RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
Liberté
Égalité
Fraternité

Ifremer

Réhabilitation du Domaine Public Maritime du Bassin d'Arcachon : Impacts et potentiel de recolonisation par les herbiers de zostères - Secteur de Bourrut
Bilan d'activité 2019-2024

Département Océanographie et Dynamique des Écosystèmes – Unité Littoral
Laboratoire Environnement Ressources d'Arcachon

Rigouin Loïc, Lissardy Muriel, Ganthy Florian

Juin 2025
Rapport ODE/COAST/LER-AR/25.009

© Ifremer, Loïc Rigouin

Fiche documentaire

Titre du rapport : Réhabilitation du Domaine Public Maritime du Bassin d'Arcachon : Impacts et potentiel de recolonisation par les herbiers de zostères - Secteur de Bourrut : Bilan d'activité 2019-2024

Référence interne :
ODE/COAST/LER-AR/24.009

Diffusion
☒ libre (internet)
☐ restreinte (intranet)
☐ interdite (confidentielle)

Date de publication :
Juin 2025

Version : 1.0

Référence de l'illustration de couverture
Loïc Rigouin/ Bassin Arcachon / 2023

Langue(s) : Français

Résumé / Abstract :
Le projet s'intéresse à l'impact potentiel des travaux de réhabilitation nettoyage des friches ostréicoles sur les herbiers de zostères du Bassin d'Arcachon. Ce rapport traite des résultats du suivi réalisé dans le secteur de Bourrut où des travaux de réhabilitation du Domaine Public Maritime ont été initiés début 2020.

Mots-clés / Key words :
Travaux maritimes, herbiers de zostères, Bassin d'Arcachon.

Comment citer ce document :
Rigouin L., Lissardy M., Ganthy F., (2025). Réhabilitation du Domaine Public Maritime du Bassin d'Arcachon : Impacts et potentiel de recolonisation par les herbiers de zostères - Secteur de Bourrut : Bilan d'activité 2019-2024. ODE/COAST/LER-AR/25.009

Disponibilité des données de la recherche :

DOI :

Commanditaire du rapport :

Syndicat Intercommunal du Bassin d'Arcachon.

Nom / référence du contrat :

☐ Rapport intermédiaire
☒ Rapport définitif

Projets dans lesquels ce rapport s'inscrit (programme européen, campagne, etc.) :
Projet IDHEBARC : Programme de réhabilitation du domaine public maritime porté par le SIBA avec le soutien financier de l'Agence de l'eau Adour Garonne, La Région Nouvelle Aquitaine, l'Office Français de la Biodiversité et le Parc Naturel Marin du Bassin d'Arcachon.

Auteur(s) / adresse mail	Affiliation / Direction / Service, laboratoire
Florian Ganthy / florian.ganthy@ifremer.fr	ODE/COAST/LER AR
Loïc Rigouin / loic.rigouin@ifremer.fr	ODE/COAST/LER AR
Muriel Lissardy / muriel.lissardy@ifremer.fr	ODE/COAST/LER AR

Encadrement(s) :
Elvire Antajan

Destinataires :
Syndicat Intercommunal du Bassin d'Arcachon.

Validé par :
Elvire Antajan.

Sommaire

1. Contexte 6

2. Modélisation de l'impact potentiel des travaux et choix des sites suivis 7

2.1. Méthodes 7

2.2. Résultats de la modélisation et positionnement des sites suivis 8

3. Suivi de l'emprise des herbiers à proximité de la zone de travaux 11

3.1. Méthodes 11

3.2. Résultats 12

3.2.1. Emprise des herbiers de zostères avant travaux : automne 2019 12

3.2.2. Emprise des herbiers de zostères après la première phase de travaux : automne 2020 13

3.2.3. Emprise des herbiers de zostères après les trois phases de travaux : été 2021 14

3.2.4. Emprise des herbiers de zostères après les trois phases de travaux : été 2022 15

3.2.5. Emprise des herbiers de zostères après les trois phases de travaux : été 2023 16

3.2.6. Emprise des herbiers de zostères après les trois phases de travaux : été 2024 17

3.2.7. Évolution de l'emprise des herbiers de la zone entre 2019 et 2020 18

3.2.8. Évolution de l'emprise des herbiers de la zone entre 2020 et 2021 19

3.2.9. Évolution de l'emprise des herbiers de la zone entre 2021 et 2022 20

3.2.10. Évolution de l'emprise des herbiers de la zone entre 2022 et 2023 21

3.2.11. Évolution de l'emprise des herbiers de la zone entre 2019 et 2023 22

3.2.12. Évolution de l'emprise des herbiers de la zone entre 2019 et 2024 23

4. Suivi du recouvrement des herbiers 24

4.1. Méthodes 24

4.2. Résultats 25

4.2.1. Grille « Bourrut témoin » 25

4.2.2. Grille « Bourrut impactée » 26

4.2.3. Évolution du recouvrement entre 2019, 2020 et 2021 29

5. Suivi des sédiments 30

5.1. Méthodes 30

5.2. Résultats 31

5.2.1. Caractérisation et évolution du substrat sédimentaire 31

5.2.2. Évolution des sédiments superficiels 32

6. Suivi haute fréquence des paramètres environnementaux 34

6.1. Méthodes 34

6.1.1. Analyse des données 34

6.2. Résultats 40

6.2.1. Évolution temporelle des coefficients d'atténuation lumineuse 40

6.2.2. Évolution temporelle de la turbidité 42
6.2.3. Évolution temporelle des anomalies d'atténuation lumineuse 43
6.2.4. Évolution temporelle des anomalies de turbidité 44
6.2.5. Évolution de la distribution des anomalies d'atténuation lumineuse 44
6.2.6. Effets des travaux sur les courants et les flux sédimentaires 46

7. Evolution des zones réhabilitées 49

8. Conclusions 53

9. Références bibliographiques 54

10. Annexe 1 55

11. Annexe 2 57

1. Contexte

En 2019, le SIBA a sollicité le Laboratoire Environnement Ressources d'Arcachon-Anglet (LER AR) pour élaborer et mettre en œuvre des protocoles destinés à caractériser l'impact de la réhabilitation du Domaine Public Maritime (DPM) sur les herbiers de zostères localisés dans les zones adjacentes à ces opérations. Ces travaux peuvent en effet impacter les herbiers de manière **négative** (du fait de l'accélération des vitesses de courant conduisant à une augmentation de l'érosion et de la turbidité, …) ou **positive** (en augmentant les surfaces d'estran propices à l'implantation des herbiers de zostères).

Les opérations de réhabilitation dont traite ce document concernent le secteur de Bourrut dans lequel différentes phases de travaux ont été réalisées : une première phase du 10 février au 13 mars 2020, une seconde en novembre 2020 et une troisième en février-mars 2021. Ces travaux ont consisté en l'évacuation des déchets anthropiques (ferrailles et poches ostréicoles) et au nivellement de l'estran (à l'aide d'une dameuse).

Figure 1 : Carte de la zone de travaux.

Le protocole mis en œuvre pour effectuer ce suivi environnemental a été élaboré en partenariat avec le SIBA. Les suivis mis en œuvre à partir de l'été 2019 concernent :

- les herbiers de zostères (délimitation de l'emprise des herbiers autour du chantier, mesure des taux de recouvrement des zostères),
- les caractéristiques sédimentaires,
- les paramètres environnementaux (vitesses et directions des courants, caractéristiques des vagues et turbidité/éclairement).

Ce document décrit les méthodes utilisées et présente les résultats obtenus entre 2019, avant le début des travaux, et 2024, après les trois phases de travaux.

2. Modélisation de l'impact potentiel des travaux et choix des sites suivis

La position des sites dans lesquels les mesures du recouvrement des zostères doivent être réalisées a été déterminée sur la base de simulations numériques obtenues en utilisant le modèle MARS3D (description dans les paragraphes suivants). Ces mesures de taux de recouvrement visent à caractériser l'impact potentiel des travaux sur les herbiers en termes de turbidité. Ainsi, la modélisation permet de caractériser quelles zones seront ou non impactées par les panaches turbides générés par les travaux.

2.1. Méthodes

La plateforme de modélisation hydro-sédimentaire MARS (Model for Application at Regional Scale ; Lazure et Dumas, 2008) a été développée par l'Ifremer afin de simuler l'hydrodynamique et la dynamique sédimentaire depuis des échelles régionales jusqu'à des échelles très locales. Le module hydrodynamique calcule le niveau de la surface libre, la courantologie et les caractéristiques de la turbulence et intègre un module décrivant explicitement les interactions entre la végétation benthique (ici les herbiers de zostères naines, *Nanozostera noltei*, et de zostères marines, *Zostera marina*) et l'hydrodynamique (Kombiadou *et al*., 2014). Le module de transport sédimentaire (Le Hir *et al*., 2011) décrit les principaux processus qui contrôlent le transport et la dynamique des sédiments cohésifs et non-cohésifs dans la colonne d'eau, et l'érosion de mélanges sédimentaires.

Le modèle MARS utilise le principe des modèles gigognes, qui consiste à construire une série de modèles emboités, d'emprise décroissante et de résolution croissante. Pour le cas du Bassin d'Arcachon, quatre modèles (rangs) sont ainsi construits (Figure 2), avec des résolutions respectives de 2500, 500, 235 et 65 mètres. Les rangs 0, 1 et 2 sont utilisés en 2 dimensions (2D), afin d'optimiser les temps de calculs (pas de temps respectifs de 300, 120 et 20 secondes), tandis que le rang 3 est utilisé en 3D avec 15 niveaux sur la verticale et un pas de temps de 3 secondes.

