



BIOEOS

Suivi des Variables Essentielles de la Biodiversité Côtière : Mise en œuvre sur le Site Pilote de La Réunion

Février 2025



Contributions

| Coordination

Touria BAJJOUK (IFREMER/DYNECO)



| Compilation des données existantes

DONNEES IN SITU : Touria BAJJOUK & Magali DUVAL (IFREMER), Pascal MOUQUET (UMR ESPACE-DEV/IRD), Léo Broudic (ARBRE), Jean-Benoît NICET et Mathieu PINAULT (MAREX)

IMAGES SATELLITE : Touria BAJJOUK & Antoine LAVRARD (IFREMER), Pascal MOUQUET & Thomas GERMAIN (UMR ESPACE-DEV/IRD), Audrey MINGHELLI (UNIVERSITE DE TOULON).

| Contribution à la campagne *in situ*

Touria BAJJOUK & Aurélien TANCRAZ (IFREMER/DYNECO), Magali DUVAL, Sylvain BONHOMMEAU, Mervyn RAVITCHANDIRANE, Victor ILLIEN & Arthur LAZENNEC (IFREMER/DOI), Pascal MOUQUET, Thomas GERMAIN & Moira CHATELLARD (UMR ESPACE-DEV/IRD), Audrey MINGHELLI (UNIVERSITE DE TOULON), Malik CHAMI (SORBONE UNIVERSITE) & Léo BROUDIC (ARBRE)

| Contribution à la bancarisation des données

Touria BAJJOUK, Magali DUVAL, Julien MEILLON & Amandine THOMAS (IFREMER)
Pascal MOUQUET (UMR ESPACE-DEV/IRD)

| Partenaires Scientifiques



| Partenaires financiers



| Citation du document

Bajjouk T., Mouquet P., Lavrard A., Minghelli A., Drumetz L., Dalla Mura M., Chami M., Loyer S., Féret J.B., Broudic L., Germain T., Duval M., Devillers R., Bigot L., 2025. Projet SCO-BioEOS, Suivi des variables essentielles de la biodiversité côtière : Mise en œuvre sur le site pilote de La Réunion. Conventions Ifremer-CNES (22/1002917) et Ifremer-Préfecture de La Réunion/SGAR (22/1002992), Réf. DYNECO/LEBCO/202502TB, 60p.

SOMMAIRE

1. INTRODUCTION	4
2. CONNAISSANCES EN BIODIVERSITE COTIERE	7
2.1. ENJEUX ET LACUNES	7
2.1. DONNEES ET APPROCHES POUR L'ACQUISITION DES CONNAISSANCES SUR LA BIODIVERSITE COTIERE A LARGE ECHELLE	8
2.1.1. <i>Les données</i>	8
2.1.2. <i>Les métriques</i>	9
2.2. BIOEOS, OBJECTIFS ET MISE EN ŒUVRE	9
3. DESCRIPTION GENERALE DU SITE DE LA REUNION	12
4. DONNEES UTILISEES	15
4.1. ACQUISITIONS DE LA CAMPAGNE IN SITU	15
4.1.1. <i>Stratégie d'échantillonnage</i>	15
4.1.2. <i>Synthèse des données utilisées</i>	16
4.1. COMPILATION DE DONNEES EXISTANTES	17
4.2. ACQUISITIONS D'IMAGES SATELLITES	20
5. PRETRAITEMENTS DES IMAGES	24
5.1. GLINT	24
5.2. FUSION DES DONNEES	25
5.3. CORRECTIONS GEOMETRIQUES	25
6. ALGORITHMES UTILISES	25
6.1. INDICES SPECTRAUX	25
6.2. ALGORITHMES EMPIRIQUES :	27
6.3. INVERSION DU MODELE DE TRANSFERT RADIATIF	28
6.4. MACHINE LEARNING	29
7. ESTIMATION DE LA BATHYMETRIE	31
7.1. ESTIMATION DE LA BATHYMETRIE PAR LES CAPTEURS MULTISPECTRAUX	31
7.2. ESTIMATION DE LA BATHYMETRIE PAR LES CAPTEURS HYPERSPECTRAUX	34
8. DYNAMIQUE SPATIO-TEMPORELLE DES HERBIERS	38
8.1. ANALYSE EXPLORATOIRE PAR SEUILLAGE D'INDICE	38
8.2. APPROCHE MACHINE LEARNING	39
9. CARACTERISATION SPATIALE DES RECIFS CORALLIENS	42
9.1. ESTIMATION DES TYPES DE FOND PAR LES CAPTEURS MULTISPECTRAUX	42
9.1.1. <i>Cartographie de la couverture corallienne sur la plateforme récifale par indice spectral</i>	42
9.1.1.1. Estimation de la couverture corallienne vivante	42
9.1.1.2. Evolution de la couverture corallienne sur la période 2013-2023	43
9.1.2. <i>Caractérisation de la couverture corallienne par modélisation statistique</i>	45
9.1.2.1. En zone de plateforme récifale	46

9.1.2.2. En zone de Pente Externe.....	48
9.2. ESTIMATION DES TYPES DE FOND PAR LES CAPTEURS HYPERSPECTRAUX	49
10. BANCARISATION DES DONNEES	53
10.1. LISTE DES INFORMATIONS DIFFUSEES	53
10.2. FICHES DE METADONNEES	54
11. CONCLUSION.....	55
12. REFERENCES.....	57

1. INTRODUCTION

Ayant un effet temporellement stabilisant sur les fonctions écosystémiques (Cardinale et al., 2012 ; Loreau & de Mazancourt, 2013 ; Thibaut & Connolly, 2013), **la biodiversité constitue un capital naturel délivrant d'importants services et bénéfiques pour l'humanité, allant des besoins alimentaires au patrimoine culturel.** Cependant, les espèces disparaissent actuellement à un taux de 100 à 1000 fois plus élevé que le taux naturel. En Europe, seulement 17% des habitats et des espèces et 11% des écosystèmes clés, protégés par une législation européenne, sont dans un état satisfaisant. **Les enjeux sont posés à différents niveaux : rétablissement ou maintien des fonctionnalités des écosystèmes, viabilité économique, gestion intégrée des usages et planification spatiale, prise en compte des altérations plus ou moins réversibles des écosystèmes** (ex. changement climatique) dans la gestion des ressources. Parmi les principaux besoins de connaissance identifiés (Mongruel et al., 2019), certains concernent les écosystèmes côtiers. Ces derniers recèlent une biodiversité exceptionnelle qui confère à la France une responsabilité particulière, y compris vis-à-vis de la communauté internationale. Ils sont cependant considérés parmi les plus vulnérables car les plus exposés aux pressions anthropiques, dont les impacts se cumulent. **Un réel besoin de connaissances spatio-temporelles sur la biodiversité est mis en exergue, notamment dans les territoires d'outre-mer.**

Ces éléments de contexte ont été à l'origine du projet **BioEOS (BIOdiversity Earth Observation and monitoring at régional Scale)**. Bénéficiant du label SCO (Space for Climate Observatory) avec le soutien du CNES, ce projet est le fruit d'une collaboration de 11 partenaires universitaires et institutionnels, associant des compétences en traitement d'images et du signal, en écologie marine et en modélisation.

BioEOS propose ainsi d'utiliser des images de plusieurs satellites pour **extraire des métriques permettant de quantifier et suivre, via des proxys, la biodiversité côtière.** Il est prévu de développer une plateforme de chaîne de traitement opérationnelle, basée sur des outils en accès libre et intégrant des algorithmes déjà éprouvés par la communauté scientifique. **L'infrastructure Datarmor est envisagée pour héberger le démonstrateur de cette plateforme.**

Bénéficiant d'un soutien financier du CNES et de la Préfecture de La Réunion en lien avec le SGAR et la DEAL, Le présent document constitue le rapport final du projet pour la convention avec Préfecture de La Réunion/SGAR (n° 22/1002992). Il s'appuie sur les documents référencés dans le tableau ci-dessous :

Tableau 1. Documents de référence du projet SCO BioEOS

Document	Intitulé
Référence 1	L'Accord-Cadre CNES/IFREMER (réf. CNES n° 2021-0015355 & IFREMER n° 21/1002193)
Référence 2	La Convention CNES-Ifremer relative au projet BIOEOS (n° 22/1002917)
Référence 3	Convention d'attribution de subvention au titre du CCT 2019-2022 – Préfecture de La Réunion/SGAR (n° 22/1002992)

CONNAISSANCES EN BIODIVERSITE COTIERE Enjeux & objectifs pour BioEOS



2. Connaissances en biodiversité côtière

2.1. Enjeux et lacunes

Depuis plusieurs années, la communauté scientifique est mobilisée pour améliorer notre connaissance de la biodiversité marine (Gray, 1997) et sa relation à l'environnement apporte une base solide pour évaluer les conséquences d'un changement global (Académie des sciences, 1995). Les connaissances de sa dynamique spatiotemporelle restent cependant très disparates, notamment sur les territoires ultramarins qui représentent 80% de cette biodiversité marine, alors qu'ils abritent des écosystèmes emblématiques et vulnérables tels que les récifs coralliens ou les herbiers de phanérogames marines.

Menacés d'effondrement d'ici 2050, les récifs coralliens comptent en effet parmi les écosystèmes les plus productifs, mais également parmi les plus menacés. La dernière évaluation de la biodiversité mondiale réalisée en 2019 par l'IPBES (Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques) indique que le couvert corallien vivant a diminué de près de 50 % depuis 1870. Pour l'île de La Réunion, le rapport IFRECOR (2021) sur l'état de santé des récifs coralliens, herbiers marins et mangroves des départements et territoires d'outre-mer français indique que la trajectoire de ses récifs suit, de manière générale, le sens d'une dégradation sur le long terme. Le bilan établi en 2020 fait état d'une augmentation du recouvrement en algues alors qu'une diminution moyenne du recouvrement corallien a été estimée à 17 % sur les platiers et 43 % sur les pentes externes, avec pour ces derniers une modification de la composition des communautés et une perte très rapide de la richesse spécifique.

Malgré leur importance, occupant une superficie de plus de 300 000 km² à travers le globe, les herbiers marins figurent encore parmi les écosystèmes côtiers les plus méconnus et les tendances évolutives de leur état de santé restent difficiles à établir en raison de données de surveillance très limitées. La majorité des territoires ultramarins abritent en effet des herbiers présentant des signes majeurs de dégradation. Sur le site de La Réunion, l'herbier à *Syringodium isoetifolium*, présent uniquement sur certaines parties des plateformes récifales de l'Ouest, subit un important déclin depuis 2017. Ces tendances ont pour conséquence une détérioration des services écosystémiques, incluant la capacité d'accueil de la faune associée ou des impacts sur la dynamique morpho-sédimentaire. Elles traduisent également les fortes pressions naturelles et anthropiques qui s'exercent notamment sur les plateformes récifales.

Par ailleurs, des bilans régionaux recensant les enjeux, les besoins et les perspectives d'actions par territoire ont été établis. Ils font ressortir, notamment, l'importance d'avoir une cohérence entre les protocoles et le développement des indicateurs répondant aux enjeux de gestion locaux.

Concernant les récifs coralliens, l'une des principales recommandations d'IFRECOR concerne la mise en place des réseaux de surveillance, essentiels pour suivre l'évolution des écosystèmes et pour adapter les politiques et la gestion en conséquence. Cependant, le réseau de suivi des

récifs se limite souvent à quelques stations ponctuelles qui restent insuffisantes au regard de la surface qu'occupent les récifs et l'hétérogénéité spatiale que présentent les platiers. De même, les moyens alloués sont par ailleurs souvent trop insuffisants pour assurer un réseau de suivi densifié régulier à haute fréquence.

Les étendues des herbiers subissant de fortes variations dans le temps, on note une absence de suivis pérennes de cet écosystème à La Réunion, qui certes ne représente pas de vastes étendues, mais demeure d'intérêt patrimonial et écologique fort. Le bilan du séminaire « Science et Gestion IFRECOR et DCE » qui a eu lieu en 2017 à Schoelcher en Martinique met également en exergue la nécessité de mettre en place un suivi de la dynamique spatio-temporelle sur le long-terme, notamment des paramètres de superficie et de fragmentation, comme l'une des priorités pour le suivi des herbiers.

S'agissant d'enjeux méthodologiques, de nombreuses évaluations de la biodiversité sont basées sur des inventaires d'espèces et les efforts peuvent être considérables pour identifier toutes les espèces présentes dans une région et encore plus s'il s'agit de décrire et de caractériser la distribution des espèces dans le monde (Wilson, 2000). De même, la plupart des études se basent sur des radiales unidimensionnelles orientées le long d'un gradient environnemental spécifique défini *a priori*. En ignorant la deuxième dimension spatiale et les changements associés dans la composition des espèces et les gradients environnementaux, cette approche peut fournir un aperçu limité du modèle complet de la diversité. Mettre en place des méthodes opérationnelles de suivi de la biodiversité nécessite en effet de minimiser l'utilisation des données *in situ* et de garantir l'applicabilité à large échelle, y compris dans des endroits éloignés et sans accès.

Il y a donc un réel besoin d'indicateurs de suivi et d'évaluation de la biodiversité simples, intégrateurs, et opérables avec des capacités à distinguer les effets des pressions directes et indirectes. Les images que fournissent les systèmes satellites opérationnels permettent de répondre à ce besoin.

2.1. Données et approches pour l'acquisition des connaissances sur la biodiversité côtière à large échelle

2.1.1. Les données

La famille des satellites Sentinel 1 et 2 du programme européen Copernicus offrent désormais des images radar et multispectrales de la Terre à haute résolution spatiale. Ce système permet des acquisitions multispectrales avec une haute répétitivité temporelle avec une résolution spatiale de 10m et devraient fortement contribuer à l'amélioration du suivi régional au cours de la prochaine décennie (Bae et al., 2019 ; Ma et al., 2019). L'accès et l'intégration d'informations à échelle fine et spatialement exhaustives que propose les satellites Pléiades sont une étape cruciale vers une mise à l'échelle régionale et une surveillance mondiale (Schimel et al., 2013 ; Violle et al., 2014 ; Costion et al., 2015). Les nouvelles constellations satellites comme Pléiades NEO, avec une résolution spatiale accrue (30cm) et une bande spectrale supplémentaire dédiée au milieu marin (*deep blue*), ou CO3D, dédié à l'acquisition de

modèles numériques de terrain, pourront aussi apporter des informations d'intérêt pour la cartographie. Les capteurs optiques passifs récents rendent possible l'accès à des données à grande échelle, et à haute revisite temporelle. En revanche, la résolution spatiale native de certains capteurs, notamment hyperspectraux tel que EnMAP (DLR, Allemagne) ou PRISMA (ASI, Italie) reste relativement faible pour cartographier précisément la zone côtière. C'est pourquoi de nombreuses approches de fusion de données multispectrales ou de fusion panchromatique/multispectral (*pansharpening*) ont été proposées et étudiées en détail afin d'obtenir un produit possédant toutes les caractéristiques requises : grande couverture, haute résolution spatiale et temporelle, et richesse spectrale grâce aux différentes longueurs d'ondes du visible et infrarouge proche et moyen à disposition (Vivone 2014). L'analyse conjointe des données acquises par différents capteurs (Dalla Mura, 2015) permet en effet la mise en œuvre plus efficace de méthodes basées sur l'intelligence artificielle comme « l'apprentissage profond » (ou *deep learning*) dans le but d'obtenir des cartes précises de classification de l'occupation des sols, qu'elles soient obtenues de façon supervisée (Ghamsi, 2017) et que chaque pixel soit associé à la classe majoritaire, ou qu'elle soit démélangée de façon non supervisée (Drumetz, 2016). La fusion entre capteurs multispectraux avec différentes caractéristiques en termes de résolution spatiale et spectrale, ainsi qu'entre des capteurs panchromatiques et hyperspectraux (satellites de nouvelle génération comme PRISMA et EnMap) est aussi possible (Loncan, 2015).

2.1.2. Les métriques

La mise en place des méthodes opérationnelles de suivi de la biodiversité nécessite de minimiser et d'optimiser l'utilisation des données *in situ* et garantir l'applicabilité à large échelle y compris dans des sites éloignés et très difficiles d'accès. BioEOS propose d'utiliser des images de télédétection pour caractériser, via des proxys de biodiversité, en deux dimensions et à large échelle sur l'ensemble d'un paysage ultra marin côtier de sa zone d'étude. Ce projet propose de s'appuyer sur le cadre et les produits standard développés par la communauté internationale de GEOBON en déployant le concept des EBVs (Essentiel Biodiversity Variables) sur sa zone d'étude (Peirera, 2013). Des modèles statistiques et proxys (e.g. Beta diversity) peuvent également être utilisés pour extrapoler à l'échelle régionale (Harbone et al., 2006 ; Ferrier, S., 2011) les observations *in situ* ponctuelles. A l'interface des aspects fonctionnels et spatiaux, l'approche basée sur l'écologie du paysage contribuerait de manière significative à la compréhension du fonctionnement des écosystèmes perturbés et/ou modifiés et des processus qui contrôlent leur état écologique grâce à (i) l'analyse du patron spatial par corrélations entre les métriques biologiques et paysagères tels que la connectivité et la fragmentation des habitats et (ii) au regard d'indices de biodiversité ou encore de traits biologiques et fonctionnels estimés à différentes échelles.

2.2. BioEOS, objectifs et mise en œuvre

BioEOS propose de répondre au défi de disposer d'outils d'observation pour acquérir des données fiables et pertinentes qui rendent compte de la variabilité spatio-temporelle de la biodiversité à large échelle en utilisant principalement des images de télédétection. Plus précisément, BioEOS s'est fixé les deux objectifs suivants :

(i) caractériser la distribution spatiotemporelle de la biodiversité par analyse des séries temporelles d'images satellite multi-capteurs.

(ii) cartographier les changements et produire des indicateurs pour rendre compte de l'impact des changements globaux sur la dynamique spatio-temporelle de l'état de la biodiversité des écosystèmes côtiers.

Au-delà des besoins d'indicateurs d'état en lien avec des pressions anthropiques, la détection de changements brutaux (Dalla Mura 2008) intervenant à la suite d'événements ponctuels (cyclones, canicules, modification de la salinité de l'eau, changement de niveau de la mer, etc.), est aussi un enjeu primordial pour les différents acteurs régionaux concernés par le suivi à grande échelle en zone côtière.

La **Figure 1** montre l'organisation générale du projet BioEOS. Il est prévu une implémentation du démonstrateur BioEOS sous DATARMOR, le cluster de calcul haute performance de l'Ifremer.

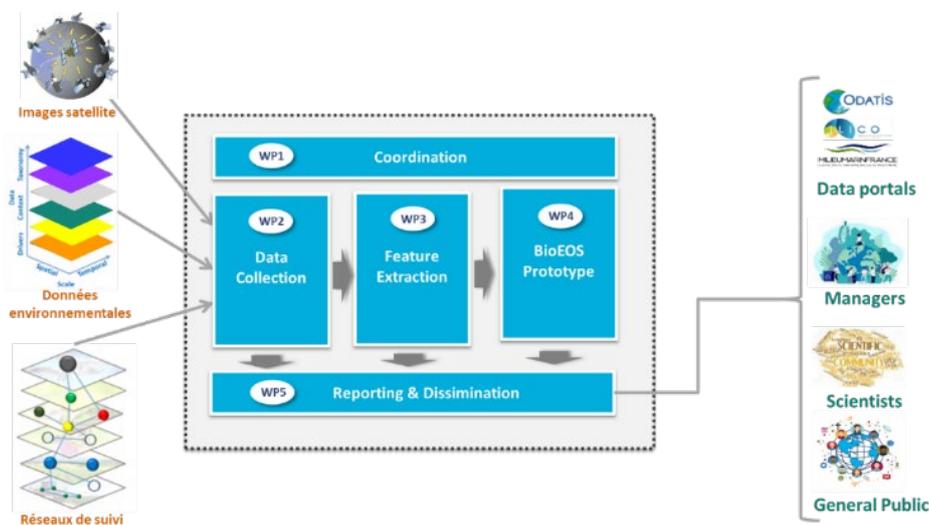


Figure 1 : Organisation proposée pour l'implémentation du démonstrateur BioEOS

Pour la preuve de concept, un ensemble de métriques de biodiversité ont été extraites de données collectées sur les sites pilotes. L'ambition de BioEOS est de fournir des informations génériques qui pourraient être utilisées pour différentes utilisations finales telles que : (i) l'état des récifs coralliens, un écosystème difficile avec de multiples transitions entre les régimes en fonction des facteurs de stress (Carpenter et al., 2008), (ii) la thématique du carbone bleu en prenant en compte les producteurs primaires. De même, la restauration et l'utilisation des habitats côtiers végétalisés sont une stratégie prometteuse d'atténuation et d'adaptation au changement climatique (Duarte et al., 2013b; Krause-Jensen et al., 2016), (iii) la détection d'événements exceptionnels tels que la surveillance du phytoplancton (Gohin et al., 2021) ou (iv) la géomorphologie des fonds marins, une information importante pour déterminer les changements dans la présence ainsi que l'état écologique des habitats côtiers (Andersen et al., 2018, Bajjouk et al., 2020).

Bénéficiant d'un soutien financier complémentaire du contrat de convergence et de transformation de La Réunion (Préfecture de La Réunion en lien avec le SGAR et la DEAL), le choix s'est porté dans un premier temps sur le site de La Réunion pour initialiser la mise en place des chaînes de traitements.

DESCRIPTION GENERALE

Site de La Réunion



3. Description générale du site de La Réunion

Le site d'étude se situe au niveau de la zone récifale de Saint-Gilles - l'Hermitage qui s'étend sur neuf kilomètres dans l'ouest de l'île, du port de Saint-Gilles au nord à la passe de Trois-Bassins au sud. Cette section du récif est la plus étendue en surface et représente à elle seule près de 50% des récifs de La Réunion. A ce niveau, la largeur de la plateforme récifale est comprise entre 200 et 600 mètres. Elle est découpée en trois sous-unités (zonation longitudinale) : la sous-unité récifale de Saint-Gilles Nord, la sous-unité récifale de l'Hermitage et la sous-unité récifale de La Saline (Cordier, 2007). C'est dans la zone du récif à l'interface avec la bande littorale que se concentrent l'essentiel des activités touristiques et donc des pressions d'origine anthropique directe (Lemahieu et al., 2013).

La plateforme récifale (du trait de côte au front récifal) est une unité géomorphologique homogène où la bathymétrie est limitée, comprise entre 0 et 2 m pour les zones les plus profondes (Figure 2). L'étude du maintien des récifs coralliens dans cette zone est cruciale car il s'agit d'une zone particulièrement exposée aux pressions. Elle est facilement accessible aux baigneurs et pêcheurs à pied de par ses faibles profondeurs et distance au rivage. La hauteur d'eau réduite expose les coraux au risque d'exondation à marée basse, en particulier lors des anomalies négatives du niveau marin (i.e., « décotés ») liées au déplacement des gyres océaniques (Hoarau et al., 2023). Elle est aussi la première zone atteinte par les rejets de polluants d'origine anthropique issus de la côte, et subit un enrichissement chronique en nutriments provenant des bassins versants amont (Cuet, 1989 ; Cuet et al., 2011).

