densiomètre

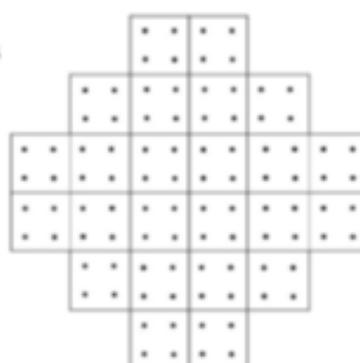
Date :	Lieu :
N° parcelle :	
Collecteur des données :	



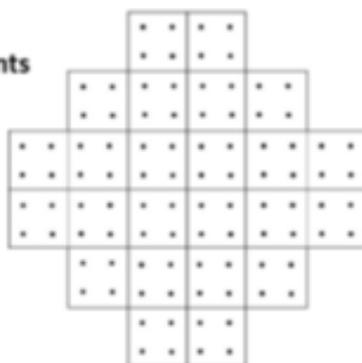
Non obstruée sur 96 points



Non obstruée sur 96 points



Non obstruée sur 96 points



Non obstruée sur 96 points

RESUME

Cette thèse a comme objectif le suivi de la mangrove exploitée de Madagascar ainsi que l'étude de la répartition spatiale du crabe *Scylla serrata*. A Madagascar, la ressource crabe a montré une exploitation croissante depuis 2009 et un rapide déclin. Sa gestion repose actuellement sur l'estimation de la production maximale équilibrée (PME) basée sur la superficie de la mangrove du pays. Actuellement, la superficie utilisée date des années 1980 alors que de nombreuses publications alertent sur une dynamique, même si les superficies mesurées ne font pas consensus. Pour ce faire, la dynamique de la mangrove est étudiée à travers des traitements d'imageries satellitaires Sentinel-2 (2016-2018) à l'échelle du pays et des données Landsat (1988-1998-2008 et 2018) à l'échelle des trois sites d'exploitation du crabe (Baie de Mahajamba, delta de Mahavavy et Baie de Tsingilofilo). L'étude de la répartition spatiale du crabe *S. serrata* est basée sur une analyse statistique des données collectées sur le terrain combiné à des données de la télédétection. Les résultats de cette étude montrent qu'en 2 ans et à l'échelle nationale, la mangrove ne régresse que de 1% mais à l'échelle régionale, quelques zones à forte dégradation alarmante sont à surveiller. Le calcul de la PME à partir de nos résultats (8 350 tonnes/an) affiche une augmentation de plus de 10 % par rapport au quota actuel (7 500 tonnes/an). A l'échelle des trois sites exploités, la mangrove affiche une dynamique non linéaire où elle progresse en zone distale mais perd son couvert végétal en arrière mangrove tout en affichant des zones en dégradation et en densification. Parmi les trois sites étudiés, la Mahajamba affiche une productivité plus importante (524 terriers/ha). Cette productivité dépend de l'état de santé écologique de la mangrove traduit par la dynamique de son couvert végétal. Dans la mangrove, le crabe affectionne les zones de front de mer peuplées d'*Avicennia marina* ainsi que les entités de mangrove à faible densité de couvert végétal. Cette étude montre la faisabilité et l'intérêt des données Sentinel-2 pour le suivi à différentes échelles de la mangrove malgache et l'intérêt des indicateurs spatiaux dans l'étude de la répartition spatiale du crabe. L'estimation de la PME du crabe devrait intégrer d'autres critères autres que la superficie de la mangrove.

ABSTRACT

This thesis aims to monitor the exploited mangroves of Madagascar and study the spatial distribution of *Scylla serrata* crab. In Madagascar, crab resource has shown an increasing exploitation since 2009 and a rapid decline. Its management currently relies on the maximum sustainable yield (MSY) estimation based on the country's mangrove area. Currently, the area used dates back to the 1980s, while many publications warn of a dynamic, even if the areas measured are not agreed. To address these objectives, mangrove dynamics is studied through satellite imagery processing of Sentinel-2 (2016-2018) at the country scale and Landsat data (1988-1998-2008 and 2018) at three crab exploited sites (Mahajamba Bay, Mahavavy Delta and Tsingilofilo Bay) scale. *S. serrata* crab spatial distribution are studied by field and remote sensing data statistical analysis. This study results show that the mangrove regrows by only 1% in 2 years at national scale, but at regional scale, some areas with strong degradation are to be monitored. The calculation of the MSY from our results (8 350 tons/year) shows an increase of more than 10% compared to the current quota (7 500 tons/year). On the three exploited sites, the mangrove displays a non-linear dynamic where it progresses in the distal zone but loses vegetation cover in the back mangrove while displaying degradation and densification zones. Of the three study sites, Mahajamba bay has a higher productivity (524 burrows/ha). This productivity depends on the mangrove ecological health reflected by the canopy cover dynamics. In the mangrove, the crab prefers the seafront areas populated by *Avicennia marina* as well as the mangrove with a low density of vegetation cover. This study shows the feasibility and interest of Sentinel-2 data for the Malagasy mangrove monitoring at different scales and the interest of spatial indicators in studying the spatial distribution of the crab. The estimation of the crab's MSY should integrate other criteria than the mangrove area.