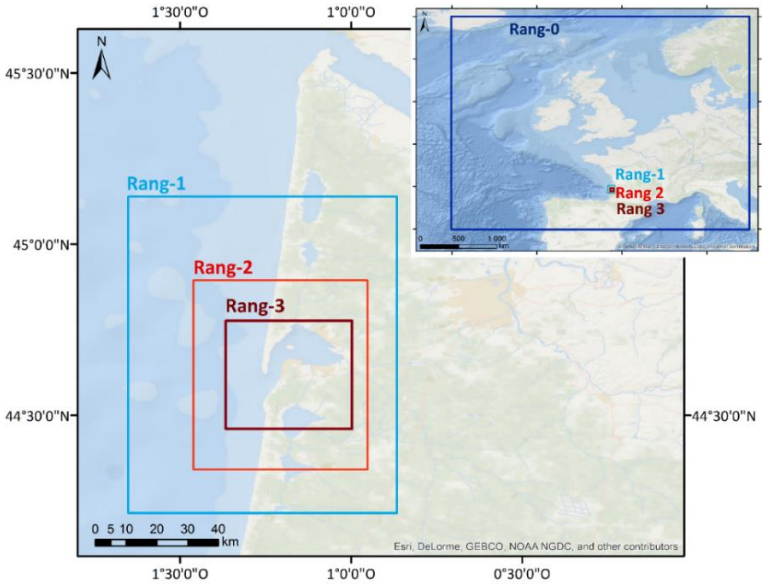

Figure 2 : Emprises spatiales des différents rangs du modèle MARS appliqué au Bassin d'Arcachon (Le système de coordonnées est ici le WSG84).

Pour simuler l'effet des travaux, on introduit dans le modèle un rejet d'eau chargée de sédiment en un point donné, puis on calcule le facteur de dilution au cours du temps. Dans notre cas, un débit liquide du rejet de 2 $m^3.s^{-1}$ a été choisi : il s'agit d'un compromis entre l'effet potentiel du rejet d'eau sur les courants locaux et les concentrations rejetées.

Le rejet d'eau chargée de trois classes sédimentaires (sables moyens, sables fins et vases) est réalisé dans la couche de fond. Les simulations réalisées sont relativement schématiques dans la mesure où la dynamique sédimentaire naturelle n'est pas prise en compte. Ainsi, mis à part les sédiments rejetés au point considéré, aucun autre sédiment n'est présent dans le domaine de simulation. Les concentrations calculées correspondent donc aux seules conséquences des travaux.

Un total de dix simulations a été réalisé, chacune prenant en compte un point de rejet différent (Figure 3, points A à J) et localisé dans l'emprise de la zone de travaux. Le rejet est effectué autour de la basse mer (période des travaux), lorsque la hauteur d'eau sur le point considéré est comprise entre 0 et 1 mètre, durant 16 marées consécutives en période de vive-eau. Après la fin du rejet, la simulation est poursuivie durant 6 jours (période au bout de laquelle l'impact des travaux sur les concentrations en matières en suspension devient négligeable). Pour chaque simulation, le percentile 75 des concentrations au fond (entre 0 et 0,5 m) est calculé en chaque maille du modèle pour la durée totale de la simulation. Les valeurs obtenues sont ensuite normalisées par la valeur maximale atteinte localement, de sorte à obtenir une carte représentant l'impact potentiel défini entre 0 (pas d'impact) et 10 (impact maximum). Les résultats des dix simulations (dix points de rejet) sont ensuite moyennés afin d'obtenir une carte globale de l'impact des travaux (Figure 3).

2.2. Résultats de la modélisation et positionnement des sites suivis

D'après les résultats du modèle pour les différents points de rejets testés (Figure 3), il apparaît que les travaux de réhabilitation du DPM auraient un impact sur les concentrations en suspension s'étendant des estrans du Courant et de la Nègue à l'ouest jusqu'aux estrans de Dispute et du Truc de Gorp à l'est. Bien que cet impact couvre une vaste zone, son intensité reste toutefois relativement limitée (niveau < 4), excepté dans certaines zones situées à proximité (est-nord-est) de la zone de travaux. Il convient de remarquer que l'impact des travaux, tant en extension qu'en intensité, varie fortement en fonction de leur localisation dans la zone (différents points de rejet).

D'une manière générale, l'estran le plus impacté par les travaux est situé à l'est-nord-est de la zone de travaux (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**Figure 3). Pour cette raison, la grille « Bourrut impactée » a été placée dans cette zone, tandis que la grille « Bourrut témoin » a été placée à environ 300 mètres au nord de la zone de travaux.

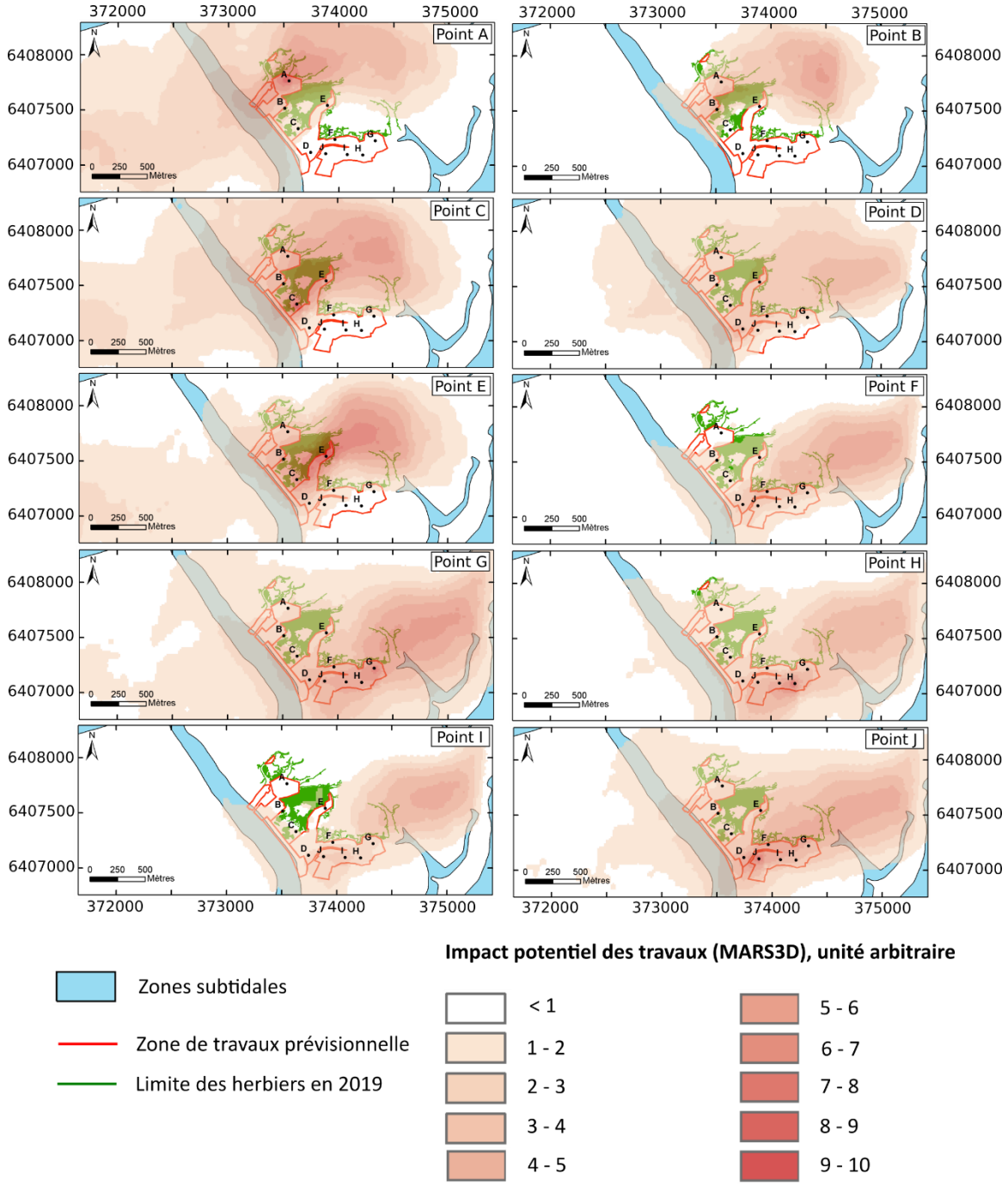

Figure 3 : Résultats détaillés de la modélisation de l'impact des travaux dans le secteur de Bourrut.