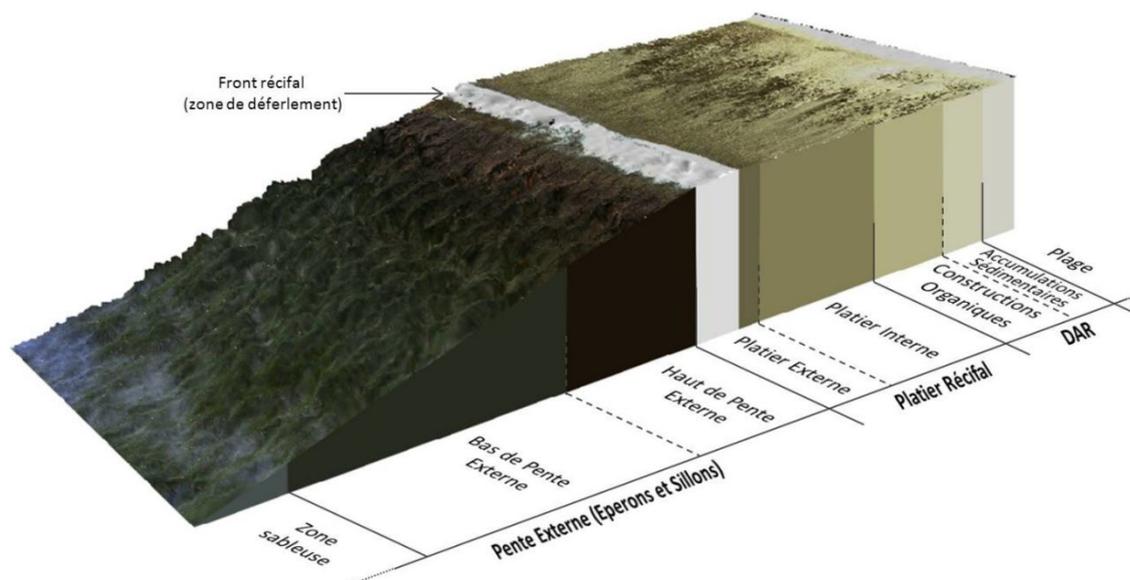


Figure 2 : Éléments de géomorphologie récifale du récif frangeant du site de La Réunion (Modifié par Ropert et al. 2012 d'après Montagioni et Faure, 1980)

Des réseaux de surveillance pérennes existent à La Réunion, tels que le suivi de la directive-cadre sur l'eau (DCE), le *Global Coral Reef Monitoring Network* (GCRMN) suivant les récifs, ou encore le réseau participatif Reef Check. Ces suivis mettent en lumière un déclin généralisé des communautés récifales de l'île mais ne permettent pas d'appréhender la forte hétérogénéité spatiale des paysages récifaux présents à La Réunion. Des approches de spatialisation se développent de plus en plus à différentes échelles et en utilisant différentes approches méthodologiques (Nicet et al., 2016, Ropert et al., 2016, Bajjouk, 2019). Plus récemment, le projet UTOPIAN a développé une approche de spatialisation basée sur un échantillonnage densifié la méthode CORRAM (COral Reef Rapid Assessment Method) pour (i) produire des cartes d'état de conservation de l'ensemble épi-récifal des récifs de La Réunion, (ii) fournir des résultats nécessaires à l'atteinte des objectifs fixés par le plan de gestion de la Réserve Naturelle Marine de La Réunion (RNMR) et (iii) de sensibiliser en formant un public initié aux écosystèmes coralliens et en communiquant au grand public (Broudic et al., 2022 et 2023)

Dans le cadre de BioEOS, il a été proposé de mettre en place une approche opérationnelle basée sur l'exploitation des séries temporelles d'image satellite via des traitements adaptés selon la configuration des récifs coralliens (Lagon vs Pente externe) et selon les capteurs (multi vs hyperspectral)

ESTIMATION DES VARIABLES BIOLOGIQUES

Approches Méthodologiques



4. Données utilisées

4.1. Acquisitions de la campagne in situ

Afin de mieux calibrer et valider les résultats des traitements des propriétés optiques qui seront effectués sur les images satellite des principaux capteurs considérés, il est essentiel de faire une acquisition de données *in-situ* simultanément au passage de capteurs satellitaires. Ainsi, une campagne d'acquisition des données terrain a été organisée dans le cadre du projet BioEOS sur le site de La Réunion, durant la période du 14 novembre au 1^{er} décembre 2023. Coordonnée par Ifremer, cette campagne a impliqué quatre autres organismes partenaires : L'IRD, l'université de Toulon, Sorbonne Université et l'association ARBRE.

L'objectif principal est de cartographier les habitats benthiques du littoral à partir d'images satellites optiques. A cause de l'absorption de la lumière par l'eau, les images captées par les satellites sont fortement influencées par divers propriétés de l'eau.

Une des approches mise en œuvre pour le traitement des images, et notamment hyperspectrales, est basée sur le modèle de transfert radiatif impliquant la propagation du rayonnement dans la colonne d'eau. L'inversion de ce modèle permet de déterminer les propriétés bio-optiques de la colonne d'eau. Il est ainsi important d'effectuer des mesures in situ de ces propriétés bio-optiques ainsi que la réflectance du fond pour mieux paramétrer ce modèle en fonction des spécificité du site. Les constituants marins ayant un impact sur les processus d'absorption et de diffusion du rayonnement dans la colonne d'eau, et donc sur la réflectance de surface, sont les matières phytoplanctoniques (à travers la concentration en Chlorophylle a), les matières en suspension (y compris d'origine minérale) et les matières organiques dissoutes colorées (CDOM). Des mesures in situ ont été réalisées pour ces trois constituants.

4.1.1. Stratégie d'échantillonnage

Nous avons sélectionné deux zones test sur lesquelles nous avons effectué les mesures. Deux principes ont orienté la détermination et la localisation des points de contrôle terrain, dans une perspective d'optimisation. S'appuyant à la fois sur les résultats de 2015 issus d'un précédent projet, Hyscores, et sur la connaissance du terrain, chaque point a été positionné sur des zones d'intérêt. Il s'agit des zones situées autour de la passe de l'Ermitage et de Boucan Canot. Sur ces deux sites, 5 stations ont été définies (**Figure 3**).

Boucan Canot : cette zone a moins d'intérêt sur le plan de la cartographie des habitats benthiques. Cependant, la configuration de ce site (ouvert sur l'océan, fonds sableux homogènes sur un gradient de bathymétrie continu) en fait un site idéal pour tester la robustesse des algorithmes pour des eaux plus profondes étant donné l'impact fort de la bathymétrie sur la réflectance en eaux lagunaires peu profondes. L'homogénéité de la composition du fond (sable clair) permet également une validation plus aisée des résultats.

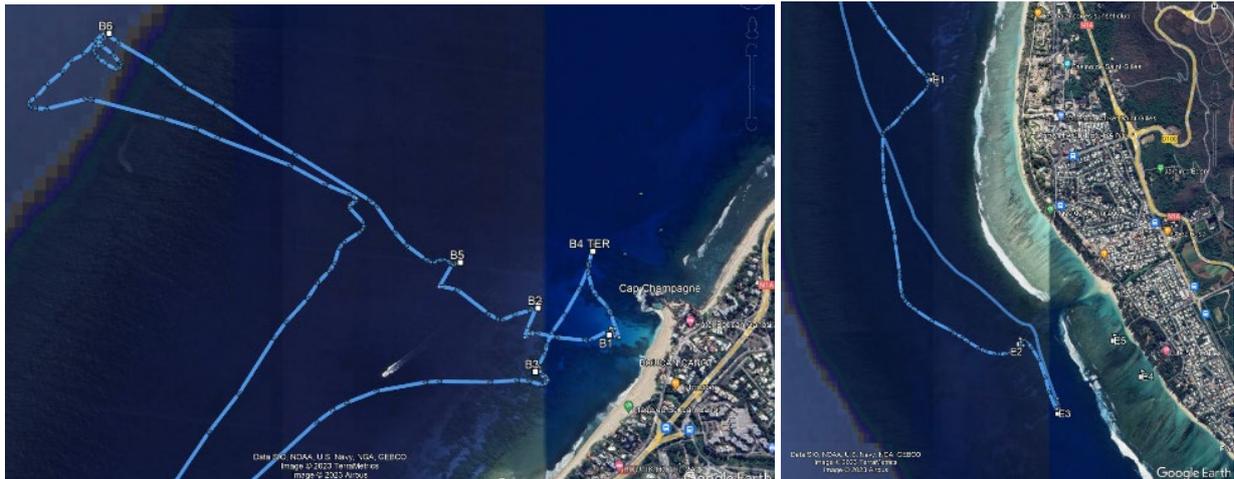


Figure 3 : Plan d'échantillonnage sur les sites de Boucan Canot (à gauche) et de l'Ermitage (à droite)

Zone de l'Ermitage : ce lieu d'étude a été retenu comme site pilote pour les développements méthodologiques car il présente à la fois une très grande diversité d'habitats benthiques et un gradient bathymétrique important. Cette richesse permet d'appréhender, dans une zone spatialement restreinte, la plupart des situations présentes sur le littoral réunionnais (pente externe, platier et dépression d'arrière récif).

Afin d'apprécier la variabilité spatiale et temporelle, des prélèvements à plusieurs stations et à deux dates ont été réalisés aussi bien sur la zone du platier et la dépression d'arrière récif (DAR) qu'en pente externe. L'échantillonnage sur cette dernière a été réalisé à l'aide de zodiacs semi-rigides.

4.1.2. Synthèse des données utilisées

Différents types de données ont été utilisées pour la réalisation des traitements présentés dans le présent document (Figure 4) :

- **la grappe optique** utilisée pour les mesures des propriétés optiques de l'eau et des variables environnementales équipées de 4 instruments (CTD, sonde FLNTU, radiomètre TRIOS ACC et ARC),
- **prélèvements d'eau** pour l'analyse (i) des concentrations en matières en suspension (MES), de la proportion minérale (MI) et organique de ces matières (MO), (ii) de la concentration en chlorophylle a (CHLORO A) et de (iii) la fraction colorée des composés organiques dissous dans l'eau de mer, ou CDOM (*Colored Dissolved Organic Matter*) encore appelée « substances jaunes ». Les analyses des échantillons prélevés seront réalisées pour partie par le CITEB (CHLORO A et MES) et pour partie par le MIO (CDOM).
- **signatures spectrales** par mesures de réflectance réalisées à l'aide d'un spectroradiomètre GER1500 de marque SVC (*Spectral Vista Corporation*) placé dans un caisson étanche,
- **composition des fonds** par observations ponctuelles *in situ* en s'appuyant sur les préconisations du guide méthodologique de l'IFRECOR (Nicet et al., 2015). Elles consistent en une évaluation visuelle des paramètres les plus importants du peuplement

caractéristique de l'habitat visité et plus particulièrement les taux de recouvrement (pourcentage) des composantes principales de ces peuplements (algues, coraux, substrat, herbiers) selon le protocole CORAM du projet UTOPIAN (Pinault et Broudic, 2023)

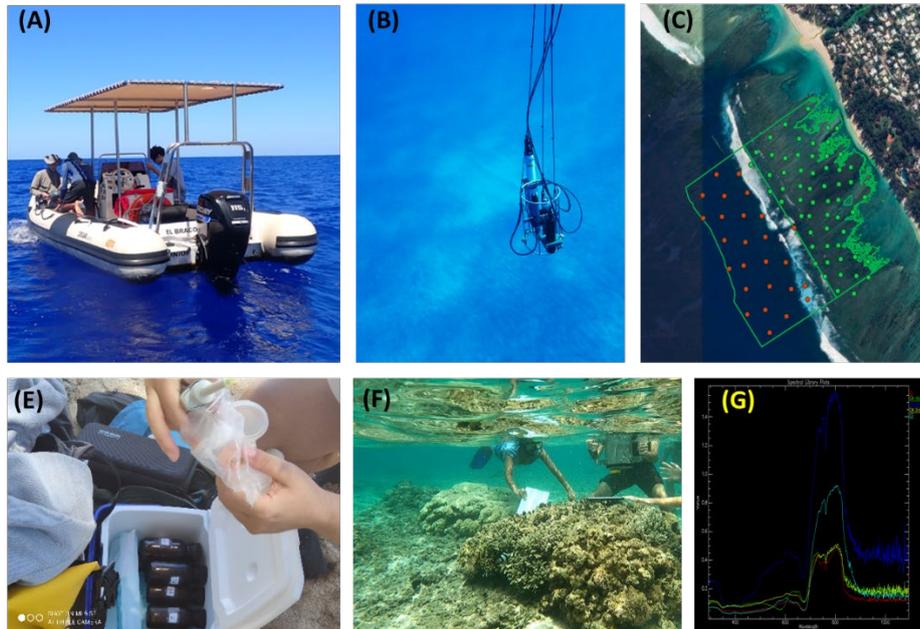


Figure 4 : Embarcation semi-rigide utilisée durant la campagne BioEOS pour acquérir des données *in situ* sur la pente externe (A), mesure de l'éclairement descendant et de la luminance montante par les radiomètres Ramses Trios dans la colonne d'eau (B), prélèvements pour l'analyse de la chlorophylle *a*, de la matière en suspension et du CDOM (E), observations par caractériser les types de fond (C), Acquisition de signatures spectrales des types de fond par le spectromètre GER-1500 (F) et exemples de spectres (G)

Remarque :

Pour plus de détail sur la campagne *in situ*, il est possible de consulter le rapport spécifique qui décrit l'ensemble des acquisitions et le déroulement de la campagne *in situ* BioEOS (Bajjouk et al. 2024)¹.

4.1. Compilation de données existantes

Plusieurs jeux de données de terrain historiques, acquis dans le cadre de différents projets menés ces dernières années par l'équipe projet sur les zones récifales de La Réunion, ont été remobilisés pour ce projet BioEOS. Ces données *in situ* ont été exploitées en complément des données nouvellement acquises et ont permis d'aider au développement des différentes méthodes de traitement des données satellites et à la validation des résultats obtenus.

Données Hyscores/Spectrabent

En 2015-2016 durant le projet HYScores (Office de l'Eau Réunion, Ifremer, Université de Bretagne Occidentale) portant sur la cartographie récifale par imagerie hyperspectrale, une campagne de terrain a notamment été menée sur les plateformes récifales de l'ouest de La

¹ https://bioeos.ifremer.fr/content/download/171111/file/202403_RI_P3_001_BioEOS_Rapport_Phase1_V1r1.pdf

Réunion (Ropert et al., 2016) (**Figure 5**). Cette campagne a permis de recueillir plus de 200 points de vérité-terrain (VT) décrivant et localisant les différents habitats benthiques des 4 principales plateformes récifales de Saint-Gilles à Saint-Pierre. Ce jeu de données nous a permis, en complément des résultats cartographiques produits à l'époque, d'orienter et valider les traitements réalisés sur les images satellites d'archive.

Pour faciliter l'acquisition de photos dans le cadre des opérations de VT, les prises de vues sont réalisées au moyen de caméras (GoPro) immergées par les opérateurs terrain.

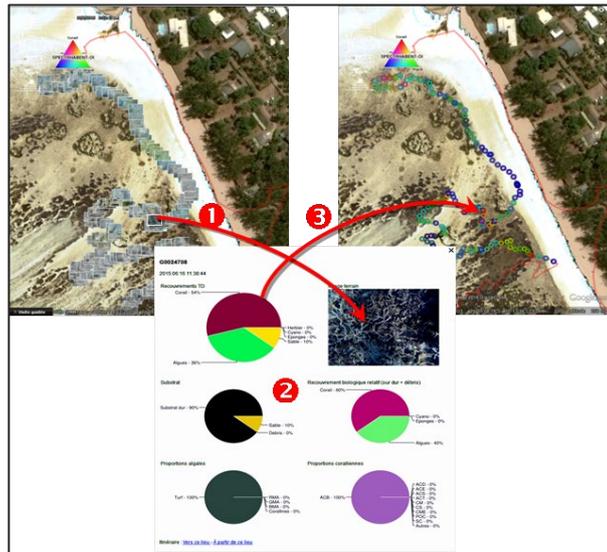


Figure 5 : Exemple de résultats des analyses de photos GoPro acquises dans le cadre des vérités terrain du projet Hyscores. 1. Géoréférencement, 2. Photo-interprétation et synthèses graphiques, 3. Représentation cartographique des résultats (Ropert et al., 2016).

Projet RENOVRISK-TRANSFERTS

Dans le cadre du projet Interreg RENOVRISK-TRANSFERTS porté par l'IRD (Cuet et al., 2023), une campagne d'acquisition de données in-situ a été menée sur la plateforme récifale de Saint-Gilles / l'Hermitage (Schultz, 2022) dans le but d'aider à l'estimation des couvertures coralliennes vivantes par imagerie satellite à haute résolution (**Figure 6**).

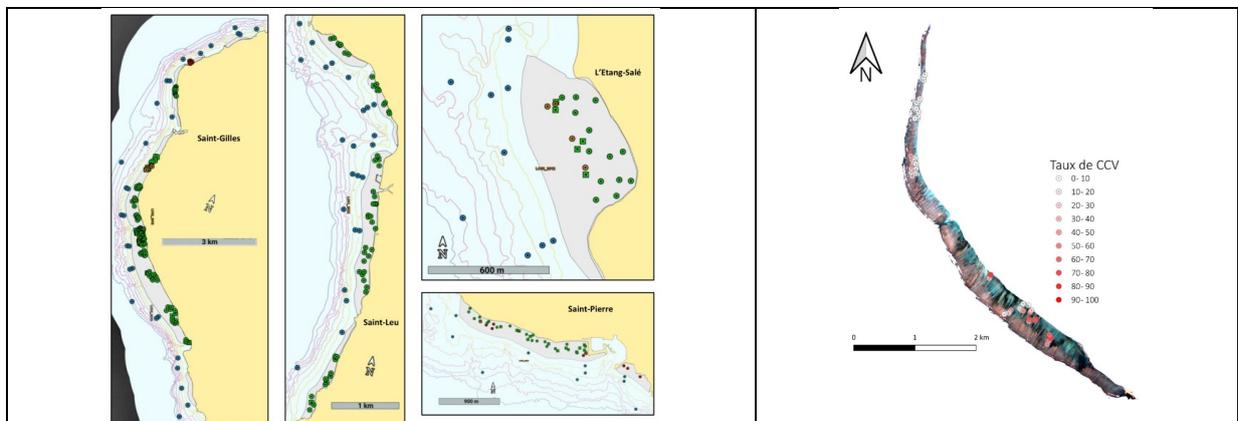


Figure 6 : Localisation des points de vérité terrain acquis sur les plateformes récifales de La Réunion en 2015 (à gauche) pour le projet HYScores, et en 2022 (à droite) pour le projet RENOVRISK-TRANSFERTS (d'après Ropert et al., 2016 et Schultz, 2022 respectivement).

Projet UTOPIAN

Le protocole mis en œuvre durant la campagne est basé sur la méthode CORRAM (Pinault et al., in prep). Il s'agit d'une méthode d'évaluation rapide mise en œuvre sur des stations réparties de manière aléatoire stratifiée (plusieurs stations aléatoirement réparties au sein de mailles carrées juxtaposées) avec une station tous les 50 mètres sur le platier et 75 mètres en pente externe. Sur chaque station, représentant un cercle de 100m², un point GPS est pris. L'ensemble des métriques du protocole de terrain CORAM (CORal Reef Rapid Assessment Method) est évalué visuellement. L'ensemble du platier récifal, a été échantillonné selon un effort d'échantillonnage inédit (Broudic et Pinault, 2022 ; Broudic et al., 2023 ; Pinault et Broudic, 2023) tout en recherchant à qualifier l'état écologique du récif. La pente externe a été échantillonnée en 2023, complétant ainsi la couverture spatiale du projet à l'ensemble des récifs de l'île, jusqu'à 15 m de profondeur (**Figure 7**) :

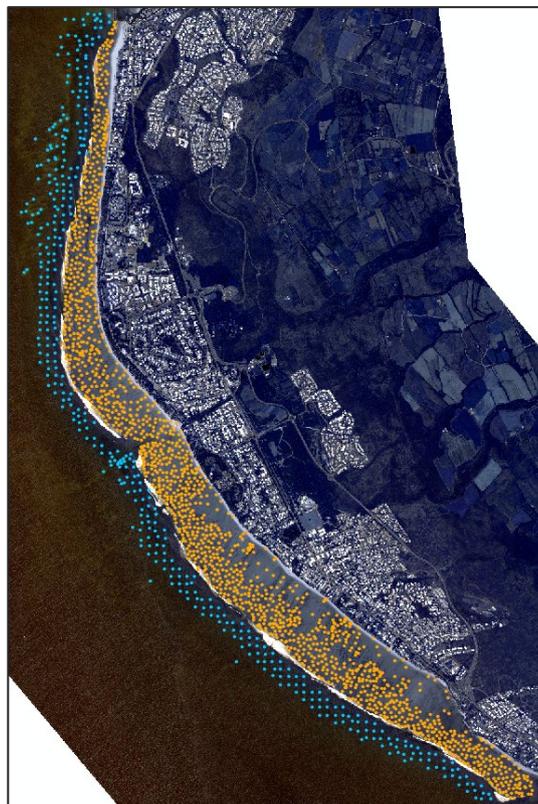


Figure 7 : Localisation des points de vérité terrain acquis sur le platier récifal (points jaunes) et sur la pente externe (points bleus)

Litto3D

Les données topo-bathymétriques Litto3D (SHOM, IGN) sont basées sur des acquisitions réalisées avec une technologie LiDAR. Elles permettent de mesurer la profondeur d'eau dans des zones allant jusqu'à plusieurs dizaines de mètres, selon le site (souvent 30m à La Réunion) (**Figure 8**). La technologie lidar permet d'acquérir un nuage de points, qui est ensuite transformé en raster grâce à un algorithme d'interpolation. La précision spatiale des points est de 2.8m horizontalement et de 0.5cm verticalement.

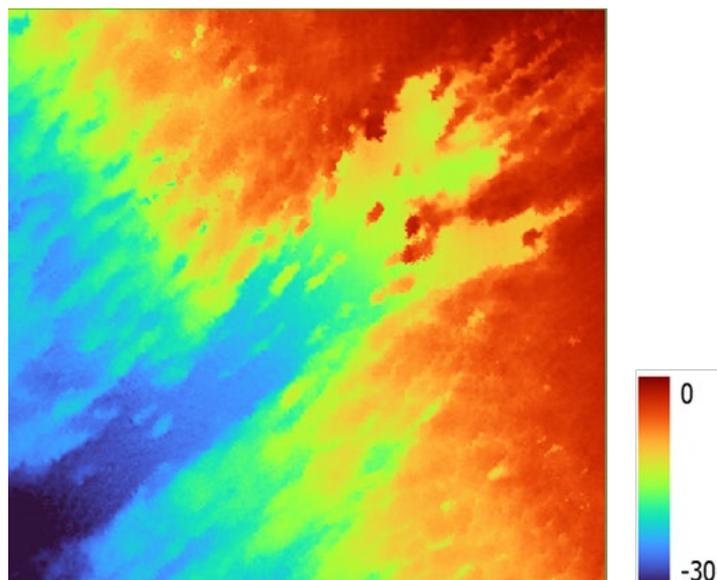


Figure 8 : Aperçu du produit Litto3D au niveau de la pente externe (Zone de la passe).

4.2. Acquisitions d'images satellites

Dans le cadre du développement du démonstrateur BioEOS, plusieurs systèmes satellites sont considérés pour évaluer leur potentiel de contribution à l'extraction, directe ou indirecte, d'informations pertinentes pour le suivi de la biodiversité côtière (**Tableau 2**).

Tableau 2. Capteurs satellites considérés par le projet BioEOS

Système satellite	Résolution spatiale	Nombre de bandes spectrales	Domaine spectral
Pléiades	 2 m (MS) 50 cm PAN	4 + PAN	430-950 nm
Pléiades NEO	 1,2 (MS) 30 cm (PAN)	6 + PAN	400 à 950 nm
Sentinel 2	 10/20/60 m	13	440-2200 nm
ENMAP	 30 m	228-246	420-2450 nm
PRISMA	 30 m 5 m (PAN)	239+ PAN	400-2505 nm

Images satellites Pléiades (PL)

Pléiades est un couple de satellites d'observation de la Terre développé par le CNES et opéré par Airbus DS, lancés en 2011 et 2012. Ils permettent l'acquisition d'images avec une résolution au sol comprise entre 50 cm (canal panchromatique) et 2 m (4 canaux multispectraux bleu, vert, rouge et proche infrarouge). La base de données images Kalidéos, constituée à La Réunion de plusieurs centaines d'images d'archives Pléiades et SPOT6/7 acquises a été exploitée. L'initiative Kalidéos Réunion portée par le CNES permet l'acquisition de données régulières, tout en proposant des hauts niveaux de traitement géométriques (orthorectification) et radiométriques (corrections atmosphériques) permettant de constituer des séries temporelles cohérentes de données calibrées et parfaitement superposables.

Une série de 10 images satellites Pléiades, acquises entre 2013 et 2023 sur le littoral Ouest (Hermitage) a ainsi été exploitée pour suivre les herbiers et les couvertures coralliennes sur la plateforme récifale (**Figure 9**).

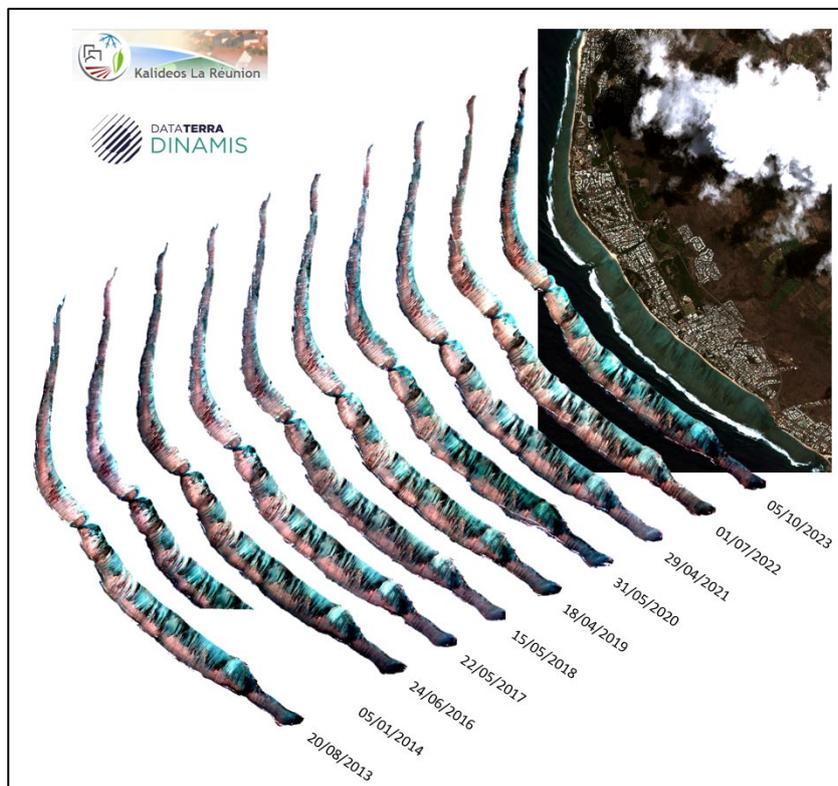


Figure 9 : Images satellites Pléiades exploitées pour BioEOS entre 2013 et 2023 issues de la base Kalidéos Réunion (emprises de traitement recadrées sur la plateforme récifale de l'Hermitage). Source : Pléiades, Airbus DS, CNES, 2013-2023

Images satellites Pléiades NEO (PNEO)

Pléiades NEO (2 satellites) est la nouvelle génération de satellites d'observation de la Terre lancés en 2021, développée et opérée par Airbus DS, avec des caractéristiques spatiales (30 cm en panchromatique, et 1,2 m en multispectral) et spectrales (6 bandes spectrales dans les canaux bleu profond, bleu, vert, rouge, *red-edge* et proche infrarouge) améliorées par rapport à Pléiades.

Dans le contexte des plateformes récifales réunionnaises, cette résolution spatiale 40% plus fine pour PNEO que la génération précédente PL, offre un avantage pour une meilleure discrimination des objets et des structures présentes sur les fonds marins qui sont plus facilement identifiables avec des contours plus nets. Les colonies coralliennes isolées sombres ressortent clairement sur le substrat sableux clair de la DAR, et les fins sillons sableux traversant le platier sont aussi plus clairement visibles (**Figure 10**).

Plusieurs acquisitions ont été réalisées sur la zone du littoral de Saint-Gilles, dont une le 01/07/2022

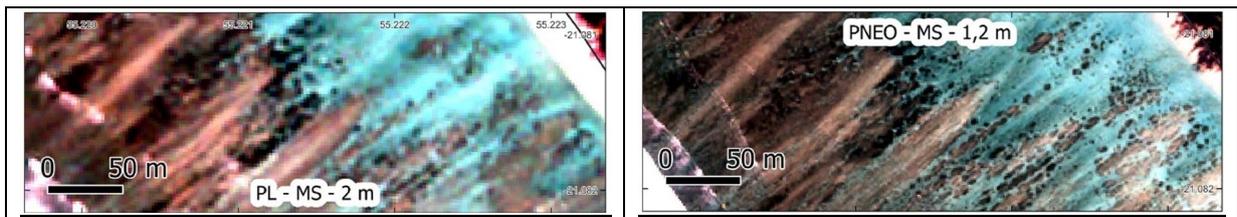


Figure 10 : Illustration de la différence de résolution spatiale entre les images Pléiades à (2 m (gauche) et Pléiades NEO à (1,2 m à droite) dans un contexte récifal. (d'après Mouquet et al., 2025).

Images satellite Sentinel-2 (S2)

La constellation de satellites Sentinel-2 est constituée de 2 satellites de l'Agence Spatiale Européenne (ESA), lancés en 2015 et 2017, et dont les données sont mises à disposition en libre d'accès sur le portail Copernicus. Les acquisitions se font de manière systématique et à haute fréquence temporelle (une couverture globale tous les 5 jours). La résolution spatiale est variable selon les bandes spectrales (13 bandes couvrant du visible au proche infrarouge) : 10, 20 et 60 m.

La série temporelle complète couvrant La Réunion depuis octobre 2015 contient environ 600 produits. Toutes les images disponibles ont été récupérées sur les plateformes en ligne, prétraitées, traitées et bancarisées sur un espace dédié au projet BioEOS sur le serveur de calcul Datarmor, à l'aide d'outils dédiés libres et gratuitement accessibles, permettant d'automatiser les différentes tâches, notamment EODAG², Sen2Cor³ et Sen2Chain⁴.

Images satellite PRISMA

Lancé le 22 mars 2019, PRISMA est un satellite d'imagerie hyperspectrale à moyenne résolution (30 m), développé et exploité par l'ASI (*Agenzia Spaziale Italiana*). Il s'agit du successeur de la mission abandonnée HypSEO (Hyperspectral Satellite for Earth Observation) et dont la durée de mission prévue était de 5 ans. La **Figure 11** montre un exemple d'acquisition dans le cadre du projet BioEOS.

² <https://eodag.readthedocs.io/en/stable/>

³ <https://step.esa.int/main/snap-supported-plugins/sen2cor/>

⁴ <https://framagit.org/espace-dev/sen2chain>



Figure 11 : Image du satellite PRISMA exploitée pour le projet BioEOS

Plusieurs scènes ont été programmées pour le capteur PRISMA, mais pour le moment, une seule est exploitable pour le site de La Réunion (référence image : RUN_PRIS_20220712T063430_L2D).

Images satellite EnMAP

Le programme EnMAP (*Environmental Mapping and Analysis Program*) est une mission satellitaire allemande visant à capturer des données d'images hyperspectrales de l'atmosphère et de la surface de la Terre. Lancée en avril 2022, la mission est gérée par le Centre aérospatial allemand (DLR), le Centre allemand de recherche en géosciences (GZF) dirigeant les recherches scientifiques associées.

Une scène a été programmée et acquise spécifiquement pour le projet BioEOS dans le cadre d'un appel à projet destiné aux utilisateurs potentiels de EnMap proposé par le DLR (Figure 12). Une image de très grande qualité a été acquise dans des conditions météorologiques très favorables le 20 novembre 2023 (ciel très dégagé sans cirrus apparent, mer calme, vitesse de vent quasi nulle).



Figure 12 : Aperçu de l'image ENMAP acquise le 20/11/2023

Ci-dessous les références des images EnMAP qui ont été acquises jusqu'à présent sur le site de La Réunion :

RUN_ENMA_20220818T065859_L2AWBC	RUN	20220818T065859
RUN_ENMA_20220703T070648_L2AWBC	RUN	20220703T070648
RUN_ENMA_20231120T065949_L2AWBC	RUN	20231120T065949
RUN_ENMA_20240423T071725_L2AWBC	RUN	20240423T071725

5. Prétraitements des images

5.1. Glint

Le « *glint* » fait référence à une réflexion du soleil sur des masses d'eau qui peut apparaître sur des images satellitaires et impacter les traitements des images. Cette étape de traitement est parfois incluse dans l'étape de correction atmosphérique. Plusieurs types d'algorithmes peuvent être utilisés pour corriger ce phénomène. Les algorithmes les plus simples, partent du principe que la variation du signal sortant de l'eau dans le proche infrarouge peut être expliquée par le reflet. Il existe plusieurs variantes de cet algorithme. L'algorithme proposé par Lyzanga et al. (2006) et Hedley et al. (2017) repose sur une procédure simple, basée sur l'utilisation d'une bande totalement absorbée par l'eau (Infrarouge), pour corriger l'effet du scintillement sur les autres bandes (**Figure 13**). Pour cela, dans un premier temps, une régression linéaire est appliquée entre chaque bande à corriger et la bande infrarouge. Ensuite, le niveau de glint dans l'infrarouge est obtenu par la soustraction des valeurs dans l'infrarouge avec une valeur de référence (obtenue respectivement par la moyenne ou le minimum des valeurs observées dans une région profonde). Finalement, les coefficients de la régression linéaire sont utilisés pour trouver les niveaux de glint dans les autres bandes. Cet algorithme peut générer des valeurs négatives dans des environnements très peu profonds (moins d'un mètre), en raison d'une contribution non négligeable du fond dans le proche infrarouge.

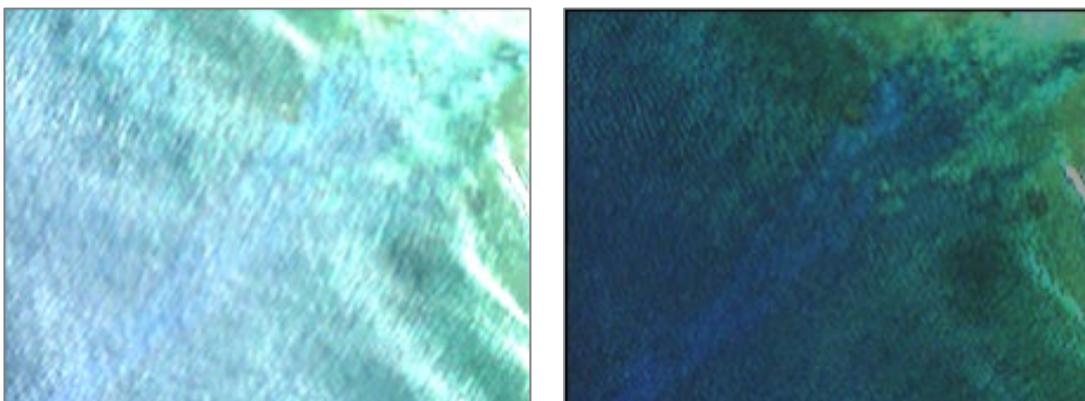


Figure 13 : Comparaison avant / après déglinting, sur une image Pléiades, au niveau de la pente externe (passe de l'Hermitage), en 2023

5.2. Fusion des données

L'utilisation d'algorithme de fusion dit « pansharpening » peut permettre d'injecter des détails spatiaux provenant d'une bande panchromatique dans une image multi ou hyper-spectrale, conservant ainsi les meilleures résolutions spatiales et spectrales des différents systèmes exploités, augmentant ainsi le potentiel de discrimination. Différents types d'algorithmes existent. Dans le cadre de BioEOS, deux algorithmes de pansharpening ont été implémentés en utilisant le logiciel de programmation python, Brovey et GS (Gram-Scmidt) en complément d'une interpolation bilinéaire classique.

5.3. Corrections géométriques

S'agissant de l'aspect géométrique, l'ortho-rectification permet d'obtenir des images avec une qualité de géolocalisation. Pour certains capteurs (PRISMA, Pléiades NEO) un des problèmes de précision de localisation et un niveau de prétraitement inadapté ont été identifiés lors des traitements de scènes. Il a été nécessaire de recalibrer ces images pour s'assurer de leur cohérence de positionnement par rapport aux autres jeux de données. Le plugin Arosics, permettant de déterminer automatiquement le décalage à appliquer entre plusieurs images avec une précision de l'ordre du sous-pixel, a été utilisé. L'ortholitorale a été utilisé comme référence.

6. Algorithmes utilisés

Plusieurs algorithmes développés par la communauté scientifique ont été identifiés pour étudier les fonds marins et caractériser la biodiversité qui leur est associée à partir de données multi-capteurs.

6.1. Indices spectraux

Des indices issus des images satellites sont exploités depuis de nombreuses années pour aider à caractériser et suivre les évolutions du paysage et de l'occupation du sol. Parmi les plus connus on peut citer le NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), différence normalisée entre les bandes spectrales proche infrarouge et rouge) exploité pour le suivi de la végétation et des cultures agricoles et le NDWI (*Normalized Difference Water Index*) lié à la présence d'eau ou d'humidité. Ces indices spectraux sont calculés pour chacun des pixels de l'image et à la résolution spatiale de celle-ci.

Des résultats récents sur les coraux des plateformes récifales de La Réunion obtenus dans le cadre des projets RENOVRISK-TRANSFERTS et le « Pléiades NEO Challenge d'Airbus », ont permis d'établir une forte corrélation entre la couverture corallienne vivante (CCV), mesurée in situ et sur des données d'archive, et l'indice de brillance BIBG (*Brightness Index Blue Green*) (**Tableau 3**) sur plusieurs types d'images satellites S2, SPOT6/7, PL et PNEO (Schultz, 2022 ; Mouquet et al., 2025). Ces deux bandes spectrales bleue et verte sont relativement moins sensibles que les canaux rouge et proche infrarouge à la présence d'eau, qui peut varier d'une image à l'autre en fonction des conditions d'acquisition.

Tableau 3. Formule de calcul de l'indice de brillance des bandes bleue et verte BIBG

Indice / Référence	Formule et bandes spectrales
Indice de brillance Bleu-Vert	$BIBG = \sqrt{\frac{B + G}{2}}$

L'indice de brillance est directement lié à la lumière réfléchiée par le fond dans les canaux bleu et vert : plus les valeurs de brillance sont élevées plus les pixels sont clairs. La corrélation établie avec la couverture corallienne est négative : sur la plateforme récifale, plus un pixel est sombre, plus la couverture corallienne est importante, plus il est clair, plus elle sera faible et il sera constitué de sable et débris coralliens (**Figure 14**).

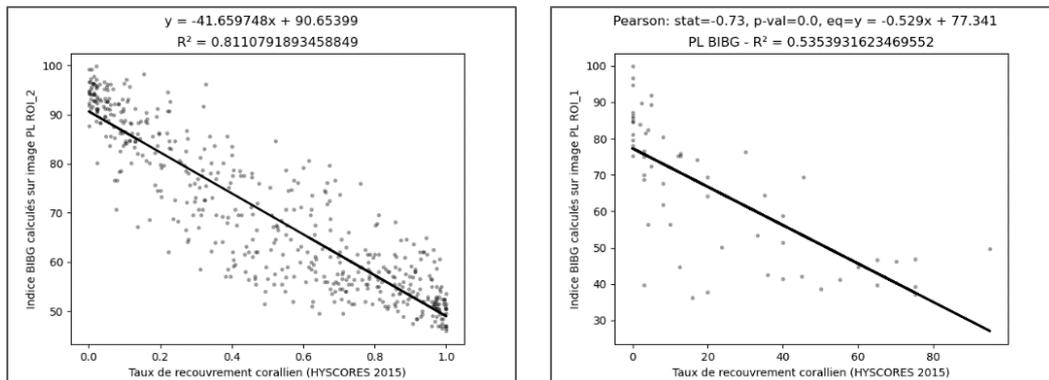


Figure 14 : Corrélation linéaire entre les couvertures coralliennes hyperspectrales historiques de 2015 (gauche) et celles *in situ* de 2022 (droite), et l'indice de brillance BIBG calculé sur les images satellites Pléiades.

L'indice de brillance est calculé sur tous les pixels de l'image et permet de spatialiser l'information grâce à un code couleur. L'indice est masqué en dehors de la zone d'intérêt du platier, sur les zones émergées, le front récifal et la pente externe, ainsi que sur les zones où des perturbations sont liées aux conditions d'acquisition sensibles (déferlement) (**Figure 15**).

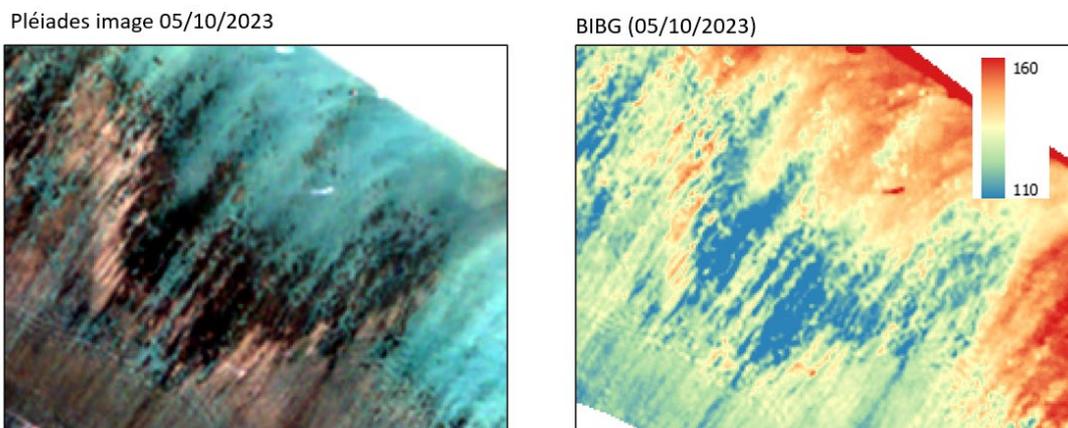


Figure 15 : Extrait d'image satellite Pléiades du 5 octobre 2023 sur un secteur de la plateforme récifale de l'Hermitage (gauche) et l'indice de brillance BIBG associé (droite).

Remarques sur les limites de la méthode :

- Il est nécessaire d'avoir une bathymétrie faible et relativement constante sur toute la zone d'étude. Même si les canaux bleu et vert utilisés pour le calcul du BIBG sont des bandes spectrales moins sensibles à la présence de la colonne d'eau, cette dernière absorbe et perturbe tout de même une partie du signal lumineux, d'autant plus que la longueur d'onde est importante (rouge par rapport au bleu), et la hauteur d'eau forte. La configuration bathymétrique de la plateforme récifale de l'Hermitage est ici suffisamment stable.

- Le développement des autres organismes photosynthétiques (herbiers, algues, cyanobactéries), doit être suffisamment faible pour être considéré comme négligeable. L'indice de brillance, qui donne une information sur le rayonnement lumineux réfléchi par le substrat, est sensible à l'activité d'organismes pratiquant la photosynthèse, et dont les pigments photosynthétiques absorbent fortement le rayonnement solaire dans les bandes bleu/verte, comme les coraux. L'avantage à La Réunion, les herbiers sont en très forte régression et que les macro algues sont très limitées. Aussi pour limiter ces effets, il convient, en fonction des images disponibles, de sélectionner les dates où les développements de ces organismes, à développement rapide et synchronisées sur les cycles saisonniers sont les plus faibles, soit durant la saison d'hiver austral froide (juin – septembre).

- Le substrat a aussi un rôle important dans cette méthode d'analyse : il est nécessaire, pour que l'activité des organismes photosynthétiques ressorte bien (en assombrissant les pixels de l'image), que le substrat abiotique soit le plus clair possible, typiquement du sable ou une zone de débris coralliens très claire. Cette méthode sera plus difficile à appliquer par exemple dans le secteur de l'Etang Salé où le sable volcanique sombre aura tendance à masquer la présence des organismes vivants photosynthétiques. Il en va de même dans le sud dans la zone des coulées volcaniques.

6.2. Algorithmes Empiriques :

Les algorithmes empiriques reposent sur la régression des caractéristiques dérivées des données de télédétection (fonction des bandes justifiées physiquement ou directement des bandes) par rapport aux données de référence. La principale force de cette approche réside dans sa simplicité, car les paramètres du modèle sont optimisés par rapport aux données de référence sans nécessiter la connaissance des processus physiques sous-jacents (absorption et diffusion de l'eau et de l'atmosphère, influence de l'angle solaire, influence de la réflectance du fond). L'algorithme empirique peut montrer une certaine robustesse face à différents paramètres d'acquisition lorsqu'il est entraîné avec des données de plusieurs sites/dates (Lyzenga et al., 2006 ; Manessaet al., 2014).

6.3. Inversion du modèle de transfert radiatif

Une des difficultés principales pour la caractérisation des eaux côtières réside dans l'ambiguïté de la mesure de la réflectance spectrale dont le comportement spectral résulte de la combinaison des effets liés à l'épaisseur de la colonne d'eau, au type de fond, à la diffusion et à l'absorption de la colonne d'eau (Defoin-Platel et Chami, 2007) (Figure 16).

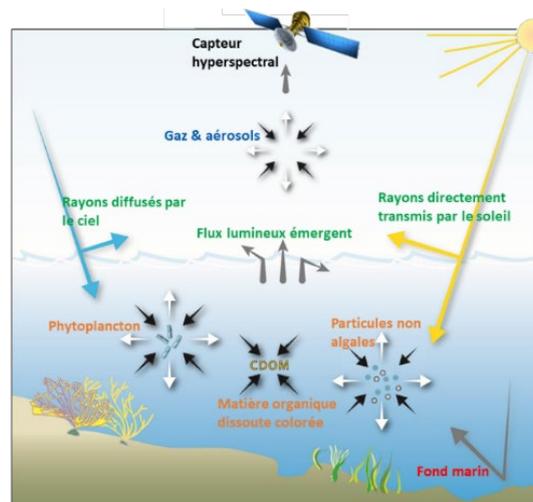


Figure 16 : Interactions du rayonnement du soleil (source) se propageant dans le système couplé atmosphère-océan vers un capteur satellitaire avec les matières en suspension présentes dans le milieu.