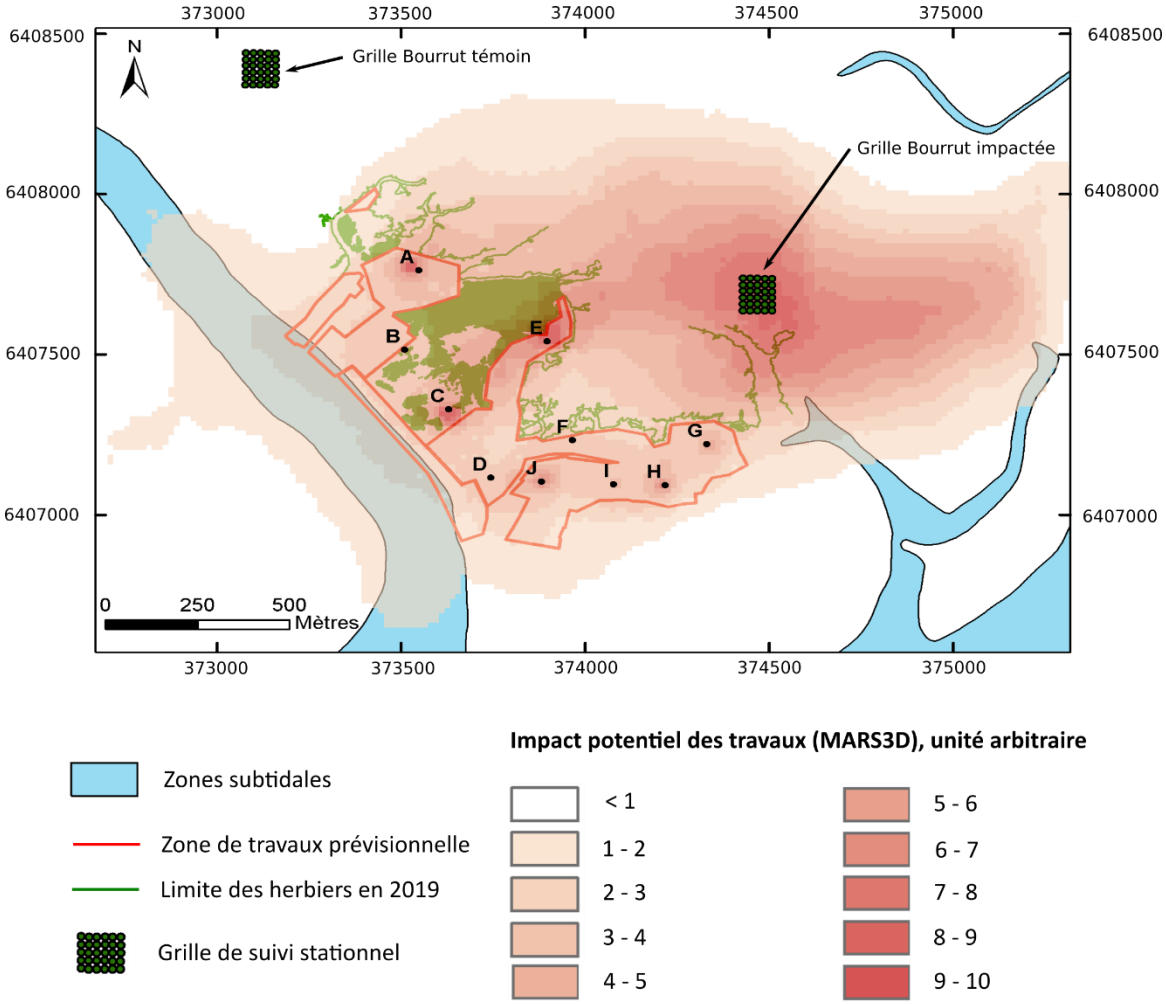

Figure 4 : Résultats synthétiques de la modélisation de l'impact des travaux dans le secteur de Bourrut.

3. Suivi de l'emprise des herbiers à proximité de la zone de travaux

L'emprise des zostères dans la zone de travaux a été cartographiée pendant l'été précédant les opérations (2019), en 2020 (après la première phase de travaux), en 2021 (après la seconde et la troisième phase de travaux) et en 2022 et 2023 (après la fin des travaux). Les herbiers de la zone seront à nouveau cartographiés à la même période encore une année (jusqu'à 3 ans après les derniers travaux).

3.1. Méthodes

En 2019 et 2020, la numérisation des limites d'herbier sur les estrans couvrant les zones intertidales localisées à proximité de la zone de travaux a été réalisée à l'aide d'un DGPS Trimble en cheminant sur l'estran. Les limites obtenues ont ensuite été post-traitées par correction différentielle à partir des stations de référence de l'IGN afin d'obtenir une précision de positionnement sub-métrique. Ces limites ont ensuite été traitées sous SIG (ArcMap et QGIS) afin d'obtenir des cartes représentant les limites d'herbiers de *Nanozostera noltei* à proximité de la zone d'étude.

En 2021 et 2022 la même méthode, utilisant un DGPS, a été utilisée pour relever les emprises d'herbier. À cette méthode est venue s'ajouter une orthomosaique géoréférencée acquise à l'aide d'un drone (DJI Phantom 4) sur l'ensemble du secteur. Ces images ont permis la numérisation d'une partie des limites (non parcourues avec le DGPS) et de valider les limites relevées au DGPS.

En 2023, l'emprise des herbiers a été cartographiée à l'aide d'une orthomosaique issue d'un survol drone. Les comparaisons effectuées en 2021 et 2022 entre l'utilisation d'un DGPS et l'image aérienne étant très concluantes, cela nous a permis de nous affranchir de parcourir l'estran avec un DGPS.

En 2024, les emprises cartographiées au cours de ces années n'étant pas toujours identiques, les évolutions surfaciques n'ont été calculées que sur les emprises cartographiées durant tous les suivis.

3.2. Résultats

3.2.1. Emprise des herbiers de zostères avant travaux : automne 2019

La carte des herbiers situés à proximité de la zone de travaux est présentée sur la Figure 5.

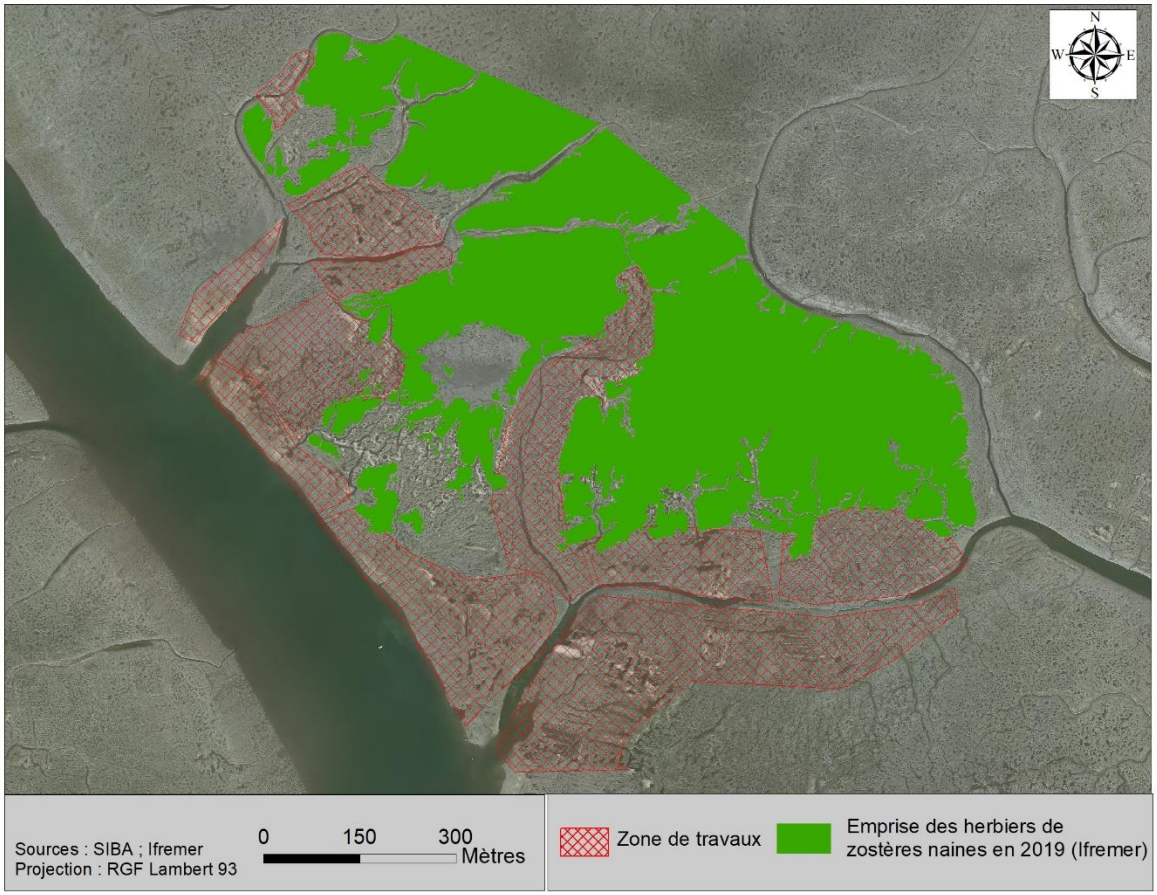

Figure 5 : Carte d'emprise des herbiers de Nanozostera noltei à l'automne 2019.

L'intégralité de la zone prospectée est colonisée par des herbiers de zostères naines plus ou moins denses dont certaines bordures se situent à proximité immédiate des zones concernées par les travaux.

3.2.2. Emprise des herbiers de zostères après la première phase de travaux : automne 2020

La Figure 6 représente l'emprise des herbiers de la zone à l'automne 2020.

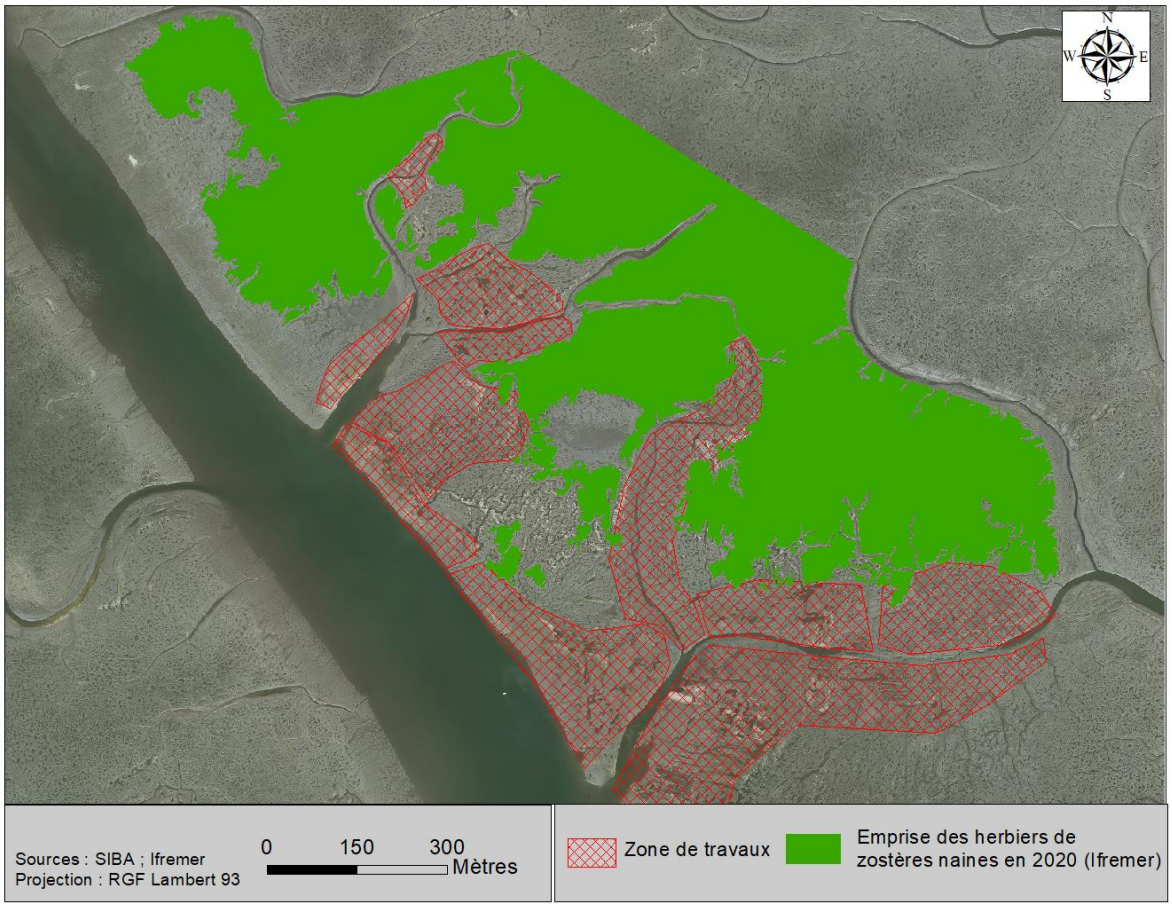

Figure 6 : Carte d'emprise des herbiers de Nanozostera noltei à l'automne 2020.