L'inversion des modèles de transfert radiatif appliquée à des données spectrales permet en effet non seulement d'obtenir l'abondance des fonds à partir de spectres de fonds mesurés (Mishra et al., 2007), mais également d'estimer les constituants de l'eau (Lorthiois et al., 2012) ainsi que la bathymétrie (Minghelli-Roman et al., 2009).

$$r_{rs}^{-}(\lambda) = r_{rs}^{chw}(\lambda) \cdot \left[1 - e^{-\left(K_d(\lambda) + K_u^C(\lambda) \right) H} \right] + \frac{\rho(\lambda)}{\pi} \left[e^{-\left(K_d(\lambda) + K_u^B(\lambda) \right) H} \right]$$

Réflectance Capteur
Réflectance Eau profonde
Atténuation eau
Albédo du fond
Hauteur d'eau

Les travaux de ZhongPing Lee ont en effet ouvert la voie de l'estimation des paramètres du fond et de la colonne d'eau (Lee et al., 1998 et 1999). Plusieurs variantes apportées à cette inversion considèrent ou non des contraintes sur les types de fonds (Brando et al., 2009, Petit et al., 2017) ou prennent en compte la corrélation spatiale des pixels adjacents pour réduire les erreurs (Filipi et Kubota (2008)). Des méthodes statistiques basées sur le Maximum de vraisemblance permettent de prendre en compte des *a priori* supplémentaires dans le modèle (bruit environnemental du capteur, variabilité des spectres), mais sont plus difficiles à mettre en œuvre (Jay and Guillaume, 2017). L'incertitude sur l'estimation des paramètres de la colonne d'eau et/ou du fond marin peut également être étudiée. Elle dépend principalement (i) de la qualité intrinsèque de la mesure de luminance spectrale par le capteur, (ii) de la complexité optique de l'environnement d'intérêt et (iii) des caractéristiques des traitements algorithmiques réalisés (IOCCG, 2019).

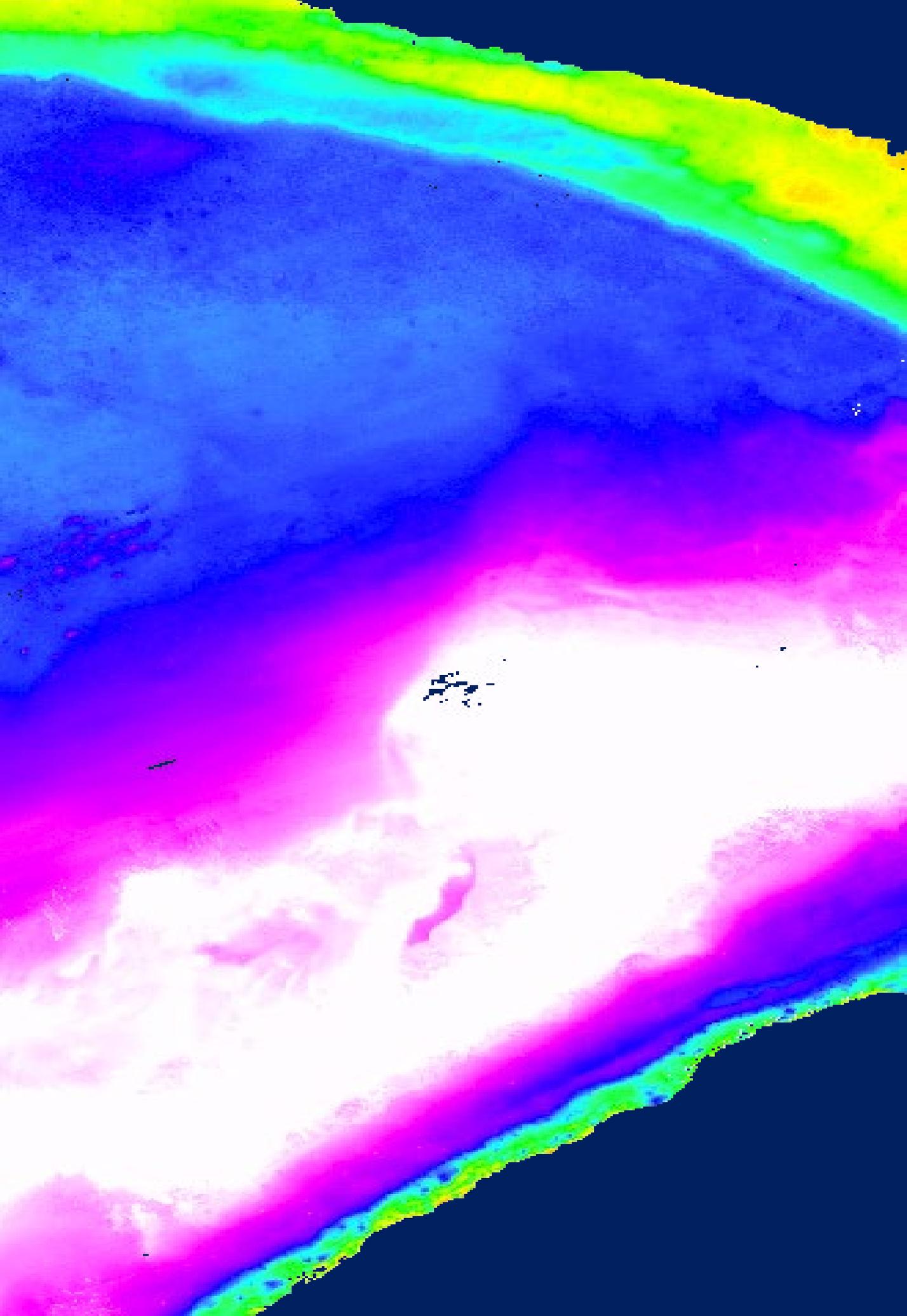
6.4. Machine Learning

Les méthodes basées sur l'intelligence artificielle permettent d'apprendre à partir des données, et d'extraire les informations pertinentes. Ces méthodes bénéficient de la disponibilité de données volumineuses « big data » et permettent un traitement efficace de ces données. Parmi ces méthodes, les classification automatique et notamment d'apprentissage profond « deep learning », font partie de la famille des méthodes permettent une capacité de classification élevée. Ces algorithmes fonctionnent grâce à l'exploitation de plusieurs niveaux de détail ou de représentation des données (réseaux de neurones) qui les rendent particulièrement pertinents pour l'analyse d'images et par extension aux séries temporelles et aux données géoréférencées telles que prévues par BioEOS. Ce type de méthodes offre également des perspective plus large. En effet, en présence de données suffisantes, ils peuvent apprendre à « généraliser », c'est-à-dire à continuer à fournir des résultats satisfaisant dans des environnements différents non présent dans les données. L'objectif du projet BioEOS est de montrer que ce type d'approche permet de distinguer certains types de fond à partir des images satellites multispectrales, avec pour perspective à long terme l'entraînement d'un modèle plus générique fonctionnant sur l'ensemble des sites d'étude du sud-ouest de l'océan Indien.



ESTIMATION DES VARIABLES TOPOGRAPHIQUES & BIOLOGIQUES

Principaux Résultats



7. Estimation de la bathymétrie

7.1. Estimation de la bathymétrie par les capteurs multispectraux

L'estimation de la bathymétrie à partir des images des capteurs multispectraux a pu être réalisée par application d'un algorithme basé sur les méthodes empiriques (régression des caractéristiques dérivées des données de télédétection par rapport aux données de référence). La **Figure 17** montre le résultat obtenu pour le capteur Pléiades sur la zone peu profonde. Les valeurs de prédictions montrent de fortes corrélations avec les données de référence issues du Lidar (R^2 de 0,8 à 0,83).

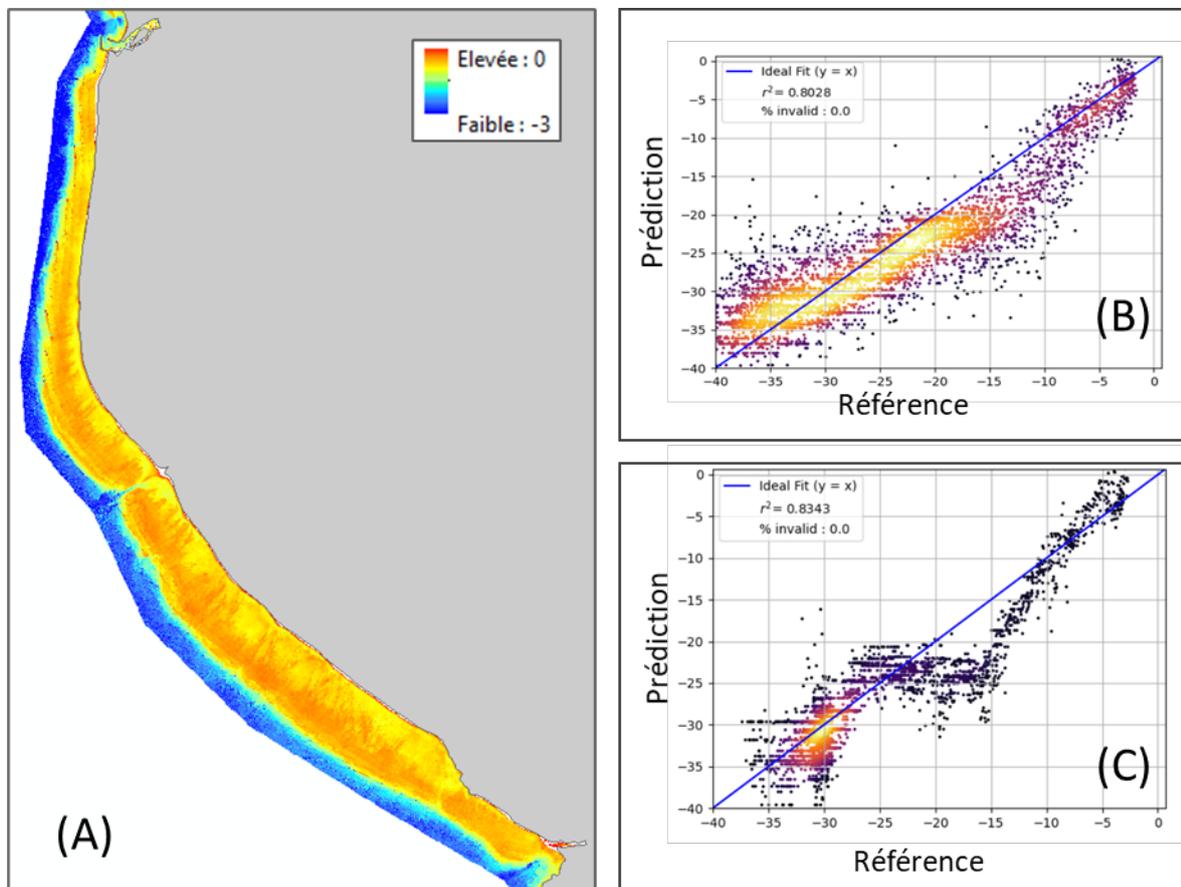


Figure 17 : Estimation de la bathymétrie par modèle peu profonde à partir du capteur Pléiades (A) et comparaison de la prédiction avec des données de référence issue du Lidar en zone non sableuse (B) et en zone sableuse (C)

Pour le capteur Pléiades NEO (**Figure 18**), les corrélations sont moins élevées pour les zones peu profondes ($R^2 = 0,49$) alors qu'elles montrent une valeur plus élevée pour les zones profondes ($R^2 = 0,75$).

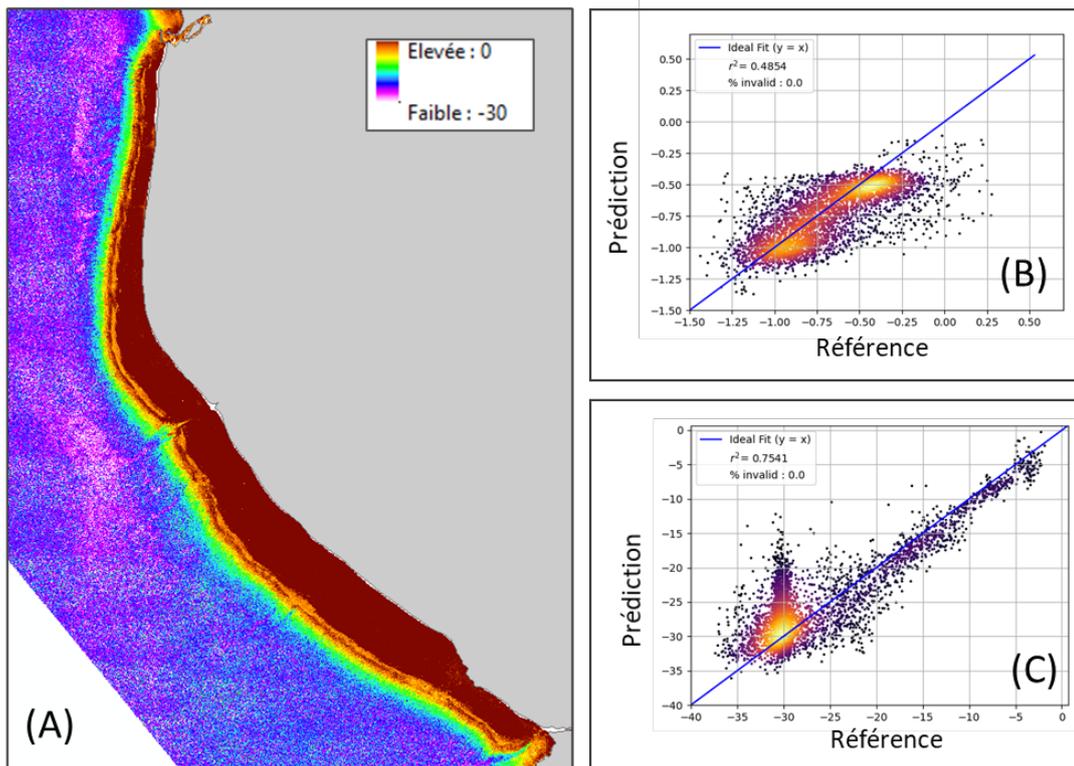


Figure 18 : Estimation de la bathymétrie par modèle profond à partir du capteur Pléiades NEO (A) et comparaison de la prédiction avec des données de référence issue du Lidar en non zone sableuse peu profonde (B) et en zone profonde (C).

Les plus faibles corrélations obtenues pour certaines zones peuvent s'expliquer par des artefacts observés au niveau des données maillées au niveau des zones peu profondes (Figure 19). Ainsi, bien que le R^2 soit plus faible dans le cas de Pléiades NEO, les images de bathymétrie semblent qualitativement meilleures sur la plateforme récifale pour ce capteur. Au niveau de la pente externe, les coefficients de corrélations semblent davantage être influencés par l'état de la mer que par le type de capteur utilisé. Les détails spatiaux apportés par le capteur Pléiades NEO semblent qualitativement être meilleurs (distinction des sillons). Sur les deux images, au niveau des zones plus profondes (supérieur à 15m), la bathymétrie semble être très bruitée et impacté par les types de fonds.

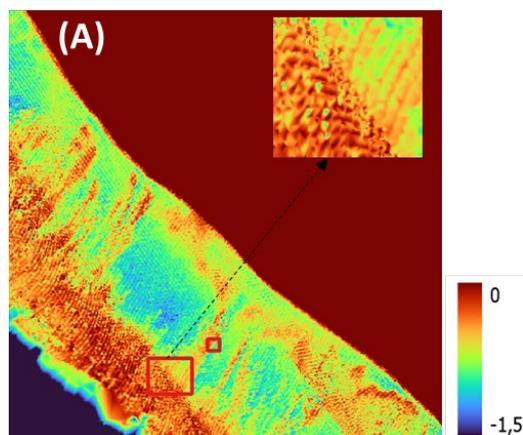


Figure 19 : Extrait du MNT Litto3D montrant des artefacts d'interpolation avec des effet damiers

En complément de ces résultats, l'estimation de bathymétrie a également été réalisée à partir des capteurs satellites Sentinel 2 par inversion du modèle de transfert radiatif. Cette méthode a nécessité un ajustement semi-automatique spécifique à chaque image/scène de la charge en particules dans la colonne d'eau et de la nature des fonds clair et sombre. Cette production avait pour objectif de démontrer la capacité de reconstruction de la bathymétrie à partir d'un capteur multispectral, sans recourir à l'injection de données in situ dans les traitements. Elle a été réalisée à l'aide de la chaîne Bathysat exploitée par le Shom, sur deux images Sentinel-2 : une image S2A acquise le 07/04/2016 et une image S2B acquise le 09/06/2024 (Figure 20).

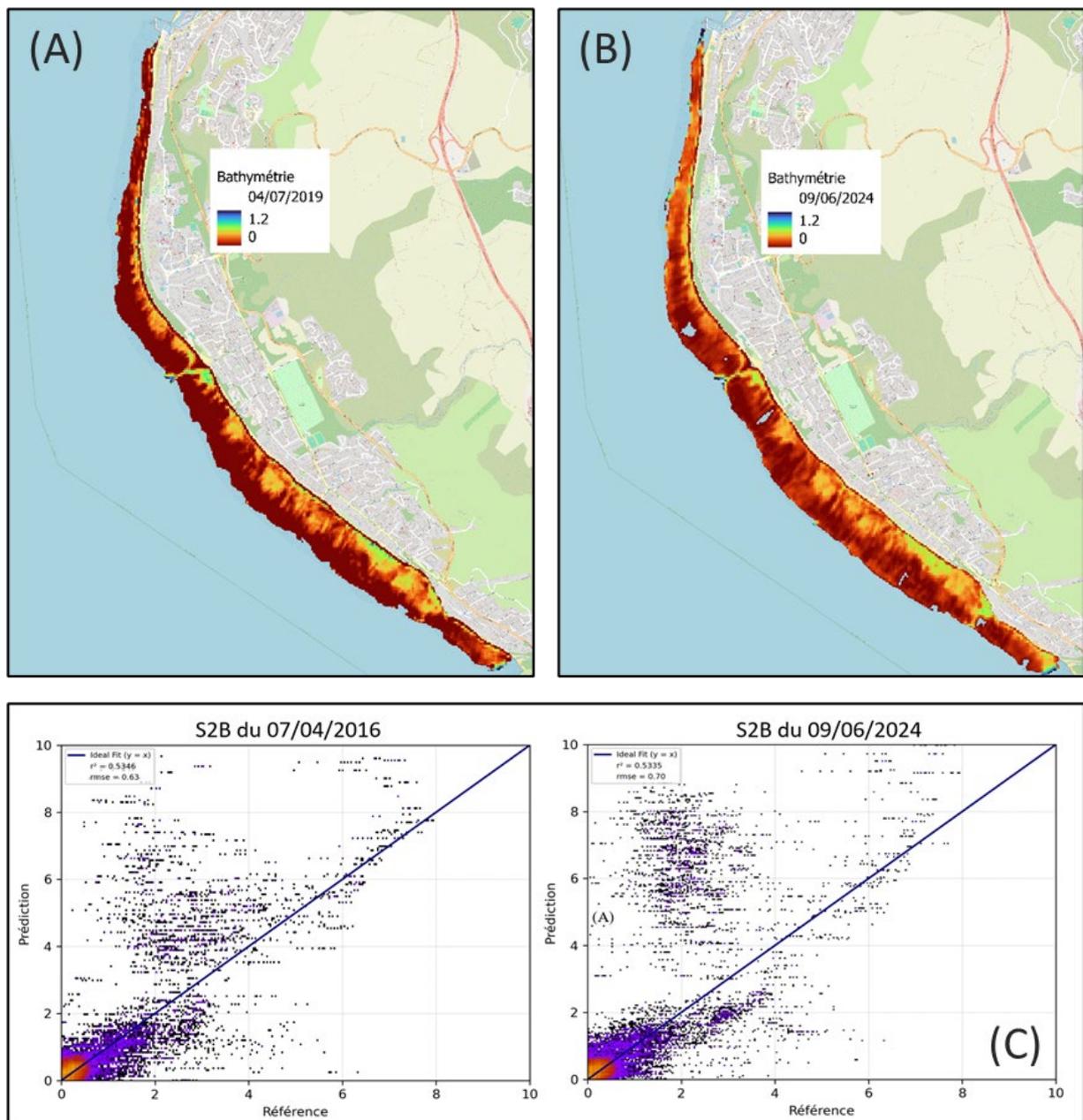


Figure 20 : Estimation de la bathymétrie par inversion du modèle de transfert radiatif à partir du capteur Sentinel 2A du 07/04/2016 (A) et du capteur Sentinel 2B du 09/06/2024 et comparaison sur la plateforme récifale (C)

Les zones situées à proximité de l’océan ouvert, caractérisées par un fond principalement sableux, sont mal représentées et présentent les écarts les plus importants avec les données Litto3D (Figure 20 C). Cette limitation s’explique principalement par la difficulté à modéliser la contribution des fonds marins avec une imagerie multispectrale ; En effet, celle-ci sous-échantillonne le spectre du fond et, dans un pixel de 10 m, plusieurs contributions peuvent se mélanger. Par ailleurs, ce type d'image contraint le modèle à une classification simplifiée en deux catégories – un fond sombre et un fond clair – et un paramétrage spécifique réalisé pour la plateforme récifale, dégradant les performances en dehors de ce contexte.

7.2. Estimation de la bathymétrie par les capteurs hyperspectraux

L’estimation de la bathymétrie à partir des images des capteurs hyperspectraux a pu être réalisée par inversion du modèle physique de transfert radiatif. La **Figure 21** montre les résultats obtenus par le capteur EnMAP. Ce dernier montre des capacités de prédiction jusqu’à une profondeur de 30 m ($r^2 = 0.93$). On note toutefois une sous-estimation dans la prédiction pour des profondeurs dépassant les 12 m environ.

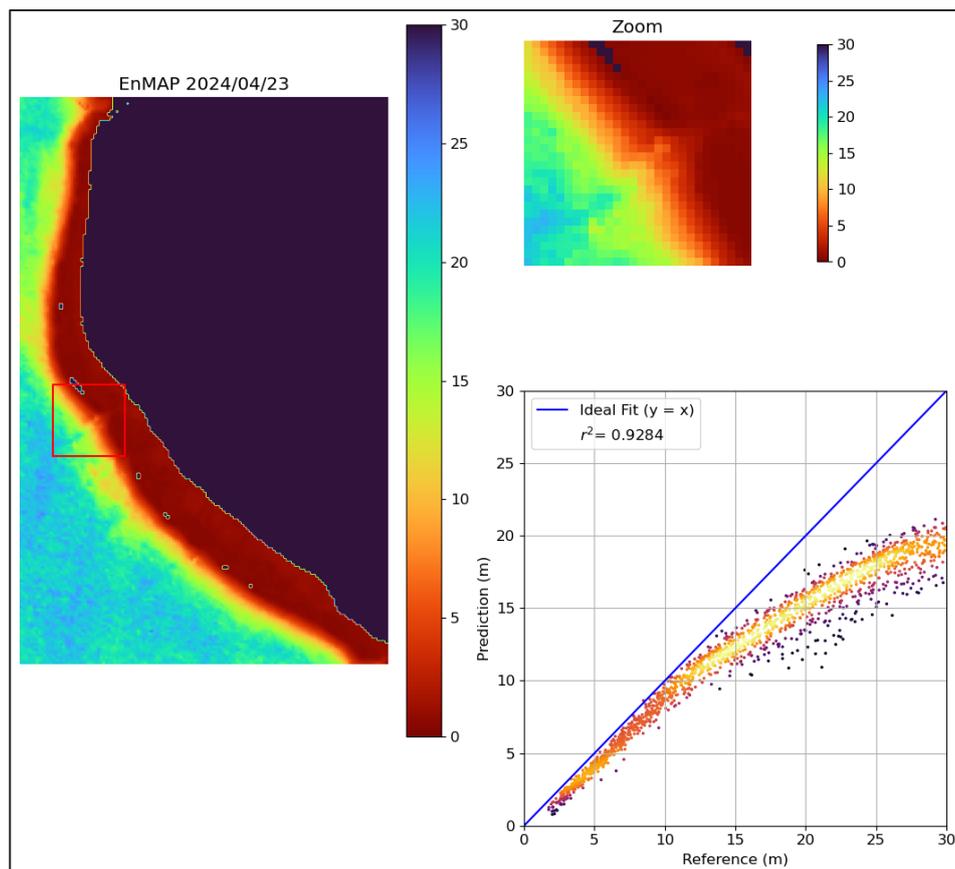


Figure 21 : Estimation de la bathymétrie par inversion du modèle de transfert radiatif appliqué à une image acquise en 2024 par le capteur EnMAP à une résolution de 30 m et comparaison de la prédiction avec des données de référence issues du Lidar.

S'agissant du capteur PRISMA, il a été possible, grâce à la disponibilité du canal panchromatique pour ce capteur, d'estimer la bathymétrie à deux résolutions différentes. 30 m pour l'image d'origine et 5 m pour les images issues de fusion. Pour la résolution à 5 m, trois rasters ont été produits, correspondant à une référence et à deux méthodes de fusion. Les **Figure 22** à **Figure 25** montrent les résultats obtenus pour ces différentes images. Les valeurs de prédictions montrent des corrélations avec les données de référence issues du Lidar plus au moins élevées. Les valeurs du coefficient R^2 varient entre 0,6 pour l'image fusionnée avec l'algorithme Brovey et GS et 0,66 lorsque la fusion n'est pas appliquée (sur l'image hyperspectrale originale ou sur l'image hyperspectrale interpolée). Qualitativement, les détails injectés semblent être par endroit cohérents avec un bathymétrie attendue en milieu récifal (présence de fines rayures correspondant à des développements de colonies de coraux perpendiculairement au platier récifal). De potentiels problèmes de géopositionnement des données hyperspectrales, ainsi que des changements potentiels de types de fonds entre le moment de l'acquisition Litto3D (2009) et des artéfacts présents dans cette donnée rendent la validation des algorithmes de fusion complexe. On remarque cependant que l'algorithme de Brovey semble injecter relativement peu de détails dans la bathymétrie, tandis que l'algorithme GS injecte plus de détails.

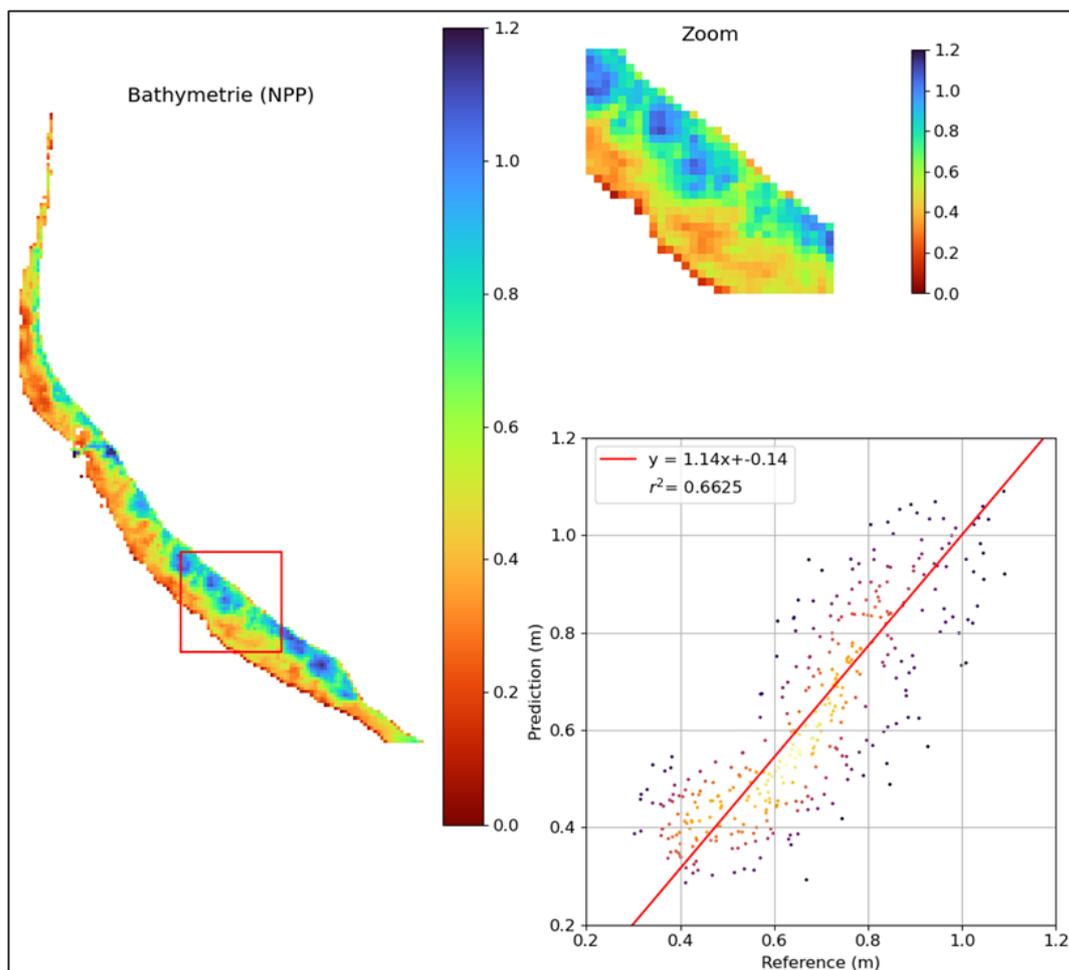


Figure 22 : Estimation de la bathymétrie par inversion du modèle de transfert radiatif appliqué à une image acquise en 2022 par le capteur PRISMA à une résolution de 30 m et comparaison de la prédiction avec des données de référence issues du Lidar.

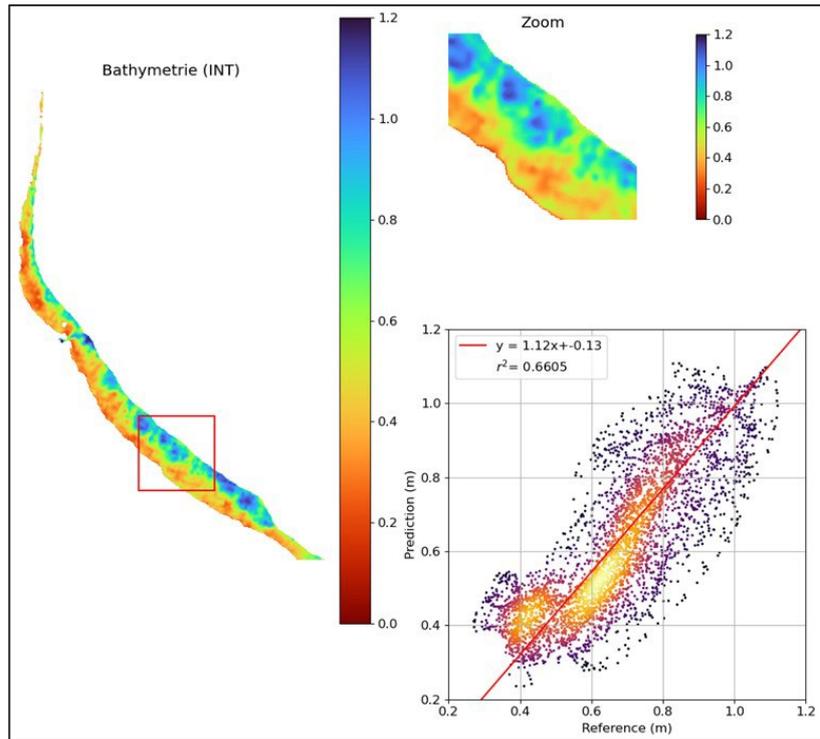


Figure 23 : Estimation de la bathymétrie par inversion du modèle de transfert radiatif appliqué à une image acquise en 2022 par le capteur PRISMA avec fusion par méthode d'interpolation (résolution de 5m) et comparaison avec des données de référence issues du Lidar.

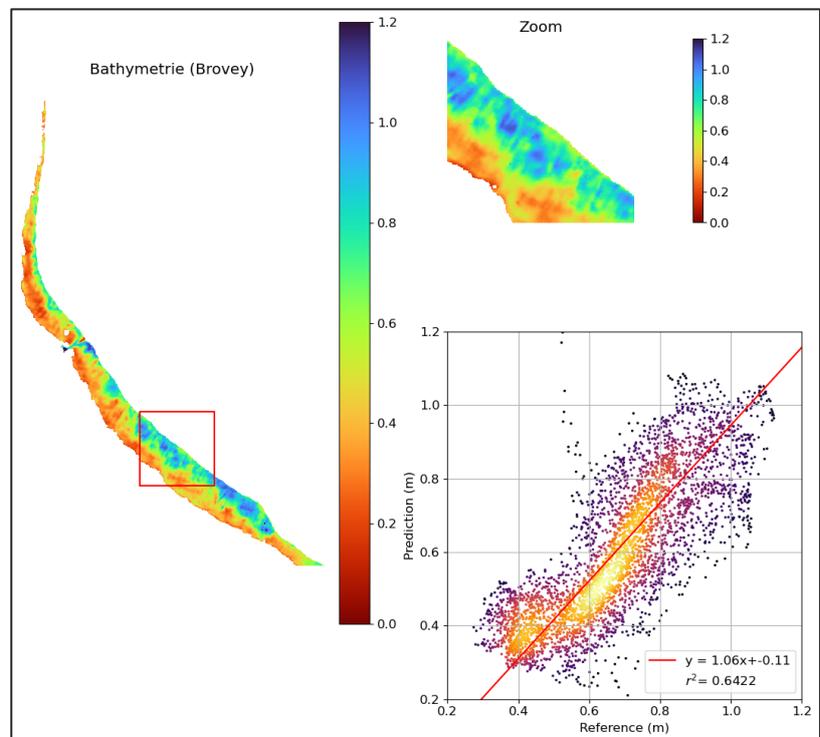


Figure 24 : Estimation de la bathymétrie par inversion du modèle de transfert radiatif appliqué à une image acquise en 2022 par le capteur PRISMA avec fusion par méthode l'algorithme de Brovey (résolution de 5m) et comparaison avec des données de référence issues du Lidar.

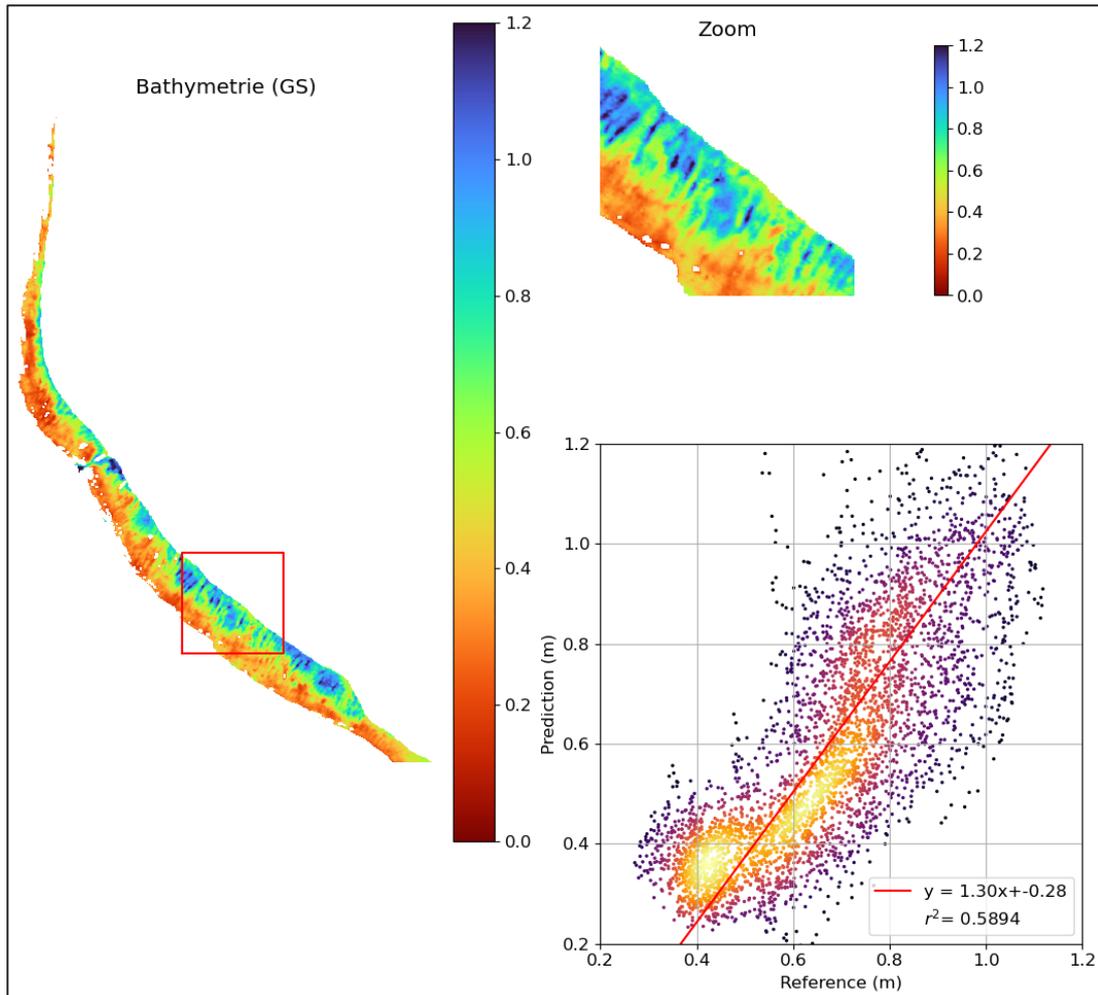


Figure 25 : Estimation de la bathymétrie par inversion du modèle de transfert radiatif appliqué à une image acquise en 2022 par le capteur PRISMA avec fusion par méthode l'algorithme GS (résolution de 5m) et comparaison avec des données de référence issues du Lidar.

Les résultats obtenus jusqu'à présent nous permettent de souligner que le capteur EnMAP permet d'inverser la bathymétrie jusqu'à une profondeur relativement élevée. Moins bruité et possédant plus de bandes spectrales, il semble plus performant en zone plus profonde par rapport à PRISMA. Le manque de signal dans la bande panchromatique de ce dernier en zone profonde ne permet pas la fusion sur la pente externe.

S'agissant de l'estimation de la bathymétrie par la méthode empirique, elle semble davantage sensible à divers facteurs (types de fonds, état de surface) au-delà de sa dépendance aux des données d'entraînement disponibles.

8. Dynamique spatio-temporelle des herbiers

8.1. Analyse exploratoire par seuillage d'indice

L'identification des zones d'herbiers a été réalisée avec la même technique que pour l'estimation de la couverture corallienne sur les images satellites. Ces herbiers, de l'espèce *Syringodium isoetifolium*, sont des phanérogames marines qui réalisent la photosynthèse grâce à la chlorophylle, un pigment photosynthétique absorbant fortement le rayonnement solaire incident dans les longueurs d'onde bleue et rouge. Comme pour les coraux, l'analyse de l'indice de brillance BIBG dans les bandes spectrales bleue et verte, permet de mettre en évidence leur présence et suivre leur évolution d'une image à l'autre.

Un premier travail d'analyse de toutes les images a permis de délimiter manuellement sous forme de polygones les enveloppes englobantes des principaux herbiers (extension maximale dans le temps). Les herbiers se développent dans les sédiments meubles de la dépression d'arrière récif, dans une zone de la plateforme récifale où la signature spectrale du substrat est relativement claire et homogène. Un simple seuillage a ensuite été utilisé pour séparer les taches d'herbiers du substrat sous-jacent.

Cette méthode présente deux inconvénients. D'une part elle nécessite de délimiter manuellement les zones de calcul de l'indice au seul endroit de présence des herbiers pour éviter la confusion avec les coraux ce qui constitue une limitation d'application sur des sites où on ne dispose pas de connaissances terrain. D'autre part, le résultat de cartographie va fortement dépendre de la valeur seuil qui va être appliquée et rend ainsi la méthode très sensible à ce paramétrage (Figure 26). En particulier, les herbiers dans les zones présentant un fort gradient bathymétrique (nord du lagon) sont surestimés ou sous-estimés pour des profondeurs faible ou élevée respectivement en fonction de la valeur du seuil. Ceci nous a incité à développer une autre approche basée sur l'apprentissage profond.

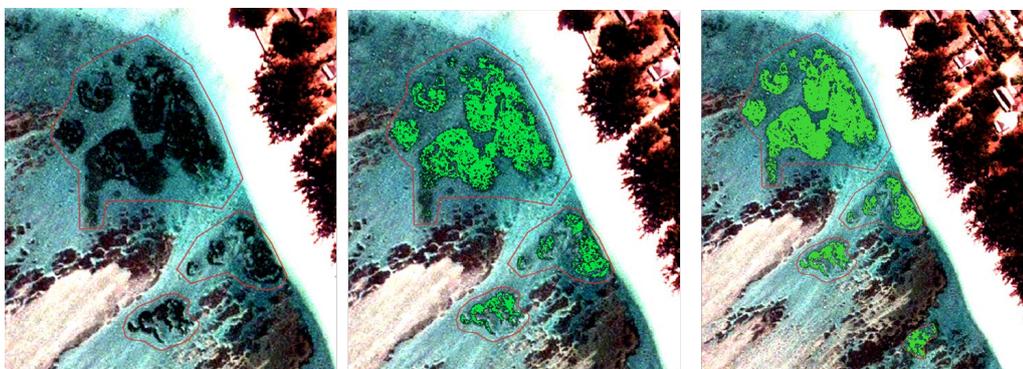


Figure 26 : Délimitation manuelle de zones de présence d'herbiers en rouge (à gauche), Exemples de seuillage de l'indice de brillance BIBG avec des valeurs comprises entre 7 et 8 (au milieu) et des valeurs entre 6,8 et 8,4 (à droite).

8.2. Approche Machine Learning

Dans un objectif de suivi opérationnel, BioEOS accorde beaucoup d'importance à automatiser au maximum les chaînes de traitement pour extraire l'information recherchée. Le seuillage des indices de brillance BIBG ne permettant pas de distinguer les coraux des herbiers, nous avons cherché à développer un algorithme pour distinguer ces deux types de fonds. L'algorithme sélectionné est un réseau convolutif (CNN) de type UNET, adaptés à la classification sémantique. Ce type d'algorithme permet une prédiction prenant en compte le contexte local (présence de sable à côté des herbiers, forme spécifique des herbiers, couleur des pixels). Il doit être entraîné sur une base d'entraînement, constituée de vignettes d'images complètement annotés. Les prédictions issues de ces approches offriront ainsi une mesure standardisée des patrons spatiaux et temporels des communautés sur lesquels évaluer les indicateurs d'état et de changements de biodiversité. Pour le suivi des herbiers, cette approche a été mise en œuvre en utilisant le capteur Pléiades basé sur le réseau U-NET (Figure 27)

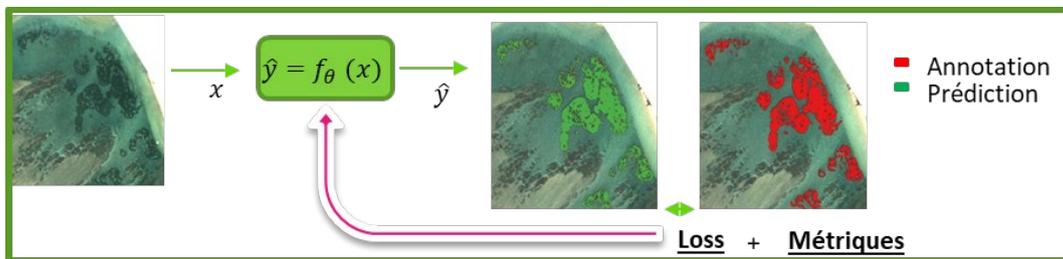


Figure 27 : Entraînement d'un réseau de neurone U-NET par apprentissage supervisé

Les principales étapes consistaient à

- (i) Fusionner l'image multispectrale avec le canal panchromatique pour chacune des dates de la série temporelle afin d'augmenter la résolution spatiale à 50 cm (pansharpening).
- (ii) Créer une base d'annotations pour entraîner le modèle. Un outil d'annotation semi-automatique a été développé, basée sur l'utilisation de pixels de référence et l'utilisation de l'algorithme de classification des plus proches voisins pour annoter des zones définies par l'utilisateur (plugin QGIS).
- (iii) Entraîner et appliquer le modèle à l'ensemble de la série temporelle Pléiades.

La figure suivante montre des exemples de résultats de détection. Les travaux se poursuivent actuellement pour continuer à améliorer les performances du modèle d'apprentissage.

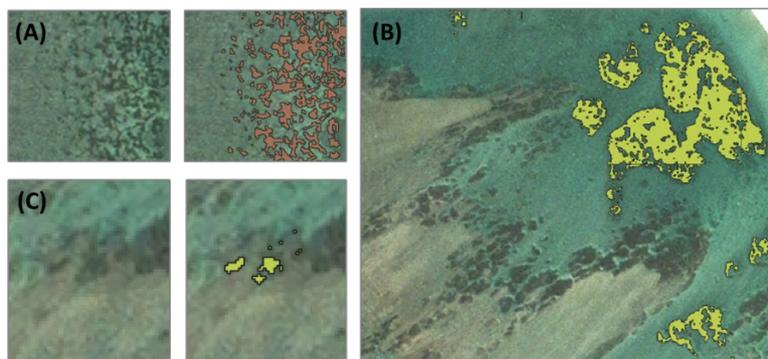


Figure 28 : Exemples illustrant les principales configurations de détection automatique avec des performance de détection (A), de discrimination des coraux (B) et cas de fausses détections (C)

Les résultats de l'évolution de la distribution des herbiers entre 2013 et 2023 montrent qu'en dehors d'une zone réduite au nord, cet habitat a quasiment disparu sur le site de La Réunion (**Figure 29**).