Comme en 2019, l'intégralité de la zone prospectée est colonisée par des herbiers de zostères naines plus ou moins denses dont certaines bordures se situent à proximité immédiate des zones concernées par les travaux.

3.2.3. Emprise des herbiers de zostères après les trois phases de travaux : été 2021

La Figure 7 représente l'emprise des herbiers de la zone à l'été 2021.

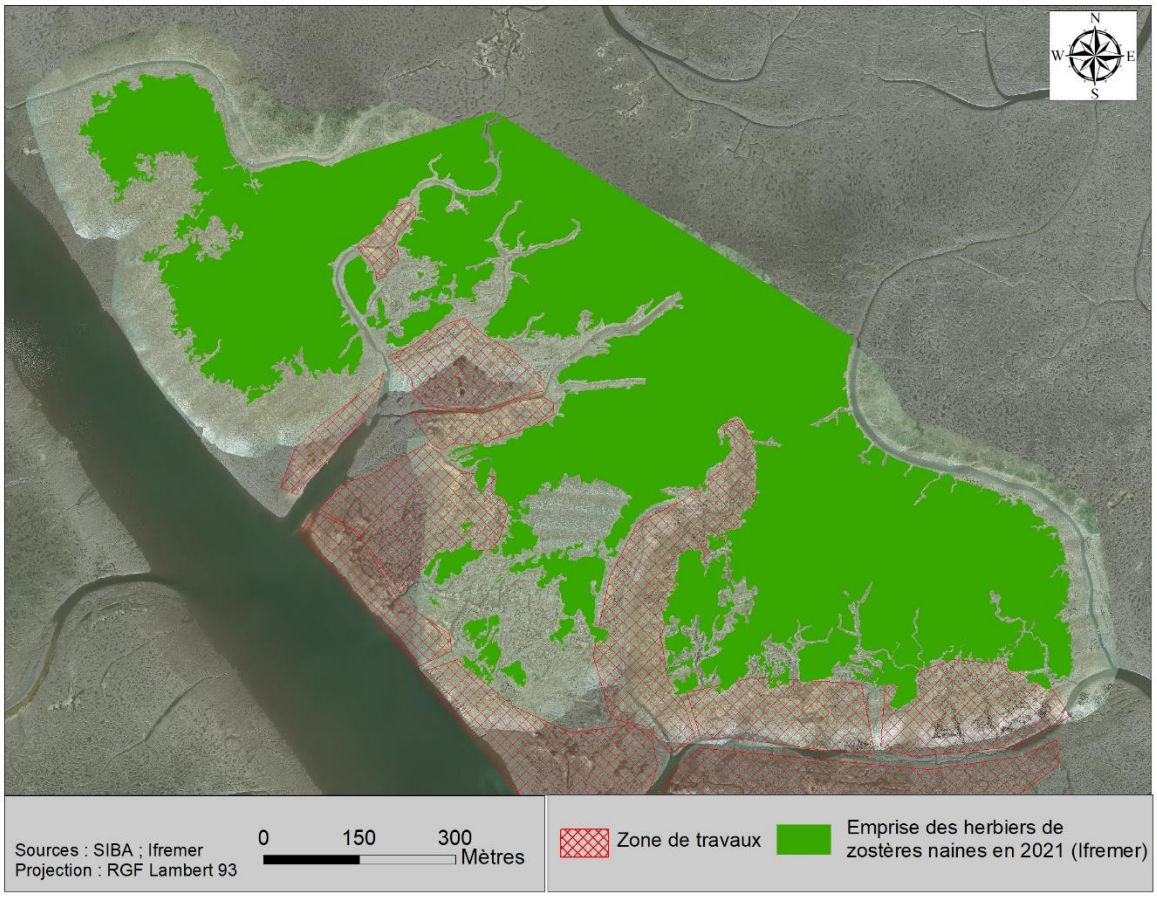

Figure 7 : Carte d'emprise des herbiers de Nanozostera noltei à l'été 2021.

Comme en 2019 et 2020, l'intégralité de la zone prospectée en 2021 est colonisée par des herbiers de zostères naines plus ou moins denses.

3.2.4. Emprise des herbiers de zostères après les trois phases de travaux : été 2022

La Figure 8 représente l'emprise des herbiers de la zone à l'été 2022.

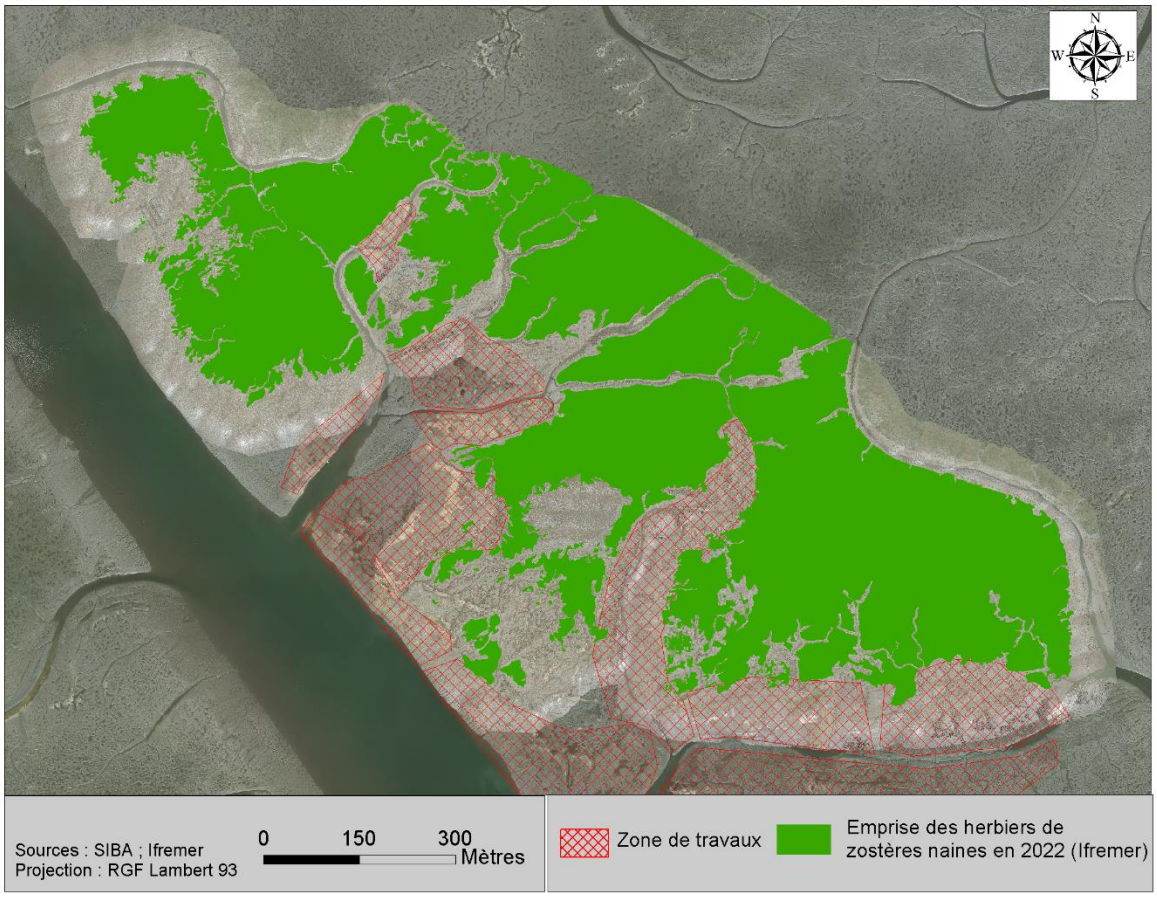

Figure 8 : Carte d'emprise des herbiers de Nanozostera noltei à l'été 2022.

Comme en 2019, 2020 et 2021, l'intégralité de la zone prospectée est colonisée par des herbiers de zostères naines plus ou moins denses.

3.2.5. Emprise des herbiers de zostères après les trois phases de travaux : été 2023

La Figure 9 représente l'emprise des herbiers de la zone à l'été 2023.

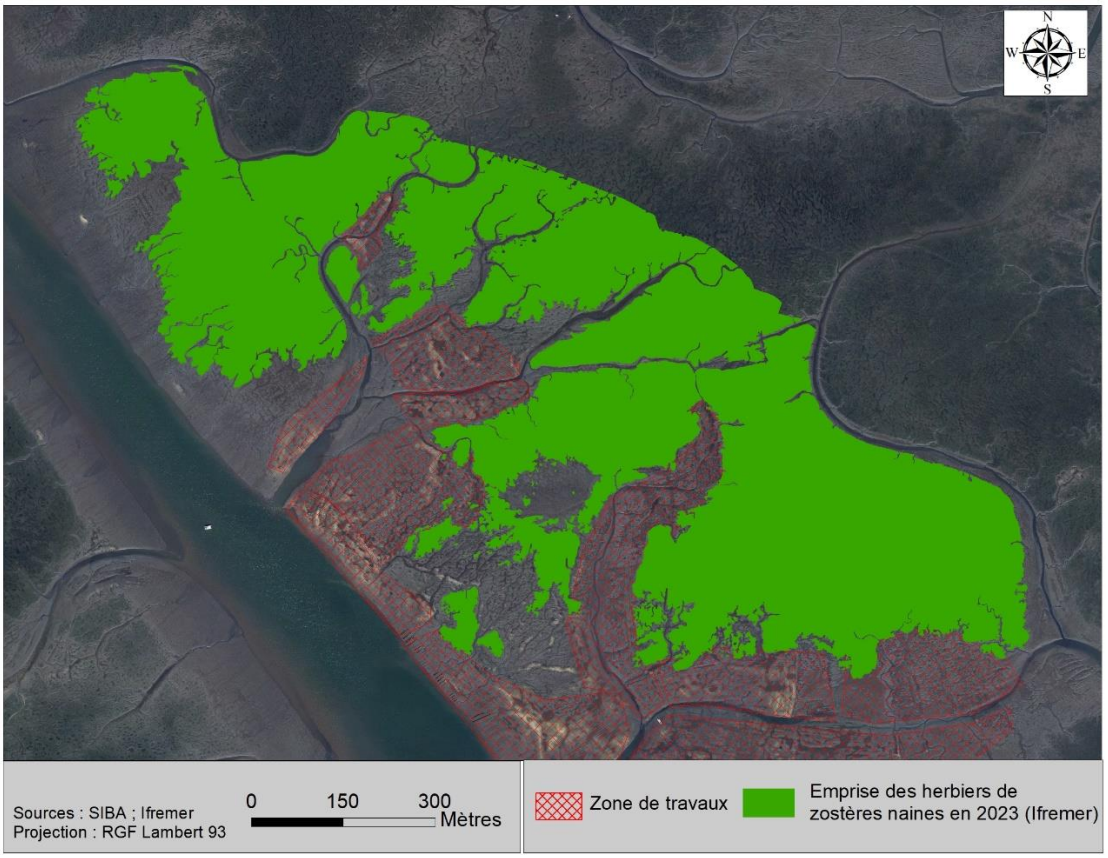

Figure 9 : Carte d'emprise des herbiers de Nanozostera noltei à l'été 2023.

Comme lors des précédentes années, l'intégralité de la zone prospectée est colonisée par des herbiers de zostères naines plus ou moins denses.

3.2.6. Emprise des herbiers de zostères après les trois phases de travaux : été 2024

En 2024, à la demande du SIBA, la zone prospectée a été modifiée afin de prendre en compte l'intégralité de la zone de travaux sur cet estran, et non plus seulement la surface de l'herbier, et d'estimer 3 ans après la fin des travaux si le substrat était propice à la recolonisation des herbiers notamment pour la partie sud-ouest du secteur où il n'y avait pas de présence d'herbier avant travaux.

La Figure 10 représente l'emprise des herbiers de la nouvelle zone prospectée à l'été 2024.

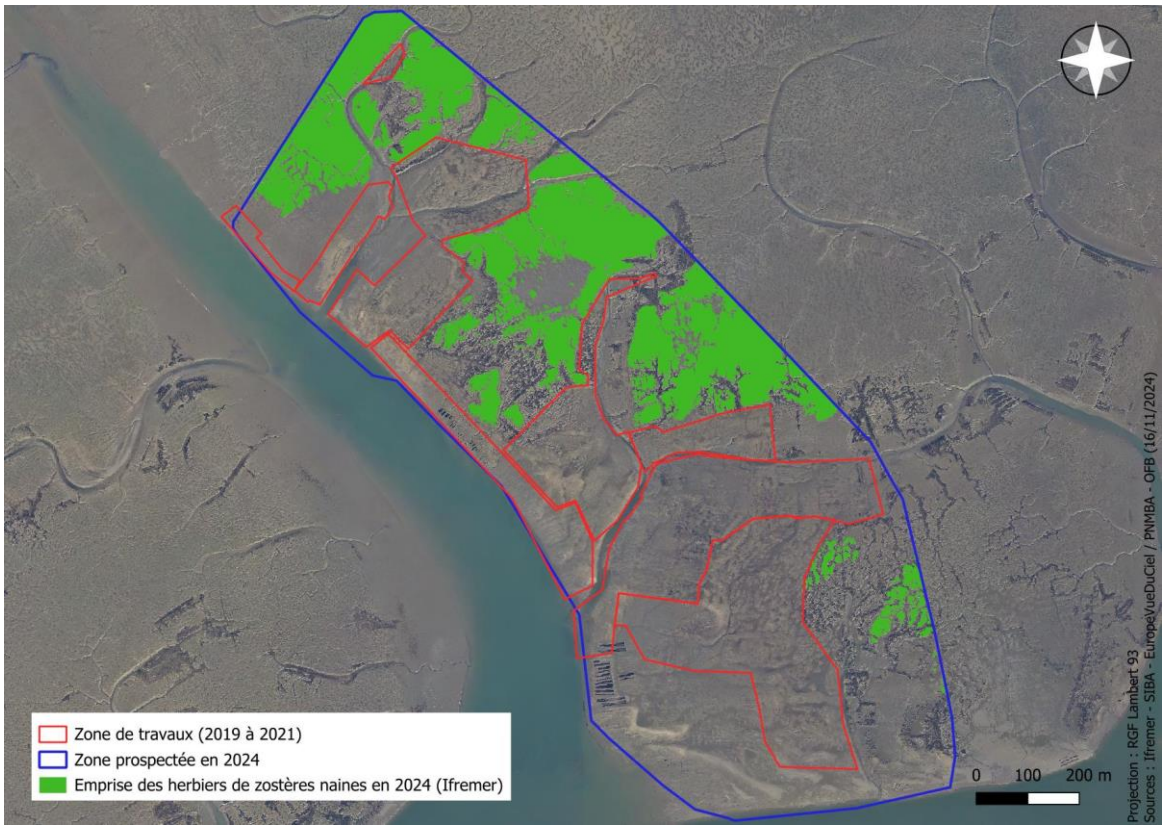

Figure 10 : Carte d'emprise des herbiers de Nanozostera noltei à l'été 2024.

Comme les années précédentes, sur la partie nord du secteur prospecté en 2024, on constate la présence d'herbiers plus ou moins denses. Concernant la partie sud du secteur, aucune présence de zostères n'a été mis en évidence en 2024, dans la zone réhabilitée (en rouge).

3.2.7. Évolution de l'emprise des herbiers de la zone entre 2019 et 2020

La figure 11 présente l'évolution de l'emprise des herbiers situés à proximité de la zone de travaux entre 2019 et 2020. Afin de comparer les données de 2019 et 2020 seules les emprises communes (issues d'un relevé GPS) aux deux années de suivi ont été retenues.

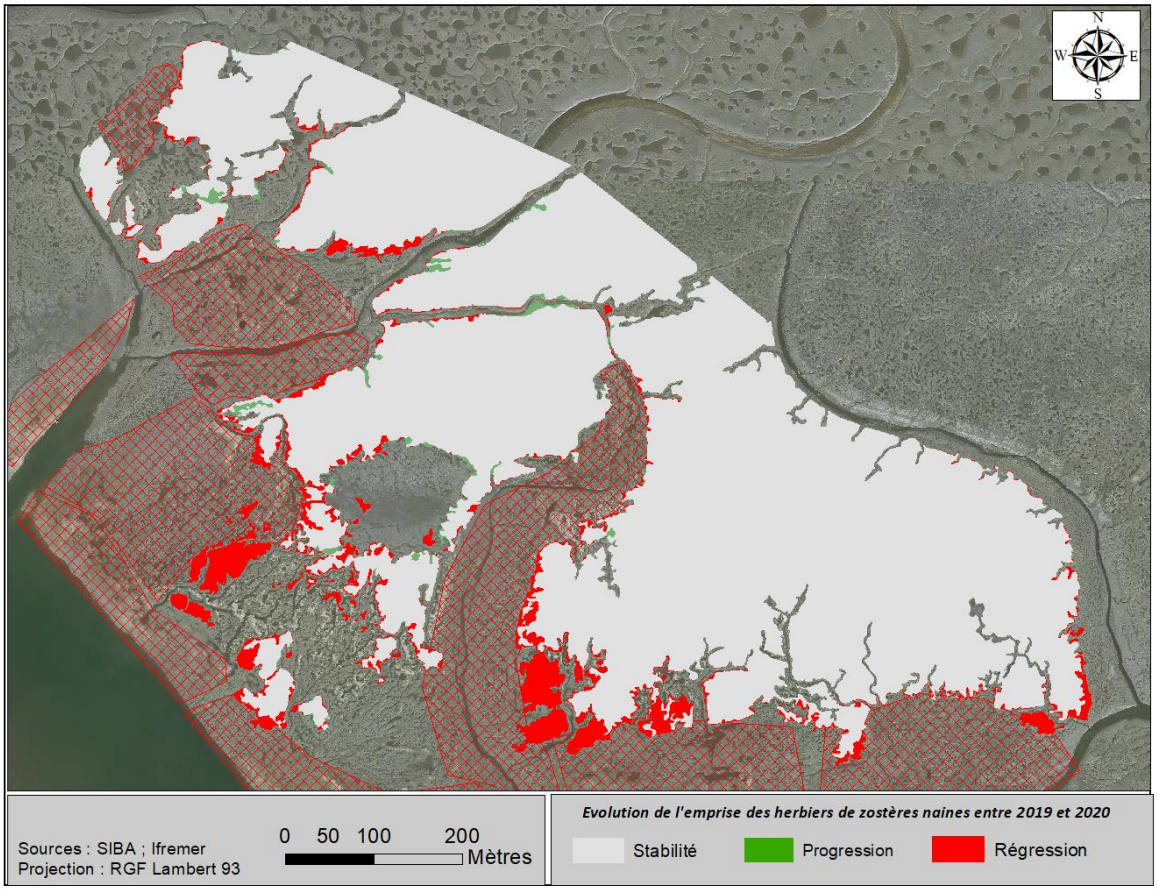

Figure 11 : Évolution de l'emprise des herbiers de Nanozostera noltei entre 2019 et 2020.

La comparaison des données acquises en 2019 et 2020 met en évidence une **régression** de l'emprise des herbiers de **2,62 ha** et une **progression** de **0,34 ha**. Globalement, une **régression de 2,28 ha**, soit **6,2 %** par rapport à la surface de 2019 (environ **36,65 ha**) est observée.