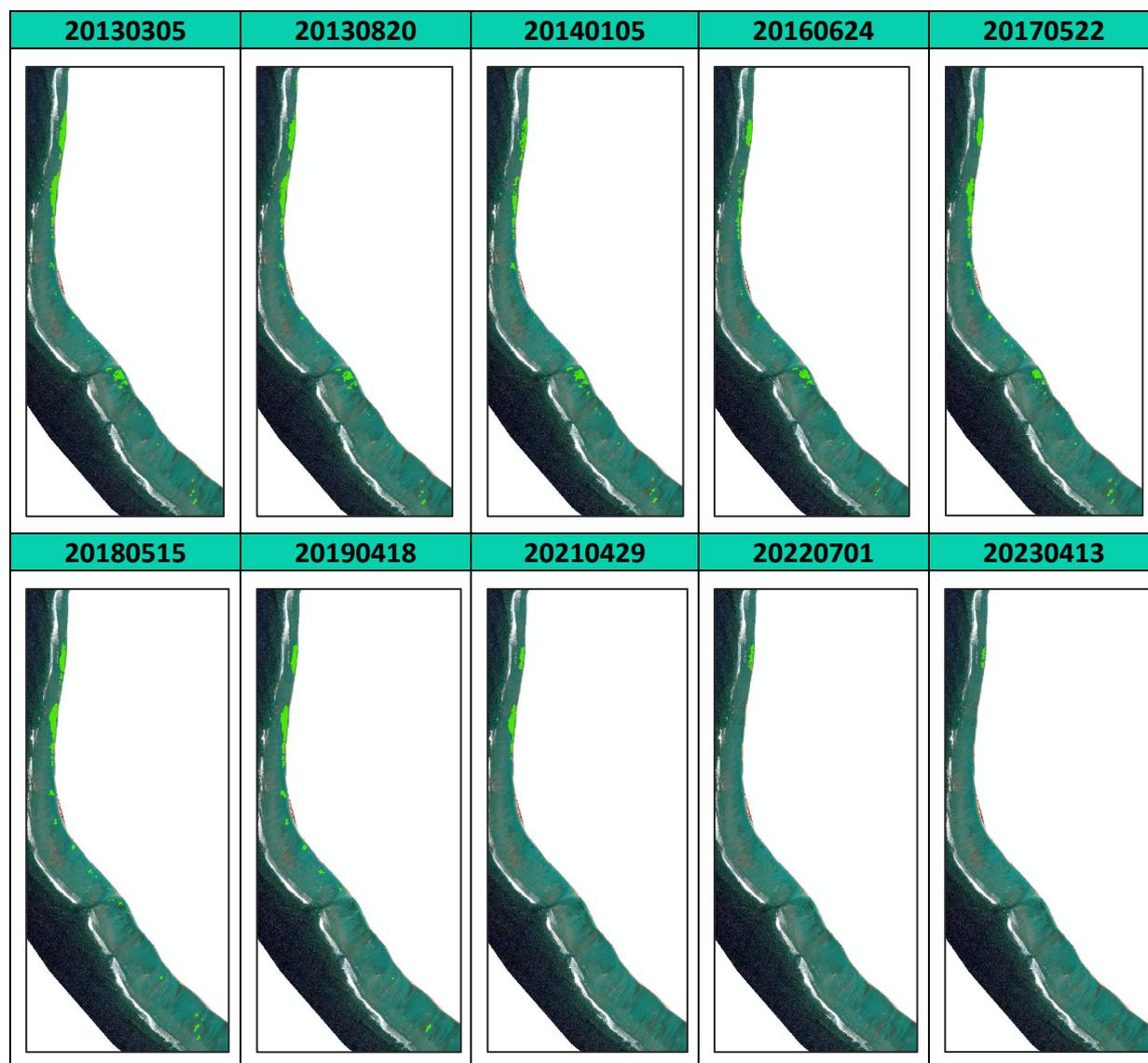


Figure 29 : Dynamique spatio-temporelle des herbiers de l'espèce *Syringodium isoetifolium* sur le site de La Réunion issue de la segmentation semi-automatique appliquée à la série temporelle des images satellite Pléiades entre 2013 et 2023.

Pour 2014, l'image a été acquise dans un contexte post-cyclonique dans le cadre de la Charte Risque (cyclone Bejiza 3j). Les surfaces d'herbiers estimées pour cette date sont probablement donc sous estimées (baisse observée sur les données).

A notre connaissance, les facteurs de progression et dégradation des herbiers restent peu étudiés. Nicet et al. (2023) ont souligné qu'il est probable que des causes naturelles (fluctuations énergétiques) et anthropiques (herbicides, eutrophisation, apports des ravines, ...) agissent de manière synergique comme en témoignent les gradients côte large et la différence d'état écologique entre les patches nord et sud tel que montré par l'analyse de la dynamique spatio-temporelle de la présente étude.

La **Figure 30** montre que la dynamique n'est pas identique selon les secteurs (découpage de S1 à S8 du nord au sud de la plateforme de l'Hermitage). A partir de 2016, on note une disparition progressive de toutes les zones en herbier. La régression semble avoir commencé par le sud de la Passe S6 puis S7 et S8. Le Nord de la Passe a ensuite été touché (S4 & S5). En 2023, à part les deux secteurs au Nord les plus importants S2 (<20% du maximum de 2013) et S3 (<5% du max de 2013) toutes les autres zones d'herbier ont disparu sur les images. Les disparitions semblent s'être accélérées entre 2019 pour le Sud et 2021 pour le Nord. La zone de la Passe semble avoir été en forte régression dès 2016.

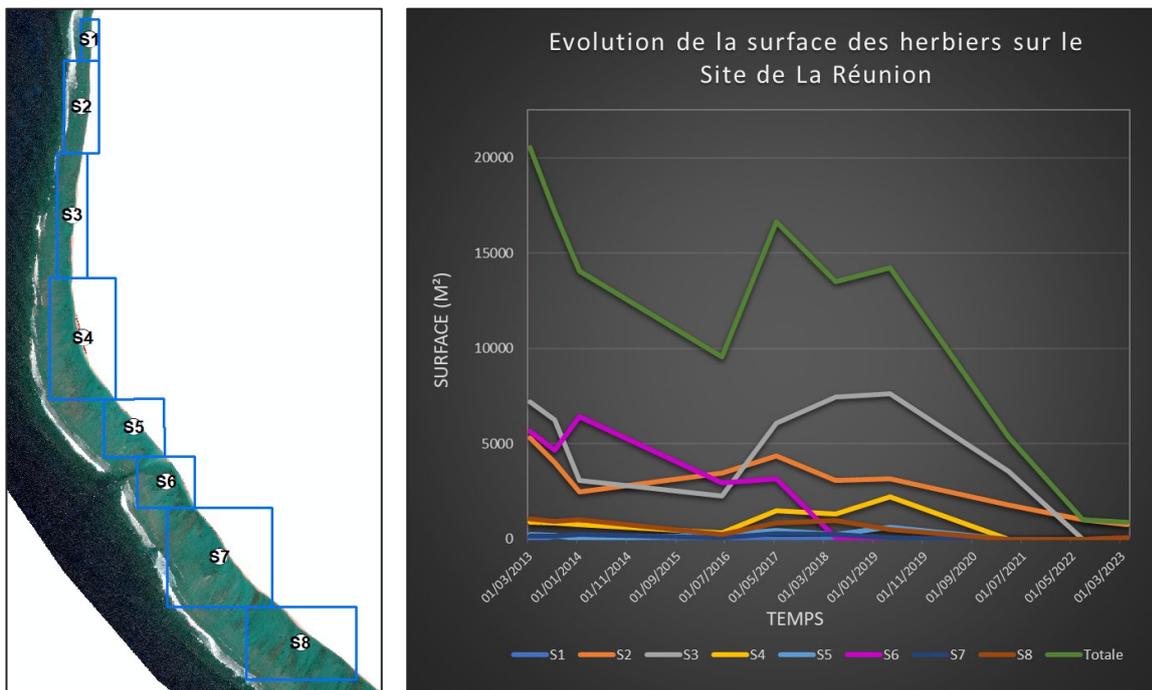


Figure 30 : Evolution de la surface totale et les surfaces par secteurs du nord (S1) au sud (S8) des herbiers du site de La Réunion.

Remarque :

Ces couches de cartographie délimitant les herbiers pour chacune des dates des images satellites) ont été utilisées comme masques pour les couches de recouvrement corallien issues du traitement des images satellites Pléiades (cf. § 9.1.1).

9. Caractérisation spatiale des récifs coralliens

9.1. Estimation des types de fond par les capteurs multispectraux

9.1.1. Cartographie de la couverture corallienne sur la plateforme récifale par indice spectral

9.1.1.1. Estimation de la couverture corallienne vivante

La couverture corallienne vivante de la plateforme récifale de l'Hermitage a été estimée à partir des images satellites Pléiades multispectrales à la résolution spatiale de 2m. Après avoir été masquées pour cibler uniquement les zones d'intérêt (plateforme récifale par rapport aux zones émergées, front récifal et pentes externes et le déferlement), les indices de brillance sont calculés pour tous les pixels et les images de la série temporelle.

Les couvertures coralliennes vivantes sont ensuite estimées pour chacune des images à l'aide de régressions linéaires établies à partir de points et zones de référence pour lesquels les couvertures coralliennes sont connues ou bien estimées (point de vérité terrain et / ou données historiques synchrones à l'acquisition des images satellites, zones stables dans le temps comme l'absence de corail dans la dépression d'arrière récif par exemple). Malgré l'utilisation d'images issues de la base de référence Kalideos, corrigées des perturbations atmosphériques (niveau TOC pour Top of Cover), il est nécessaire d'établir une nouvelle régression pour chaque image (CCV in-situ vs BIBG), car de petites variations sur les images, liées notamment aux conditions de la prise de vue (incidence solaire, saison, effets de surface, hauteur d'eau, etc.) peuvent avoir des impacts sur la relation linéaire établie (coefficients de la droite de régression) (**Tableau 4**).

Tableau 4. Valeurs de correspondance entre indices de brillance sur les 10 images Pléiades et couverture corallienne vivante

Id image (dateTheureUTM)	BIBG (CCV 0%)	BIBG (CCV 70%)	Id image (dateTheureUTM)	BIBG (CCV 0%)	BIBG (CCV 70%)
20130820T063817	85	51	20190418T063658	75	42
20140105T062604	97	75	20200531T064103	70	32
20160624T064439	88	49	20210429T062934	102	60
20170522T064110	70	31	20220701T063757	82	35
20180515T063711	69	36	20231005T064139	137	102

A l'issue de cette étape, 10 couches d'information sous format d'image raster permettant de localiser à l'échelle du pixel de 2m de résolution spatiale la couverture corallienne vivante,

comprise entre 0 et 100% de recouvrement, ont été générées à l'échelle de la plateforme récifale de l'Hermitage, pour les 10 dates entre 2013 et 2023 (Figure 31).

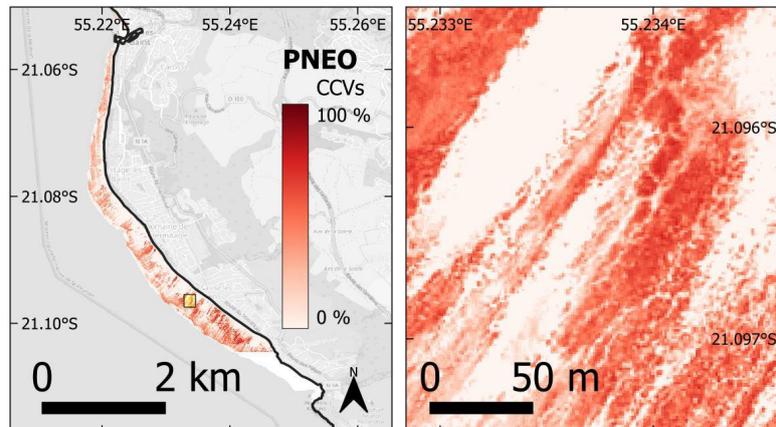


Figure 31 : Illustration de la couverture corallienne vivante estimée à partir de l'imagerie satellite sur la plateforme récifale de l'Hermitage (ici Pléiades NEO du 1er juillet 2022).

9.1.1.2. Evolution de la couverture corallienne sur la période 2013-2023

L'intérêt de l'analyse de la série temporelle complète sur 10 années d'images satellites est de permettre un suivi des trajectoires des différents habitats pour identifier et localiser les changements qui se sont opérés pendant cette période.

Pour mettre en évidence les changements significatifs en fonction du temps, il a été choisi de tester si les variations de couverture corallienne vivaient une évolution régulière avec le temps. Cette approche linéaire permet de suivre les trajectoires sur le long terme grâce à des données acquises régulièrement. Pour être bien détectés, les changements doivent être continus et homogènes sur la période, sans subir de variations cycliques sur plusieurs années ou de ruptures brutales et rapides comme suite à un évènement majeur de type blanchissement, cyclone ou décote marine (Hoarau et al., 2023).

Pour une meilleure prise en compte de la forte hétérogénéité spatiale de la plateforme récifale, et limiter les risques d'erreur de positionnement liées aux légères incertitudes de géoréférencement d'une image à l'autre, et donc réduire le risque de mauvaises détections des changements, l'analyse des données a été réalisée à l'échelle d'éléments agrégeant plusieurs pixels. La plateforme récifale ainsi été découpée en 22 795 carrés de 10 m de côté représentant 25 pixels (5x5) permettant de lisser spatialement ces effets (Ropert et al, 2016, Bajjouk et al. 2019). Pour chacun des carrés de 100 m², la corrélation linéaire entre la couverture corallienne et le temps a été testée, lorsque la relation linéaire est significative (coefficient de corrélation de Pearson pvalue < 0,05), la pente de la droite de régression permet de mettre en évidence la tendance à la progression, à la régression ou à la stabilité de la couverture corallienne avec le temps (Figure 32).

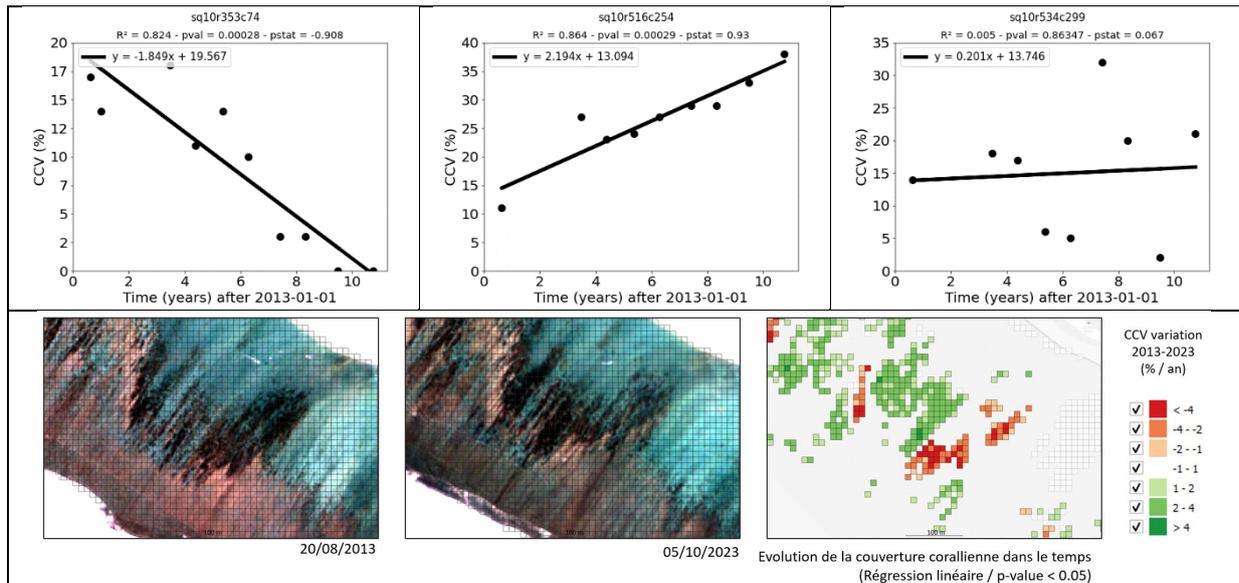


Figure 32 : Evolution de la couverture corallienne entre 2013 et 2023 dans des carrés de 100 m². La forte corrélation (Pearson pvalue < 0,05) met en évidence des zones de progression (pente positive en haut à gauche), de régression (pente négative en haut au centre) ou de stabilité (pente nulle non représentée). Une absence de corrélation (Pearson pvalue > 0,05) ne permet pas de conclure sur la tendance à long terme de la couverture corallienne (en haut à droite).

Cette analyse statistique de la corrélation linéaire entre les données exploite une série temporelle d'images satellites pour mettre en évidence les progressions et régressions de couvertures coralliennes vivantes. Les zones de changement ou non changement identifiées sont celles où les corrélations linéaires sont fortes (seuil de significativité fixé à 0,05). L'absence de corrélation linéaire (Pearson pvalue > 0,05), permet d'exclure l'existence d'une évolution linéaire de la CCV avec le temps, mais ne permet pas de conclure qu'aucune corrélation existe. Comme mentionné plus haut, cette méthode ne permet pas de mettre en évidence des tendances qui seraient monotones (croissantes ou décroissantes) mais non linéaires (analyses complémentaires à venir).

La localisation des changements mis en évidence, à la hausse comme à la baisse, comme les zones stables, reflètent bien les tendances observées sur les images et au niveau du terrain. On peut notamment citer les nettes régressions des zones à acropores branchus au profit des langues de débris se propageant sur les platiers vers la dépression d'arrière-récif, la régression globale des couvertures coralliennes à proximité immédiate sud de la Passe de l'Hermitage, ou encore les progressions de colonies coralliennes dans la DAR dans le secteur Saline – Trou d'Eau (**Figure 33**).

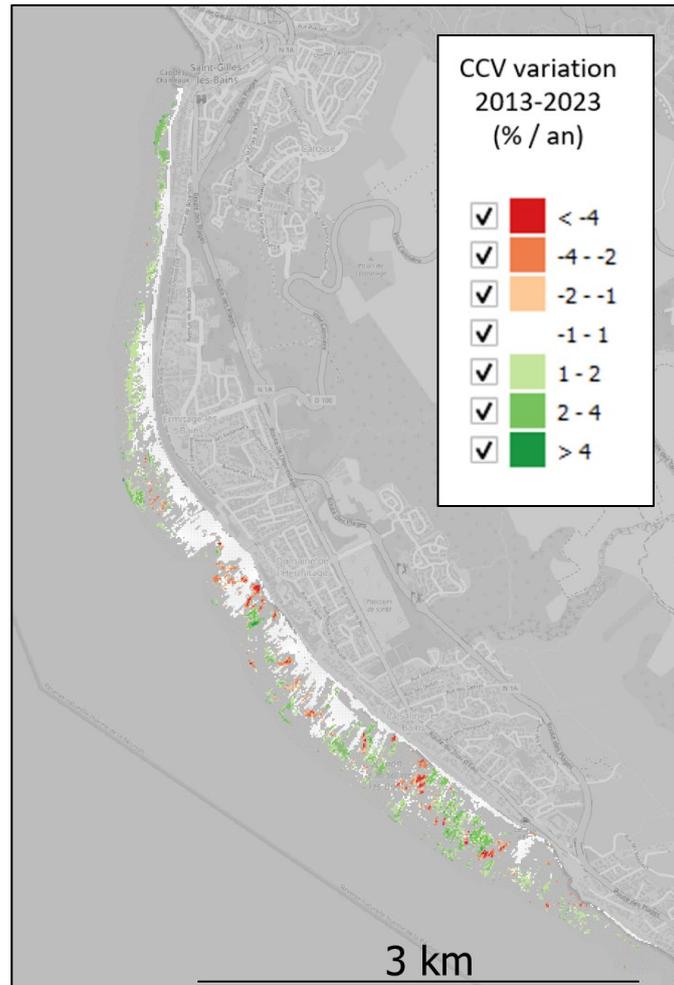


Figure 33 : Illustration à l'échelle de la plateforme récifale de l'Hermitage des zones de progression (vert), de régression (rouge), et de stabilité (blanc) des couvertures coralliennes vivantes.

9.1.2. Caractérisation de la couverture corallienne par modélisation statistique

Au terme du programme UTOPIAN, réalisé sur l'intégralité des ensembles récifaux de la côte jusqu'à 15 m de profondeur, il a été montré que la représentation spatialisée par krigeage ordinaire (Figure 34), fournit des résultats à la fois fiables, avec une excellente autocorrélation spatiale, et intuitifs en termes d'interprétation (Broudic et al., 2023). Cependant, cette méthode de spatialisée présente une résolution limitée par l'échantillonnage des points. En effet, cette méthode se base uniquement sur les valeurs des points échantillonnées, et ne prend pas en compte des informations disponibles, comme la structure spatiale liée à la topographie du fond, un facteur d'importance pour expliquer la distribution d'habitats tels que les récifs coralliens.

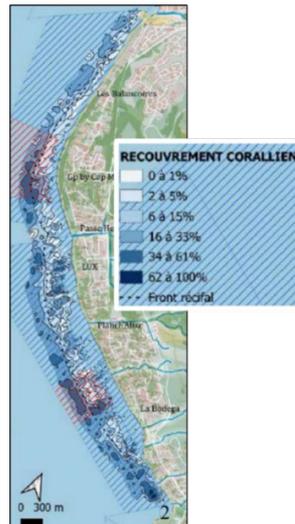


Figure 34 : Spatialisation du recouvrement corallien par interpolation selon la méthode CORRAM sur le site de l'Hermitage (d'après Broudic et al, 2023)

Une des approches explorées dans le cadre de BioEOS est relative aux modèles statistiques de distribution pour répondre aux objectifs de disposer des connaissances spatialisées. Elle repose sur la mise en relation de la variable biologique d'intérêt et les facteurs physiques qui déterminent sa distribution. À partir de ces données, la distribution est estimée via les modèles statistiques de présence/absence ou d'abondance.

Cette approche a été initiée sur le site de La Réunion en intégrant les données *in situ* existantes préalablement compilées et les variables issues de l'imagerie satellite. Ils incluent la bathymétrie, des paramètres géomorphologiques dérivés de cette bathymétrie, ainsi que des indices spectraux. Les étapes principales de construction consistent en :

- La compilation des données *in situ* existantes, issues principalement du projet Hyscores et Utopian complétées par les données BioEOS.
- Entraînement des modèles : mettant en relation les observations biologiques et les variables explicatives.
- Projection du modèle: Pour chaque pixel, les valeurs de la variable observée sont déduites des variables explicatives grâce aux modèles statistiques. Ces cartes de projection sont complétées par une carte des coefficients de variation (CV) permettant d'estimer spatialement l'erreur.

9.1.2.1. En zone de plateforme récifale

La **Figure 35** montre la distribution du taux de recouvrement corallien issu de l'application du modèle statistique de type « Forêt aléatoire » sur la zone de la plateforme récifale pour l'année 2022. La comparaison avec la cartographie corallienne produite par l'approche indice spectral montre que les deux distributions présentent des patterns spatiaux similaires. Des différences peuvent cependant être soulignées quand (i) aux valeurs du taux de recouvrement, plus faible pour le modèle statistique et (ii) du niveau de restitution de l'hétérogénéité spatiale, celle issue de l'indice spectral semble plus homogène. Ceci peut s'expliquer par une meilleure prise en compte des conditions abiotiques par le modèle statistique qui intègre des variables topographiques. Le pattern de distribution de la couverture corallienne peut en effet dépendre de nombreux facteurs aussi bien intrinsèques aux écosystèmes (géomorphologie, profondeur, ...) qu'au facteurs de pressions naturelles et anthropiques (températures, pluies, houles, courants, eaux usées, érosion et lessivage, etc.) (Pinault et Broudic, 2023 ; Broudic et al, 2024).