Il s'avère que les zones en régression sont situées majoritairement sur les bordures sud-ouest de la zone et au voisinage direct des zones de travaux. Les limites d'herbier plus éloignées des zones de réhabilitation du DPM semblent ne pas avoir évoluées de manière significative.

3.2.8. Évolution de l'emprise des herbiers de la zone entre 2020 et 2021

La figure 12 présente l'évolution de l'emprise des herbiers situés à proximité de la zone de travaux entre 2020 et 2021.

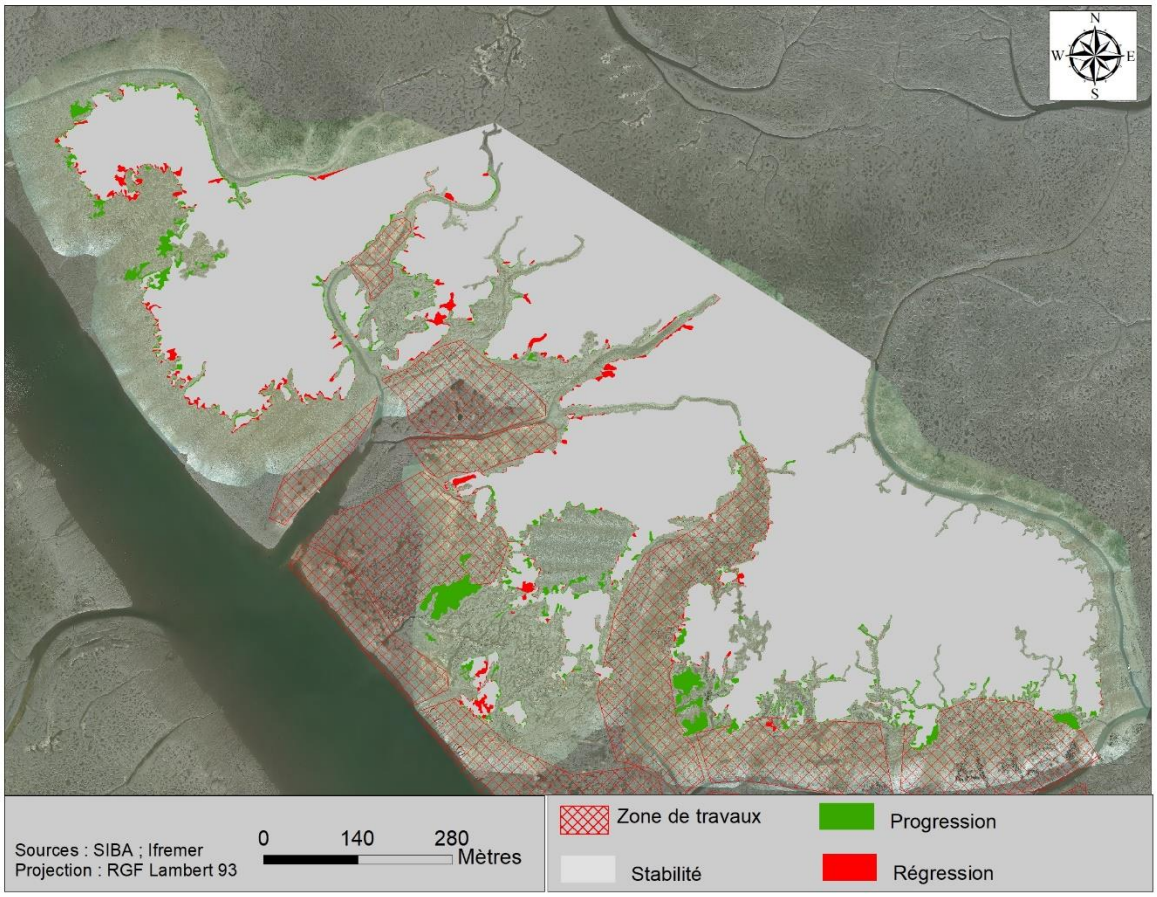

Figure 12 : Évolution de l'emprise des herbiers de Nanozostera noltei entre 2020 et 2021.

La comparaison des données acquises en 2020 et 2021 met en évidence une **progression** de l'emprise des herbiers de **1,94 ha** et une **régression** de **0,83 ha**. Globalement, une **progression de 1,11 ha**, soit **3,2 %** par rapport à la surface de 2020 (environ **34,42 ha**) est observée.

Il est important de noter que les principales zones de progression correspondent majoritairement aux bordures sud-ouest de la zone et au voisinage direct des zones de travaux, dans lesquelles les zostères avaient disparu au cours de la période précédente. Il est probable que ces patchs n'aient pas été cartographiés en 2020, en raison de la date tardive des mesures, lesquelles ont été réalisées après plusieurs coups de vent automnaux qui ont pu conduire à une raréfaction des feuilles, rendant leur observation impossible.

3.2.9. Évolution de l'emprise des herbiers de la zone entre 2021 et 2022

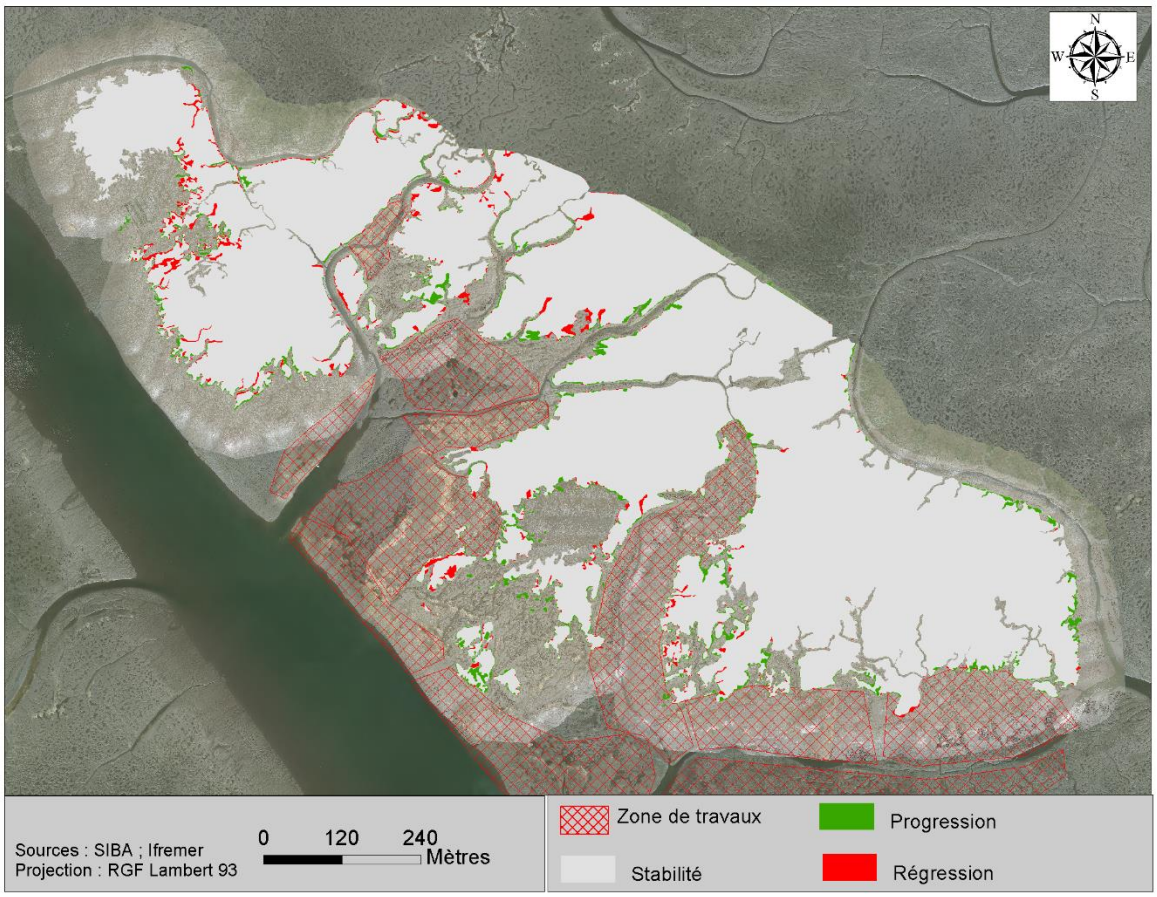

Figure 13 : Évolution de l'emprise des herbiers de Nanozostera noltei entre 2021 et 2022.

La comparaison des données acquises en 2021 et 2022 met en évidence une **progression** de l'emprise des herbiers de **1,59 ha** et une **régression** de 1 **ha**. Globalement, une **progression de 0.59 ha**, soit **1,68 %** par rapport à la surface de 2021 (environ **35,01 ha**) est observée.

Les zones de régression se situent en partie à proximité des zones de travaux (sud et sud-ouest). Les zones de progression sont réparties de façon très homogène sur les bords de l'herbier.

3.2.10. Évolution de l'emprise des herbiers de la zone entre 2022 et 2023

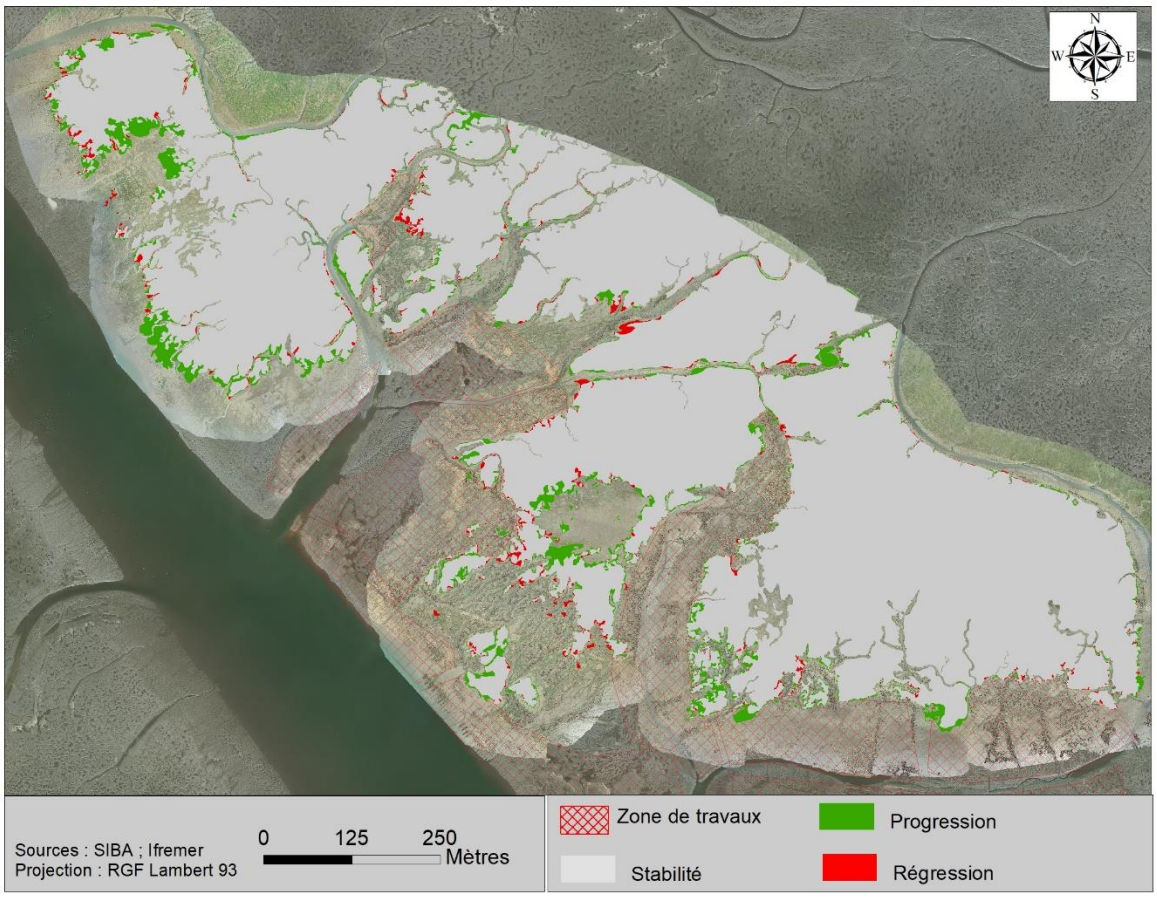

Figure 14 : Évolution de l'emprise des herbiers de Nanozostera noltei entre 2022 et 2023.

La comparaison des données acquises en 2022 et 2023 met en évidence une **progression** de l'emprise des herbiers de **2,68 ha** et une **régression** de **0,69 ha**. Globalement, une **progression de 1,99 ha**, soit **3,88 %** par rapport à la surface de 2022 (environ **51,33 ha**) est observée.

Les zones de progression sont réparties de façon très homogène sur les bords de l'herbier et correspondent en grande partie à de petits patchs d'herbiers discontinus.

3.2.11. Évolution de l'emprise des herbiers de la zone entre 2019 et 2023

La figure 15 présente l'évolution de l'emprise des herbiers situés à proximité de la zone de travaux entre 2019 et 2023.

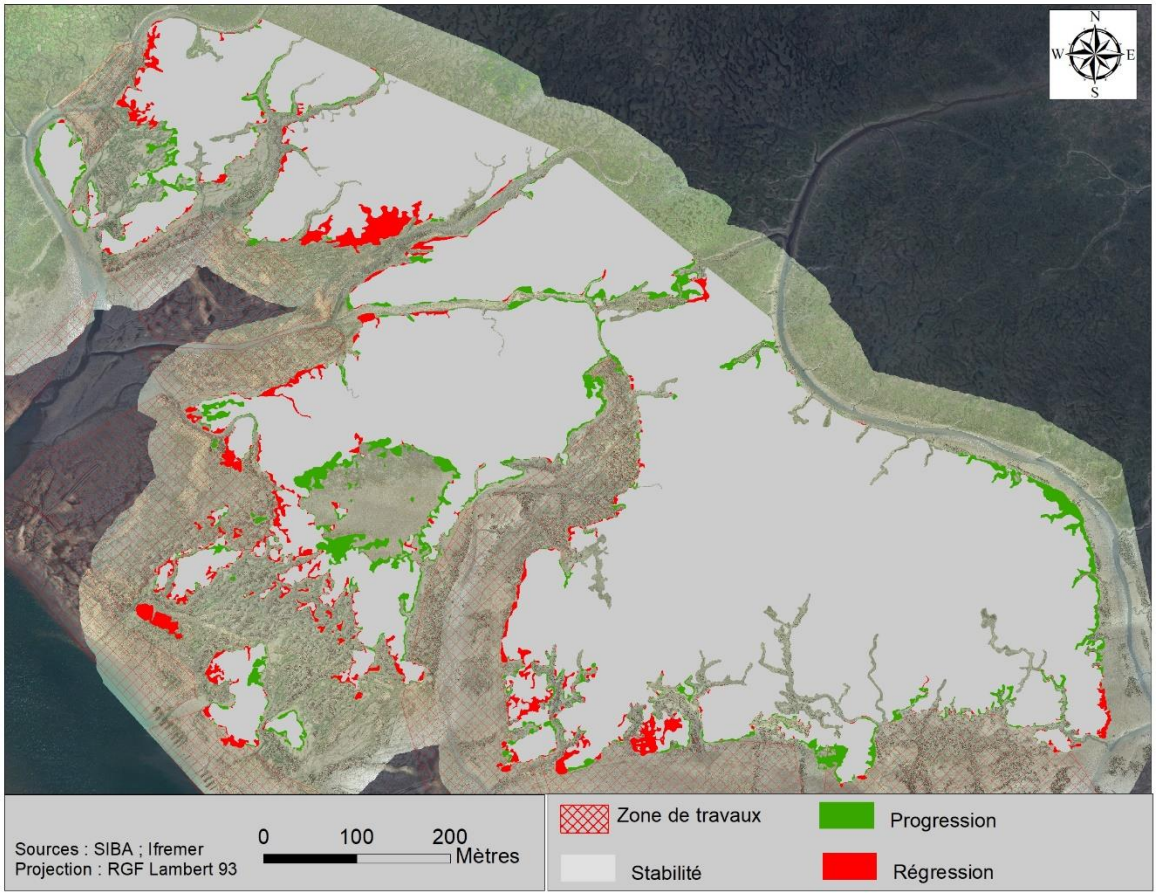

Figure 15 : Évolution de l'emprise des herbiers de Nanozostera noltei entre 2019 et 2023.

La comparaison des emprises d'herbiers acquises en 2019 et 2023 permet de mettre en évidence une **progression** de celles-ci de **1,68 ha** et une **régression** de **1,41 ha**. Globalement, une **progression de 0,27 ha**, soit **0,7 %** par rapport à la surface de 2019 (environ **36,5 ha**) est observée.

Depuis la première acquisition de données (2019 : avant travaux), on constate un recul des bordures d'herbier situées à l'ouest-sud-ouest de la zone, donc les plus exposées aux contraintes hydrodynamiques, mais également les plus proches des zones de travaux. Dans le même temps nous constatons une progression des herbiers sur les bordures les moins exposées aux contraintes hydrodynamiques.

3.2.12. Évolution de l'emprise des herbiers de la zone entre 2019 et 2024

La figure 16 présente l'évolution de l'emprise des herbiers entre 2019 et 2024 sur l'emprise commune aux deux années de suivis.

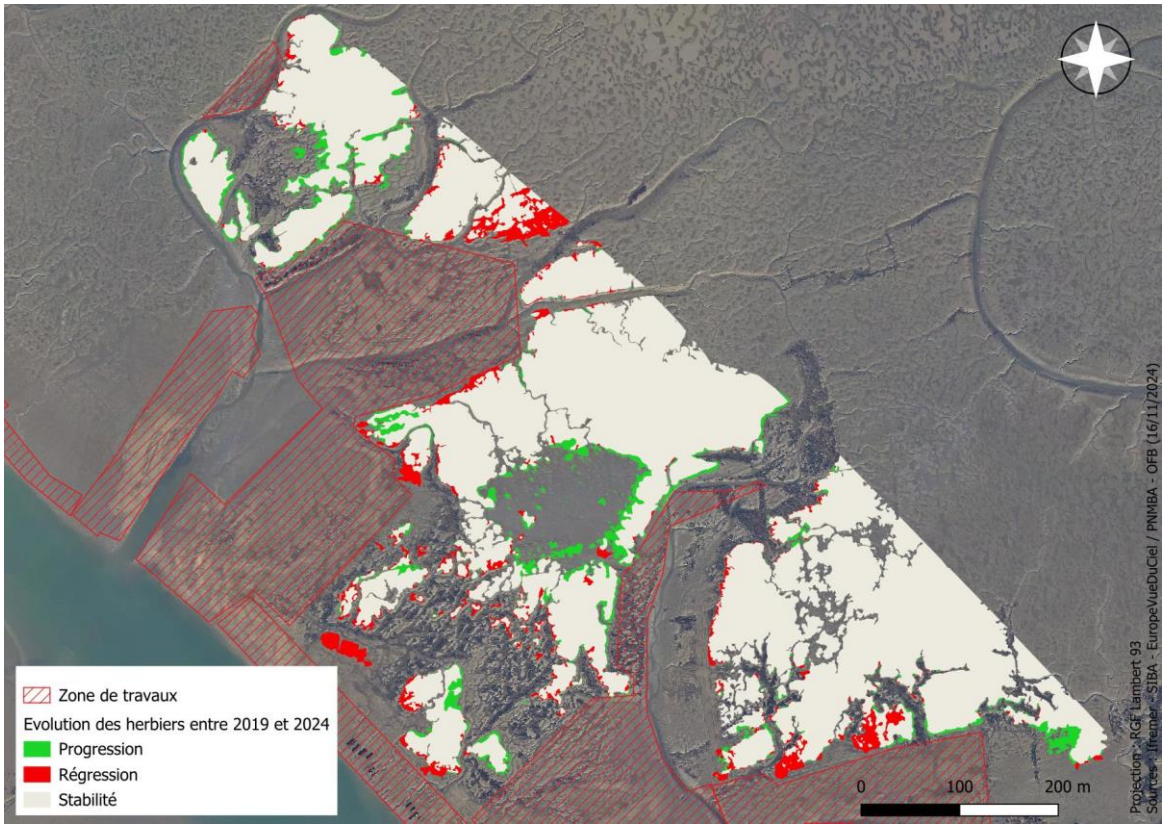

Figure 16 : Évolution de l'emprise des herbiers de Nanozostera noltei entre 2019 et 2024.