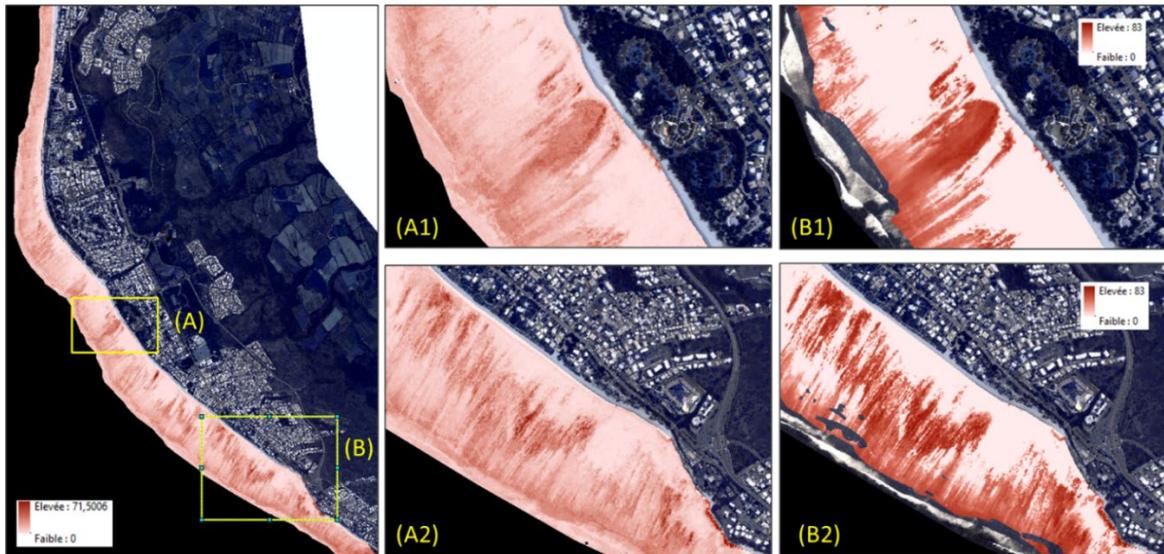


Figure 35 : Cartographie du recouvrement corallien par approche de modèle statistique type « Foret Aléatoire », utilisant l'ensemble des observations disponibles (A) en comparaison avec l'approche par indice spectral utilisant les données in situ du projet Hyscores (B).

Cette approche peut être généralisée à d'autres indicateurs de l'état de santé des récifs coralliens. A titre d'exemple, une autre variable, la vitalité corallienne a été modélisée sur la zone de la plateforme récifale. Cet indice permettrait de cartographier l'état de santé des récifs coralliens (**Figure 36**).

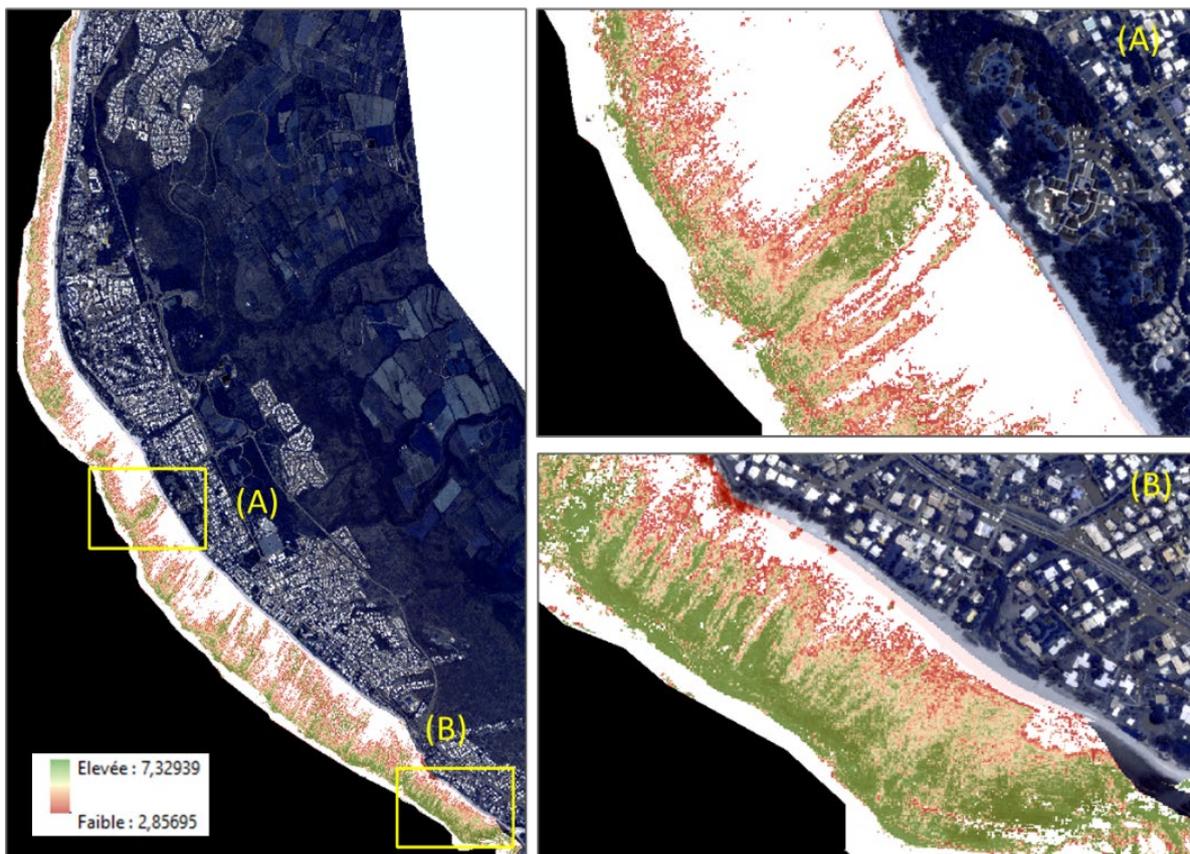


Figure 36 : Cartographie de la vitalité corallienne par approche de modèle statistique type « Foret Aléatoire », utilisant les observations du projet Utopian échantillonnées selon le protocole CORRAM.

9.1.2.2. En zone de Pente Externe

En complément de la zone de plateforme récifale, l'approche par modèle statistique a également été appliquée sur la zone de pente externe. La **Figure 37** montre les premiers résultats obtenus sur cette zone en comparant deux modèles statistiques types «Poisson» et «Forêt Aléatoire».

Ce résultat montre des différences en termes de distributions spatiales entre les deux modèles testés. Cependant la structure spatiale est préservée (pas de présence de coraux dans les sillons) quel que soit le modèle en comparaison avec la méthode de d'interpolation.

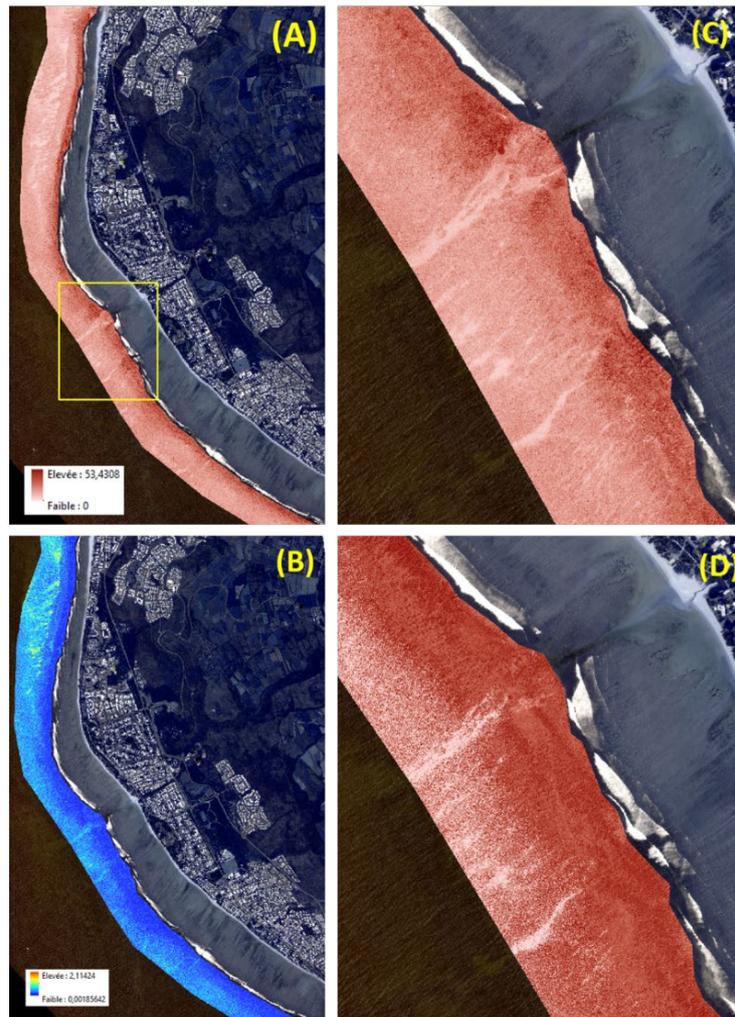


Figure 37 : Cartographie du recouvrement corallien par approche de modèle statistique type « Poisson», utilisant les observations du projet Utopian échantillonnées selon le protocole CORRAM (A), Carte des erreurs (B), Zooms montrant le résultat de distribution basé sur un modèle type « Poisson » (C) sur le modèle de type « Forêt Aléatoire » (D)

Remarque :

Ces résultats préliminaires montrent le potentiel de l'approche combinant les informations issues de l'imagerie satellite et les observations *in situ* issues des réseaux de surveillance. La méthode va cependant continuer à être consolidée par la suite du projet BioEOS dans le cadre de la convention avec le CNES et en lien avec les travaux de thèse en cours de Léo Broudic en intégrant d'autres variables physiques tel que l'hydrodynamisme.

9.2. Estimation des types de fond par les capteurs hyperspectraux

L'estimation de l'abondance des principaux types de fond à partir des images des capteurs hyperspectraux a pu être réalisée par inversion du modèle physique de transfert radiatif. La **Figure 38** montre le résultat de la correction de l'effet de l'eau pour les capteurs PRISMA et EnMAP.

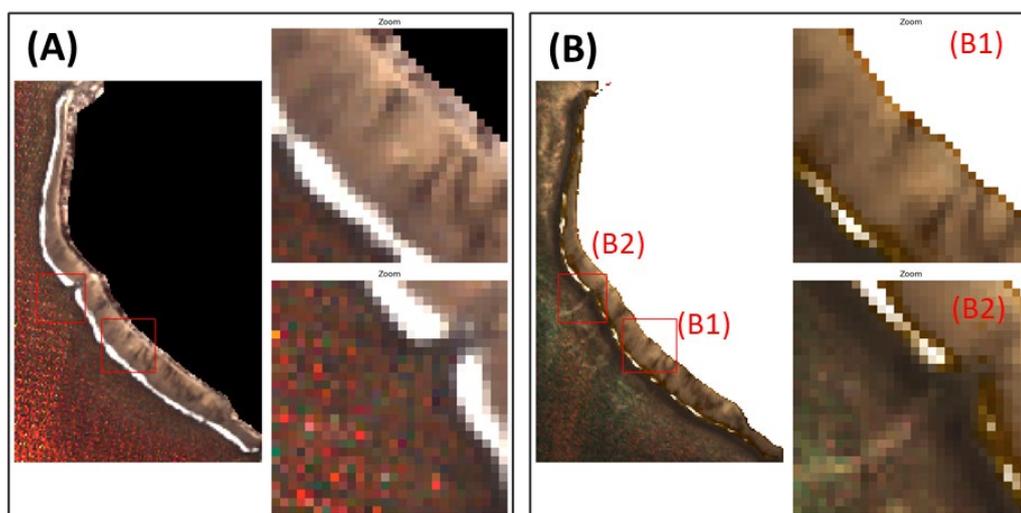


Figure 38 : Visualisation RGB en fausses couleurs des types de fonds d'image issues de la correction de l'effet de l'eau appliquée à des images acquises en 2022 par le capteur PRISMA (A) et en 2024 par le capteur EnMAP (B)

Visuellement, les résultats de la correction de l'effet de l'eau semblent cohérents. Sur la pente externe, les données PRISMA ne permettent pas de distinguer les types de fonds, tandis que les zones de sillons peuvent être identifiées sur les images EnMAP.

Concernant les estimations des types de fonds par inversion (**Figure 39** à **Figure 42**), les résultats semblent montrer que l'algorithme d'inversion est sensible aux paramétrisations du modèle d'inversion utilisé. La paramétrisation la plus cohérente a été choisie en comparant les résultats de couverture corallienne estimée aux valeurs mesurées *in situ*, et en utilisant les résultats de la thèse de Tristan Petit (2017). Pour cette configuration, les résultats spatiaux semblent être cohérents dans la zone de plateforme récifale, en particulier au sud. En pente externe, seul EnMAP est en mesure de porter de l'information du fond sur les images.

Concernant les algorithmes de fusion, la méthode de fusion Brovey semble injecter du détail, tandis que la méthode GS ne semble pas changer beaucoup par rapport aux références (image hyperspectrale originale et image hyperspectrale interpolée). Ces résultats semblent montrer que le choix de la paramétrisation des algorithmes d'inversion, ainsi que le choix des algorithmes de fusion peut bénéficier de la comparaison avec des données terrains. L'intégration des traitements dans une approche statistique telle que décrite dans la section précédente semble donc être une direction prometteuse pour améliorer la spatialisation des types de fond.

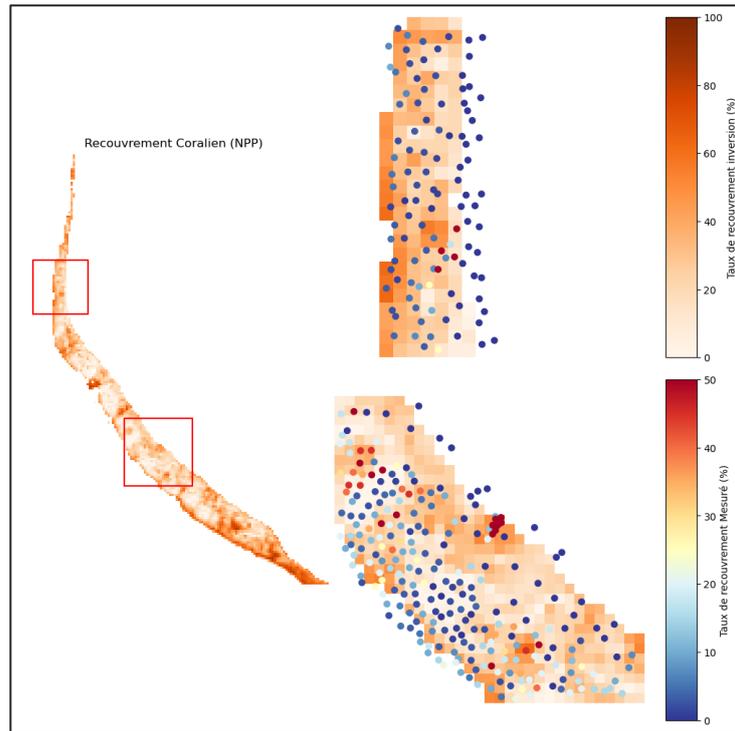


Figure 39 : Comparaison de la couverture corallienne mesurée *in situ* avec son estimation par inversion du modèle de transfert radiatif pour une image PRISMA sans amélioration de la résolution par fusion

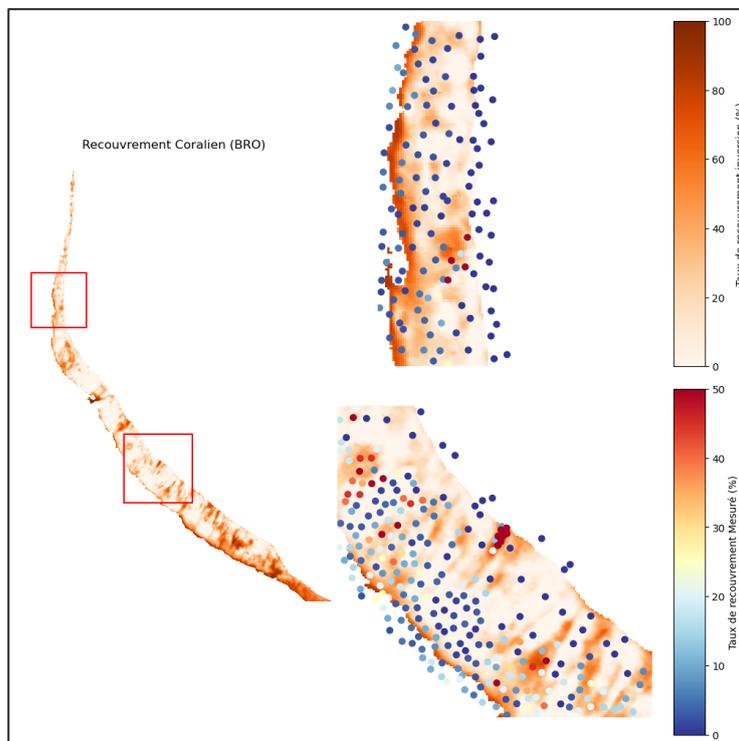


Figure 40 : Comparaison de la couverture corallienne mesurée *in situ* avec son estimation par inversion du modèle de transfert radiatif pour une image PRISMA avec fusion par l'algorithme de Brovey.

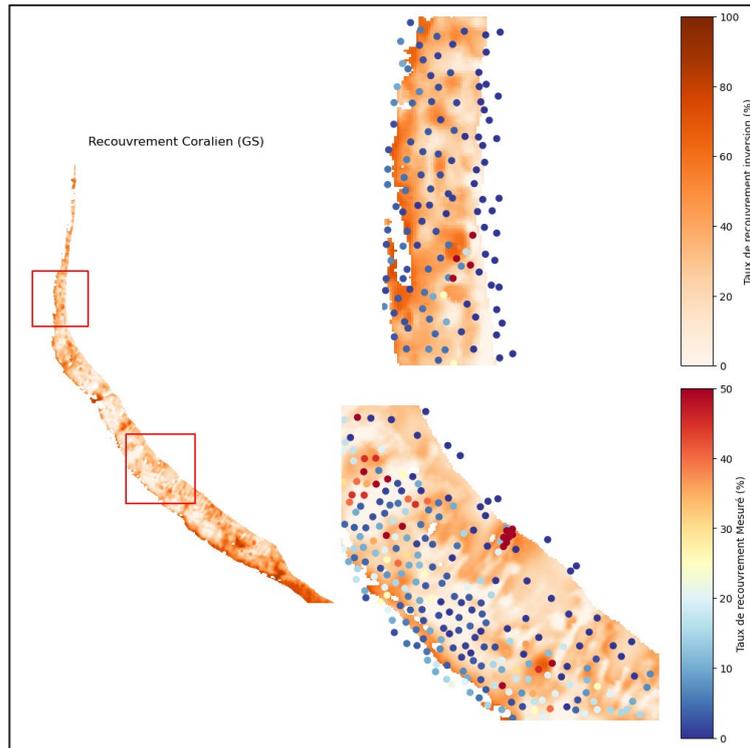


Figure 41 : Comparaison de la couverture corallienne mesurée *in situ* avec son estimation par inversion du modèle de transfert radiatif pour une image PRISMA avec fusion par l'algorithme GS

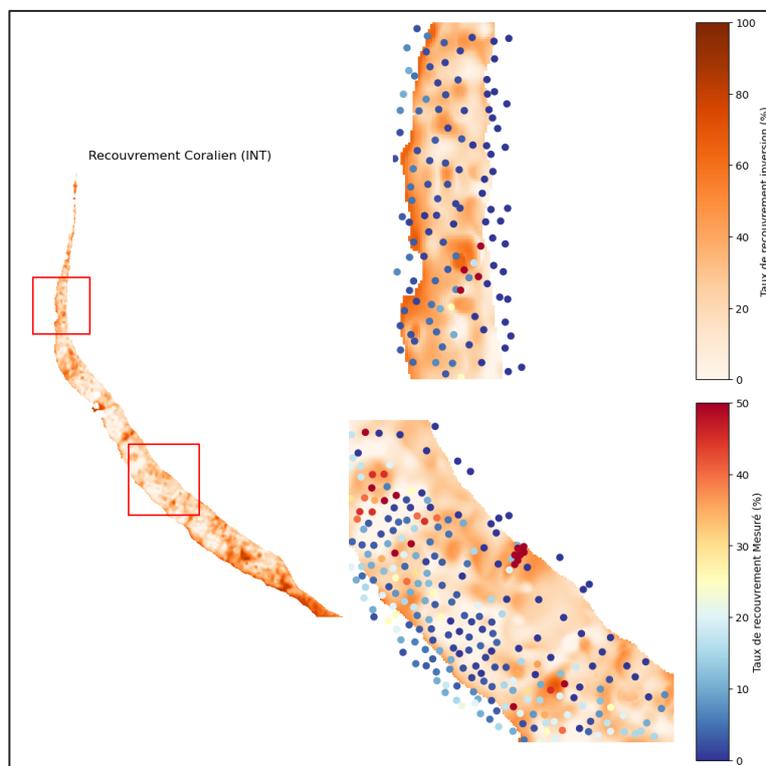


Figure 42 : Comparaison de la couverture corallienne mesurée *in situ* avec son estimation par inversion du modèle de transfert radiatif pour une image PRISMA avec fusion par méthode d'interpolation.

BANCARISATIONS DES PRODUITS Portail Sextant



10. Bancarisation des données

Les résultats issus des traitements réalisés dans le cadre du projet BioEOS ont été produits dans des formats standardisés : "shape" (SHP) pour les données vectorielles et "GeoTiff" (TIF) pour les formats raster. Leur utilisation est ainsi rendue possible avec tous les outils SIG classiques. Ces produits ont été diffusés via l'Infrastructure du système d'information Sextant de l'Ifremer, tel que prévu par la convention. Les formats de diffusion sont également compatibles pour un accès via d'autres portails de nationaux de référence (ex. ODATIS).

10.1. Liste des informations diffusées

Le tableau ci-dessous montre une description des produits finaux qui ont été validés par l'équipe du projet BioEOS et bancarisées dans Sextant.

HABITAT	DESCRIPTION	TYPE	NOM DES COUCHES*
Herbiers	Suivi spatio-temporel des herbiers de la Réunion par imagerie satellitaire Pléiades sur la période entre 2013 et 2023.	Vecteur	BIOEOS_SG_RUN_PLEI_MAP_20130305
			BIOEOS_SG_RUN_PLEI_MAP_20130820
			BIOEOS_SG_RUN_PLEI_MAP_20140105
			BIOEOS_SG_RUN_PLEI_MAP_20160624
			BIOEOS_SG_RUN_PLEI_MAP_20170522
			BIOEOS_SG_RUN_PLEI_MAP_20180515
			BIOEOS_SG_RUN_PLEI_MAP_20190418
			BIOEOS_SG_RUN_PLEI_MAP_20210429
			BIOEOS_SG_RUN_PLEI_MAP_20220701
			BIOEOS_SG_RUN_PLEI_MAP_20230413
Récif Coralliens	Couvertures coralliennes de la plateforme récifale de Saint-Gilles/l'Hermitage à La Réunion : Cartographie par imagerie satellite Pléiades de 2013 à 2023.	Raster	BIOEOS_CR_RUN_PLEI_LCC_20130820
			BIOEOS_CR_RUN_PLEI_LCC_20140105
			BIOEOS_CR_RUN_PLEI_LCC_20160624
	Tendance d'évolution de la couverture corallienne de la plateforme récifale de Saint-Gilles/l'Hermitage à La Réunion entre 2013 à 2023	Vecteur	BIOEOS_CR_RUN_PLEI_LCC_20170522
			BIOEOS_CR_RUN_PLEI_LCC_20180515
			BIOEOS_CR_RUN_PLEI_LCC_20190418
			BIOEOS_CR_RUN_PLEI_LCC_20200531
			BIOEOS_CR_RUN_PLEI_LCC_20210429
			BIOEOS_CR_RUN_PLEI_LCC_20220701
			BIOEOS_CR_RUN_PLEI_LCC_20231005
			BIOEOS_CR_RUN_PLEI_CCV_2013-2023
Bathymétrie	Données bathymétriques	Raster	BIOEOS_TF_RUN_PNEO_BAT_PR_20231120
			BIOEOS_TF_RUN_PNEO_BAT_PE_20231120

* Codes utilisés pour harmoniser les noms des couches produites dans le cadre de BioEOS : SG = Seagrass, CR= Coral Reef, TF=Topographic Feature, RUN=La Réunion, PLEI=Pléiades, PNEO= Pléiades NEO, MAP=Cartographie, LCC=Live Coral Cover, CCV=Coral Cover Variation et BAT=Bathymétrie.

10.2. Fiches de métadonnées

Sextant permet la consultation et le téléchargement de l'ensemble des résultats intégrés. Pour cela, chaque jeu de données a été associé à une fiche de métadonnée le décrivant.

La **Figure 43** montre un aperçu de l'interface de consultation des fiches de métadonnée via Sextant.

The screenshot shows the Sextant web interface. At the top, there is a dark blue header with the Sextant logo and the text 'Sextant Infrastructure de données géographiques marines et littorales'. Navigation tabs include 'CATALOGUE', 'CARTE', and 'MES TÉLÉCHARGEMENTS', along with a 'S'IDENTIFIER' button. The main content area displays the title 'Evolution de la couverture corallienne de la plateforme récifale de Saint-Gilles / l'Hermitage à La Réunion entre 2013 et 2023'. A summary text explains the data source (10 satellite images) and the analysis method (Pearson correlation). A 'Généalogie' section details the data acquisition process. A 'Contraintes' section lists the CC-BY-NC-SA license. On the right, there is an 'Accès aux données' button with a download icon, and two images: an underwater photo of coral and a map of the reef platform.

Sextant
Infrastructure de données géographiques marines et littorales

CATALOGUE CARTE MES TÉLÉCHARGEMENTS S'IDENTIFIER

Evolution de la couverture corallienne de la plateforme récifale de Saint-Gilles / l'Hermitage à La Réunion entre 2013 et 2023 Afficher Retour

Dans le cadre du projet BioEOS, l'évolution temporelle de la couverture en corail vivant a été estimée sur la plateforme récifale de Saint-Gilles / l'Hermitage à partir de 10 images satellites Pléiades acquises entre le 20 août 2013 et le 05 octobre 2023. Le calcul des corrélations linéaires permet de mettre en évidence les tendances locales à l'échelle d'une surface de 100m² (polygones carrés de 10m x 10m). Un coefficient de corrélation de Pearson inférieur à 0,05 permet de valider l'hypothèse d'une corrélation linéaire entre les données (CCV vs temps), et d'identifier ainsi

Accès aux données

Date(s) 19-02-2025 (Publication)
01-02-2025 (Création)
20-08-2013 → 05-10-2023 (Couverture temporelle)

Auteur(s) Mouquet Pascal (IRD)
Bajjouk Touria (IFREMER)

Source Projet BioEOS

Généalogie Ces données de recouvrement corallien ont été produites dans le cadre du projet BioEOS. La méthodologie utilisée est la suivante :

1. Acquisition de scènes satellites Pléiades sur la plateforme récifale de Saint-Gilles / l'Hermitage entre 2013 et 2023, issues de la base de données Kalidéos Réunion. Ces données sont orthorectifiées et calibrées en réflectance à l'aide d'une chaîne spécifiquement développée par

Contraintes Limitation d'utilisation : CC-BY-NC-SA (Creative Commons - Attribution, Pas d'utilisation commerciale, Partage dans les mêmes conditions)

Figure 43 : Illustration de l'interface de consultation des fiches de métadonnées via Sextant

11. Conclusion

Labelisé par le SCO (*Space for Climate Observatory*) et soutenu par le CNES, le projet BioEOS (*BIOdiversity Earth Observation and monitoring at régional Scale*) propose d'utiliser l'imagerie satellite pour extraire des métriques permettant de quantifier et suivre, via des proxys, la biodiversité côtière. L'objectif principal, qui est de répondre à un réel besoin de connaissances spatio-temporelles sur la biodiversité, est mis en exergue, notamment dans les territoires d'outre-mer :

(i) en caractérisant la distribution spatiotemporelle de la biodiversité par analyse des séries temporelles d'images satellite multi-capteurs (Pléiades, Pléiades NEO, Sentinel-2, Prisma et EnMap).

(ii) en cartographiant les changements et produisant des indicateurs pour rendre compte de l'impact des changements globaux sur la dynamique spatio-temporelle de l'état de la biodiversité des écosystèmes côtiers.

Bénéficiant d'un soutien financier complémentaire d'un contrat de convergence et de transformation de La Réunion (Préfecture de La Réunion en lien avec le SGAR et la DEAL), le choix s'est porté dans un premier temps sur le site de La Réunion pour la mise en place des chaînes de traitements, avant de les appliquer sur les autres sites d'étude du projet.

Les travaux menés jusqu'à présent dans le cadre de BioEOS ont permis de générer des connaissances spatialisées sur la bathymétrie, les herbiers et les récifs coralliens de l'île de La Réunion.

Concernant la bathymétrie, deux approches d'estimation ont été implémentées : l'inversion de modèle de transfert radiatif appliquée à des images hyperspectrales et la méthode empirique pour les données issues de capteur multispectraux. Les résultats obtenus jusqu'à présent nous permettent de souligner que le capteur EnMAP reste avantageux pour l'estimation de la bathymétrie en zone de pente externe comparé à PRISMA. Les résultats semblent également montrer que le choix de la paramétrisation des algorithmes d'inversion, ainsi que le choix des algorithmes de fusion peut bénéficier de la comparaison avec des données de terrain.

S'agissant de l'estimation de la bathymétrie par la méthode empirique, au-delà de sa dépendance aux données d'entraînement disponibles, elle semble davantage sensible à divers facteurs (types de fonds, état de surface). Appliquée aux capteurs multispectraux, Pléiades et Pléiades NEO, elle permet de générer des informations bathymétriques à très haute résolution spatiale (2m et 1,2m respectivement).

Pour le suivi de l'évolution des herbiers : les résultats de l'évolution de la distribution des herbiers entre 2013 et 2023 montrent (i) qu'en dehors d'une zone réduite au nord, cet habitat a quasiment disparu sur le site de La Réunion et (ii) que la dynamique spatio-temporelle n'est pas identique selon les secteurs. Les disparitions semblent s'accélérer entre 2019 pour le Sud et 2021 pour le Nord. Les facteurs de progression et de dégradation des herbiers méritent d'être étudiés plus en détail.

S'agissant des récifs coralliens : l'approche basée sur la combinaison d'indice spectral et les données *in situ* a permis de cartographier la couverture corallienne vivante (entre 0 et 100%) de la plateforme récifale de l'Hermitage à 2m de résolution pour les 10 dates entre 2013 et

2023. Ceci nous a permis de mettre en évidence les tendances à la progression, à la régression ou à la stabilité de la couverture corallienne en fonction du temps. Cette méthode ne permet pas de mettre en évidence des tendances qui seraient non linéaires. Cependant la localisation des changements mis en évidence (à la hausse, à la baisse ainsi que les zones stables) reflètent bien les tendances observées sur les images et au niveau du terrain.

Une seconde approche en cours de consolidation dans le cadre du projet BioEOS est relative à la modélisation statistique intégrant les données *in situ* et les variables issues de l'imagerie satellite (géomorphologie et indices spectraux). Elle permet également de générer des informations spatialisées du taux de recouvrement corallien. Malgré des niveaux de valeurs de recouvrement corallien moins élevées pour l'approche de modélisation statistique, la comparaison avec la cartographie corallienne produite par l'approche Indice spectral montre que les deux distributions présentent des patterns spatiaux similaires. Cependant, cette approche a permis de produire en plus une cartographie du recouvrement corallien en pente externe ainsi qu'une carte de vitalité corallienne de la plateforme récifale. L'intégration des traitements dans une approche statistique telle que décrite dans les sections précédentes semble donc être une direction prometteuse pour améliorer la spatialisation des types de fond.

Les travaux menés dans le cadre de ce projet BioEOS soulignent l'importance de la synergie entre données *in situ* et imagerie satellite afin de produire les informations les plus riches et les plus précises pour les besoins de gestion des écosystèmes côtiers. D'autres possibilités de travaux sont en perspective pour enrichir et améliorer les informations extraites concernant ces écosystèmes vulnérables que sont les herbiers et les récifs coralliens.

Pour la suite du projet BioEOS, les chaines de traitements mises en place sur le site de La Réunion vont pouvoir ainsi être améliorées, étendues et/ou adaptées à l'ensemble des trois autres sites d'étude dans le cadre de la convention avec le CNES.

12. Références

Académie des sciences, 1995. Biodiversité et environnement. Rapport N° 33Ed. Technique & documentation – Lavoisier. 88 p.

Aminot A. et Kérouel R., 2004. Hydrologie des écosystèmes marins. Paramètres et analyses. 336p.

Andersen, J. H., Manca, E., Agnesi, S., Al-Hamdani, Z., Lillis, H., Mo, G., ... & Vasquez, M. (2018). European broad-scale seabed habitat maps support implementation of ecosystem-based management. *Open Journal of Ecology*, 8(02), 86-103.

Bae S. et al., 2019. Radar vision in the mapping of forest biodiversity from space, *Nature Communications*, 10:4757. 10.1038/s41467-019-12737-x

Bajjouk, T., Jauzein, C., Drumetz, L., Dalla Mura, M., Duval, A., & Dubois, S. F. (2020). Hyperspectral and lidar: complementary tools to identify benthic features and assess the ecological status of Sabellaria alveolata reefs. *Frontiers in Marine Science*, 7, 804.

Bajjouk T., Minghelli A., Mouquet P., Duval M., Chami M., Bonhommeau S., Tancray A., Ravitchandirane M., Illien V., Lazennec A., Broudic L., Germain T., 2024. Projet SCO-BioEOS : enjeux, objectifs, approche et bilan de la campagne d'acquisition in situ sur le site de La Réunion. Rapport de phase1 version 1.1. Conventions Ifremer-CNES (22/1002917) et Ifremer-Préfecture de La Réunion/SGAR (22/1002992), 39 p.

Bajjouk, T., Mouquet, P., Ropert, M., Quod, J. P., Hoarau, L., Bigot, L., & Populus, J. (2019). Detection of changes in shallow coral reefs status: Towards a spatial approach using hyperspectral and multispectral data. *Ecological Indicators*, 96, 174-191.

Bioucas-Dias J. M., A. Plaza, N. Dobigeon, M. Parente, Q. Du, P. Gader, and J. Chanussot (2012), "Hyperspectral unmixing overview: geometrical, statistical, and sparse regression-based approaches", *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, vol. 5, no. 2, pp. 354-379.

Brando, V.E., Anstee, J.M., Wettle, M., Dekker, A.G., Phinn, S.R., Roelfsema, C., 2009. A physics based retrieval and quality assessment of bathymetry from suboptimal hyperspectral data. *Remote Sens. Environ.* 113, 755–770.

BROUDIC, L., PINAULT, M. (2022). UTOPIAN – Identification des zones d'enjeu prioritaires de conservation au sein des platiers récifaux de La Réunion. 29 p + annexes.

Broudic, L., Pinault, M., Claud, R, (2023). UTOPIAN 2023-2024 – Etat Ecologique des récifs coralliens de La Réunion. 24 p + annexes

Broudic, L., Pinault, M., Claud, R, (2024). UTOPIAN 2023-2024 – État écologique des récifs coralliens de La Réunion. 30 p + annexes.

Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D.S., Naeem, S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59–67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>

- Carpenter, K.E., Abrar, M., Aeby, G., Aronson, R.B., Banks, S., Bruckner, A., Chiriboga, A., Cortés, J., Delbeek, J.C., DeVantier, L. and Edgar, G.J., 2008. One-third of reef-building corals face elevated extinction risk from climate change and local impacts. *Science*, 321(5888), pp.560-563.
- Costion C.M., Simpson L., Pert P.L., Carlsen M.M., John Kress W., Crayn D., 2015. Will tropical mountaintop plant species survive climate change? Identifying key knowledge gaps using species distribution modelling in Australia. *Biological Conservation*, 191:322-330. 10.1016/j.biocon.2015.07.022
- Cordier, E. (2007). Dynamique hydrosédimentaire du récif frangeant de l'Hermitage / La Saline (La Réunion) : Processus physiques et flux sédimentaires. 208. <https://theses.hal.science/tel-00321180>
- Cuet, P. (1989). Influence des résurgences d'eau douce sur les caractéristiques physicochimiques et métabolique' de l'écosystème récifal à la Réunion. Doctorat en Chimie' de l'Environnement, Université d'Aix- Marseille III, Marseille. 295 pp.
- Cuet, P., Atkinson, M., Blanchot, J., Casareto, B., Cordier, E., Falter, J., Frouin, P., Fujjimura, H., Pierret, C., Susuki, Y., and Tourrand, C. (2011). CNP budgets of a coral-dominated fringing reef in La Reunion, France : coupling of oceanic phosphate and groundwater nitrate. *Coral Reefs*. <https://doi.org/10.1007/s00338-011-0744-4>
- Cuet, P., Jouvenot, F., Lagoutte, E., Mouquet, P., Pennober, G., Révillion, C., ... & Cammas, J. P. (2023). Compte-rendu d'exécution final du projet FEDER «RENOVRISK TRANSFERT». Observatoire des sciences de l'univers de La Réunion (OSU-R). <https://hal.science/hal-04586178v2>
- Loreau, M., S. Naeem, P. Inchausti, J. Bengtsson, JP Grime, A Hector, DU Hooper, MA Huston, D. Raffaelli, B Schmid, D Tilman and DA Wardle. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* 294: 804-808. *Ecology Letters*, 16(2), 140-150. COMMISSION EUROPÉENNE, 2011. COMMUNICATION DE LA COMMISSION AU PARLEMENT EUROPÉEN, AU CONSEIL, AU COMITÉ ÉCONOMIQUE ET SOCIAL EUROPÉEN ET AU COMITÉ DES RÉGIONS . La biodiversité, notre assurance-vie et notre capital naturel - stratégie de l'UE à l'horizon 2020. 17p.
- Dalla Mura, M., Benediktsson, J. A., Bovolo, F., & Bruzzone, L. (2008). An unsupervised technique based on morphological filters for change detection in very high resolution images. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 5(3), 433-437.
- Dalla Mura, M., Prasad, S., Pacifici, F., Gamba, P., Chanussot, J., & Benediktsson, J. A. (2015). Challenges and opportunities of multimodality and data fusion in remote sensing. *Proceedings of the IEEE*, 103(9), 1585-1601.
- Defoin-Platel, M., Chami, M., 2007. How ambiguous is the inverse problem of ocean color in coastal waters? *Journal of Geophysical Research* 112, C03004.
- Drumetz, L., Veganzones, M. A., Henrot, S., Phlypo, R., Chanussot, J., & Jutten, C. (2016). Blind hyperspectral unmixing using an extended linear mixing model to address spectral variability. *IEEE Transactions on Image Processing*, 25(8), 3890-3905.
- Duarte, C. M., Losada, I. J., Hendriks, I. E., Mazarrasa, I., & Marbà, N. (2013b). The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. *Nature Climate Change*, 3(11), 961-968.

Ferrier, S., 2011. Extracting more value from biodiversity change observations through integrated modeling. *Bioscience*, 61(2), pp.96-97.

Filippi, A. M., & Kubota, T. (2008). Introduction of spatial smoothness constraints via linear diffusion for optimization-based hyperspectral coastal ocean remote-sensing inversion. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 113

Ghamisi, P., Plaza, J., Chen, Y., Li, J., & Plaza, A. J. (2017). Advanced spectral classifiers for hyperspectral images: A review. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Magazine*, 5(1), 8-32.

Gogendeau P., 2022. A Smart multi-sensor system for marine animals with embedded geolocation. *Embedded Systems*. PhD Doctoral Thesis, Université de Montpellier. English. NNT : 2022UMONS058, 174 p.

Gohin Francis, Bryère Philippe, Lefebvre Alain, Sauriau Pierre-Guy, Savoye Nicolas, Vantrepotte Vincent, Bozec Yann, Cariou Thierry, Conan Pascal, Coudray Sylvain, Courtay Gaele, Françoise Sylvaine, Goffart Anne, Hernández Fariñas Tania, Lemoine Maud, Piraud Aude, Raimbault Patrick, Rétho Michael (2020). Satellite and In Situ Monitoring of Chl-a, Turbidity, and Total Suspended Matter in Coastal Waters: Experience of the Year 2017 along the French Coasts. *Journal Of Marine Science And Engineering*, 8(9), 665 (25p.). Publisher's official version: <https://doi.org/10.3390/jmse8090665> , Open Access version : <https://archimer.ifremer.fr/doc/00645/75669>

Harborne, A. R., P. J. Mumby, F. Micheli, C. T. Perry, C. P. Dahlgren, K. E. Holmes, and D. R. Brumbaugh. 2006 a. The functional value of Caribbean coral reef, seagrass and mangroves habitats to ecosystem processes. *Advances in Marine Biology* 50:57–190.

Hedley, J. D., A. R. Harborne, et P. J. Mumby. « Technical Note: Simple and Robust Removal of Sun Glint for Mapping Shallow-water Benthos ». *International Journal of Remote Sensing* 26, no 10 (mai 2005): 2107-2112. <https://doi.org/10.1080/01431160500034086>.

Hoarau, L., Mouquet, P., Ropert, M., Cu villier, A., Massé, L., Bonhommeau, S., ... & Bajjouk, T. (2023). Negative sea level anomalies with extreme low tides in the South-West Indian Ocean shape Reunion Island's fringing coral reef flats. *Ecological Indicators*, 154, 110508. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110508>

Ifremer (2021). *Etat de santé des récifs coralliens, herbiers marins et mangroves des outre-mer français*. Bilan 2020, 337 pp.

IPBES (2019): Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio, H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. Visseren-Hamakers, K. J. Willis, and C. N. Zayas (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pages. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3553579>

Jay, S., & Guillaume, M. (2011, June). Estimation of water column parameters with a maximum likelihood approach. In *2011 3rd Workshop on Hyperspectral Image and Signal Processing: Evolution in Remote Sensing (WHISPERS)* (pp. 1-4). IEEE.

- Krause-Jensen, D., & Duarte, C. M. (2016). Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. *Nature Geoscience*, 9(10), 737-742.
- Lyzenga, David, Norman Malinas, et F.J. Tanis. « Multispectral bathymetry using a simple physically based algorithm ». *Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on* 44 (1 septembre 2006): 2251-59. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2006.872909>.
- Jerlov N. G., 1968. *Optical oceanography*. Elservers, 194 pp.
- Lee, Z., Carder, K. L., Mobley, C. D., Steward, R. G., & Patch, J. S. (1998). Hyperspectral remote sensing for shallow waters. I. A semianalytical model. *Applied optics*, 37(27), 6329-6338.
- Lemahieu, A., Pennober, G., David, G., Lavigne, F., Pothin, K., & Gérard, L. (2013). Élaboration d'un protocole de suivi de la fréquentation au sein de la Réserve naturelle marine de la Réunion, Océan Indien. *Vertigo-la revue électronique en sciences de l'environnement*, 13(1).
- Loncan, L., De Almeida, L. B., Bioucas-Dias, J. M., Briottet, X., Chanussot, J., Dobigeon, N., ... & Tournier, J. Y. (2015). Hyperspectral pansharpening: A review. *IEEE Geoscience and remote sensing magazine*, 3(3), 27-46.
- Lorthiois, T., Doxaran, D., and Chami, M., 2012. Daily and seasonal dynamics of suspended particles in the Rhône River plume based on remote sensing and field optical measurements. *Geo-Marine Letters*, 32(2), 89-101.
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Lique, C., Braat, L., Berry, P., & Paracchini, M. L. (2013). Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action, 5, 1-58.
- Manessa, Masita Dwi Mandini, Ariyo Kanno, Masahiko Sekine, Eghbert Elvan Ampou, Nuryani Widagti, et Abd Rahman As-syakur. « Shallow-Water Benthic Identification Using Multispectral Satellite Imagery: Investigation on the Effects of Improving Noise Correction Method and Spectral Cover ». *Remote Sensing* 6, no 5 (mai 2014): 4454-72. <https://doi.org/10.3390/rs6054454>.
- Minghelli, A., Vadakke-Chanat, S., Chami, M., Guillaume, M., Migne, E., Grillas, P., & Boutron, O. (2021). Estimation of Bathymetry and Benthic Habitat Composition from Hyperspectral Remote Sensing Data (BIODIVERSITY) Using a Semi-Analytical Approach. *Remote Sensing*, 13(10), 1999.
- Minghelli-Roman, A., Goreac, A., Mathieu, S., Spigai, M., Gouton, P., 2009. Comparison of bathymetric estimation using different satellite images in coastal sea waters. *Int. J. Remote Sens.* 30, 5737-5750.
- Mouquet, P., Schultz, M., Revillion, C., Cuët, P., Pennober, G. (2025). Cartographie du recouvrement corallien par imagerie satellite à très haute résolution. Application aux données Sentinel-2, SPOT6/7, Pléiades et Pléiades NEO sur les récifs de la Réunion. Sous presse.
- NICET J.B., PINAULT M., BROUDIC L., WICKEL J., 2023. Evaluation de la superficie et de l'état écologique de l'herbier de l'Hermitage. Rapport pour le compte de la RNMR, 56 pages.
- Nicet J.B., Porcher M., Pennober G., Mouquet P., Alloncle N., Denis Y., Gabrié C., Dirberg G., Malfait G., Nicolas A., Pribat B., Ringelstein J., Tollis S., Quod J., Andréfouët S. (2015). Aide pour la réalisation et la commande de cartes d'habitats normalisées par télédétection en milieu récifal sur les territoires français. Guide de mise en œuvre à l'attention des gestionnaires.

Document de synthèse. IFRECOR, 25pages, août 2015, <http://www.ifrecor-doc.fr/items/show/1649>

Pinault, M., Broudic, L. 2023. UTOPIAN 2022-2023 – Identification des zones d'enjeu de conservation des récifs de la Réunion. 17 p + annexes.

Tristan Petit. Caractérisation des fonds marins et estimation bathymétrique par inversion de modèle de transfert radiatif : application à l'imagerie hyperspectrale en milieu coralien. Sciences de la Terre. Université de Bretagne occidentale - Brest, 2017. Français. (NNT : 2017BRES0023). (tel-01591456)

Petit, T., Bajjouk, T., Mouquet, P., Rochette, S., Vozel, B., & Delacourt, C. (2017). Hyperspectral remote sensing of coral reefs by semi-analytical model inversion—Comparison of different inversion setups. *Remote sensing of environment*, 190, 348-365.

Ropert, M., Mouquet, P., Bajjouk, T., Delacourt, C. (2016). HYScores : Cartographies hyperspectrales appliquées aux écosystèmes coralliens et à leur état de santé. RST-DOI/2016-04. 121 p. <http://dx.doi.org/10.13155/46122>

Schimel D.S., Asner G.P., Moorcroft P., 2013. Observing changing ecological diversity in the Anthropocene. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(3):129-137. 10.1890/120111

Schultz, M. Evaluation du potentiel de l'imagerie multispectrale satellitaire pour le suivi des récifs coralliens à La Réunion. *Sciences de l'environnement*. 2022. <https://hal.univ-reunion.fr/hal-04158803v1>

Thibaut, L. M., & Connolly, S. R. (2013). Understanding diversity–stability relationships: towards a unified model of portfolio effects. *Ecology Letters*, 16(2), 140-150.

Vivone, G., Alparone, L., Chanussot, J., Dalla Mura, M., Garzelli, A., Licciardi, G. A., ... & Wald, L. (2014). A critical comparison among pansharpening algorithms. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 53(5), 2565-2586.

Wilson, E.O., 2000. A global biodiversity map. *Science*, 289(5488), pp.2279-2279. Wilson, E.O., 2000. A global biodiversity map. *Science*, 289(5488), pp.2279-2279.