La comparaison des emprises d'herbiers acquises en 2019 et 2024 permet de mettre en évidence une **progression** de celles-ci de **0,96 ha** et une **régression** de **1,06 ha**. Globalement, une **régression de 0,10 ha**, soit **0,69 %** par rapport à la surface de 2019 (environ **14,5 ha** sur l'emprise commune aux deux années) est observée.

Bien que cette évolution au niveau globale soit minime (**0,69 %**), le même constat que pour la période précédente peut être fait, à savoir un recul des limites d'herbier les plus exposées aux contraintes hydrodynamiques (en rouge) et une progression des limites les plus abritées (en vert).

4. Suivi du recouvrement des herbiers

La mesure des taux de recouvrement sur les deux sites dont la localisation, qui a été définie selon les critères expliqués dans le chapitre précédent (Figure 17) a été réalisée à l'automne 2019 puis réitérée en 2020 et 2021, de manière à déterminer dans quelle mesure les travaux ont eu, ou pas, un impact sur la densité des herbiers environnants.

Pour des raisons météorologiques, la grille « Bourrut témoin » n'a pu être échantillonnée à l'automne 2019.

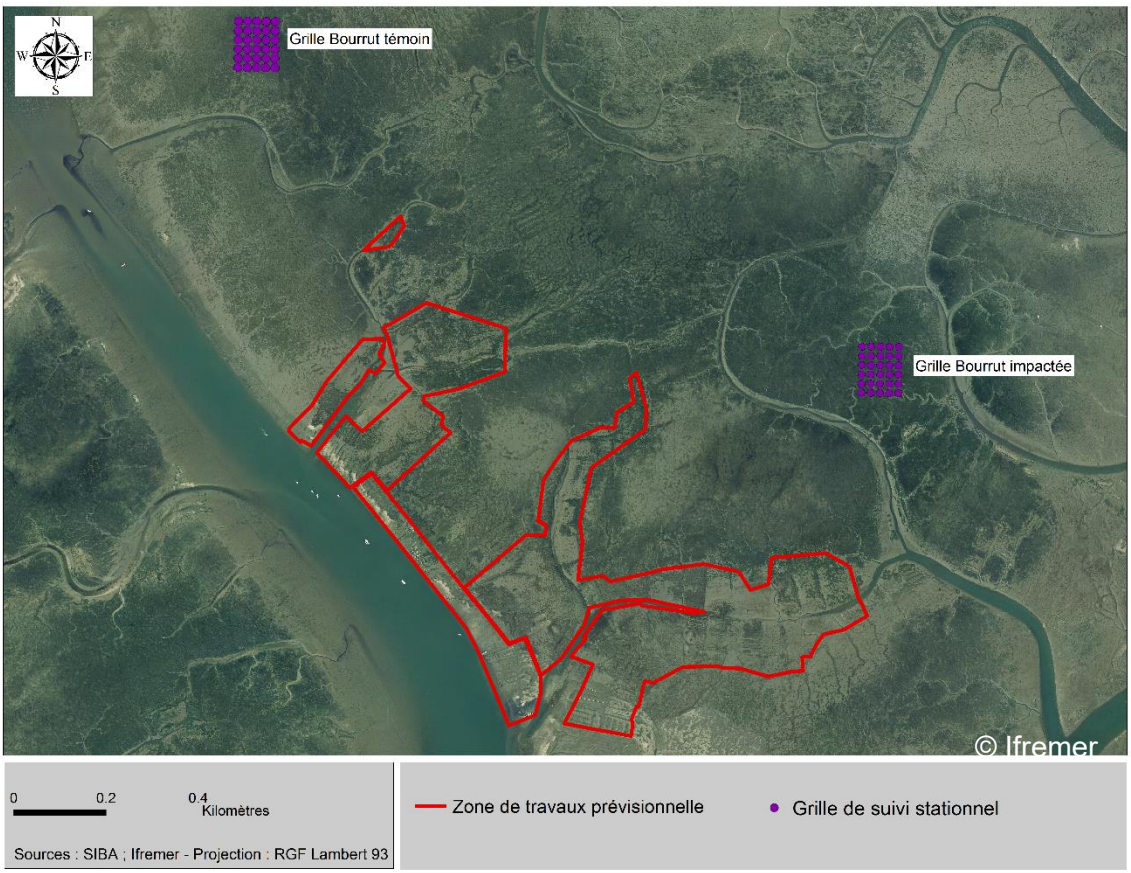

Figure 17 : Carte de positionnement des grilles de suivi stationnel dans le secteur de Bourrut.

4.1. Méthodes

Dans le cadre de cette étude, le protocole DCE de suivi stationnel des herbiers intertidaux a été appliqué (Auby *et al*., 2018). Ce protocole consiste à estimer le taux de recouvrement par les feuilles de *Nanozostera noltei* sur une grille constituée de 30 points géoréférencés. Sur chacun des 30 points, un quadrat de 0,25 m^2 est posé et l'estimation visuelle du taux de recouvrement à l'intérieur du quadrat est réalisée en utilisant une échelle constituée de 5 classes (0, 1-25, 26-50, 51-75, 76-99, et 100 %). Par ailleurs, ces quadrats sont photographiés et l'analyse numérique de ces images (logiciel ImageJ) permet de valider ou de corriger les valeurs issues de l'estimation visuelle.

Ces données servent à calculer plusieurs indices (taux de recouvrement moyen, pourcentage de surface colonisée par les zostères) qui permettent de caractériser l'état des herbiers à l'intérieur de leur emprise.

4.2. Résultats

Ces résultats présentent les observations recueillies en 2019, 2020 et 2021.

4.2.1. Grille « Bourrut témoin »

Le suivi stationnel prévu sur ce site à l'automne **2019** n'a pas pu être réalisé. En effet, le jour prévu pour la campagne de mesure, la marée n'est pas descendue suffisamment pour permettre l'exondation de l'intégralité de la grille en raison d'une faible pression atmosphérique associée à une forte houle. Par la suite, en raison des conditions météorologiques défavorables de l'automne 2019, il n'a pas été possible de reprogrammer cette opération.

En **2020**, cette station a pu être échantillonnée le 24 juillet, par un coefficient de 88. Comme le montre la photo ci-dessous (Figure 18a), cet herbier n'était pas, à cette date, colonisé par les macroalgues.

En **2021**, cette station a été échantillonnée le 20 septembre. Comme en 2020 cet herbier n'était pas colonisé par les macroalgues (Figure 18b).

a b

Figure 18 : Vue générale de la station « Bourrut témoin » : (a) en 2020 et (b) en 2021.

En **2020**, l'estimation du taux de recouvrement a pu être réalisée sur 29 des points de la grille, le point C5 correspondant à une flaque profonde non colonisée par les zostères et non pris en compte dans les calculs conformément au protocole DCE. Les zostères sont observées dans les quadrats placés sur tous les autres points de cette station (100 % de la surface colonisée) et le recouvrement moyen sur cette grille est estimé à 25 % (Figure 19a).

En **2021**, l'estimation du taux de recouvrement a pu être réalisée sur 29 des points de la grille, le point B5 correspondant à une flaque profonde non colonisée par les zostères et non pris en compte dans les calculs conformément au protocole DCE. Les zostères sont observées dans les quadrats placés sur 28 des autres points de cette station (97 % de la surface colonisée) et le recouvrement moyen sur cette grille est estimé à 51 % (Figure 19b).

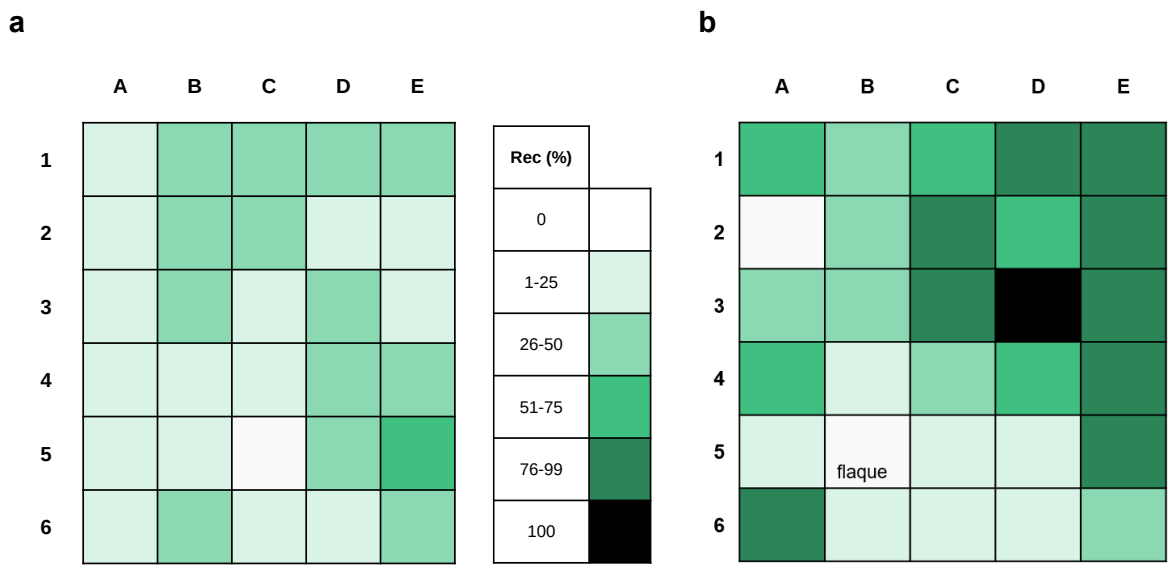

Figure 19 : Taux de recouvrement des zostères sur les points de la station « Bourrut témoin » (a) en 2020 et (b) en 2021.

Même si cet herbier est assez continu, les recouvrements mesurés sur cette station en **2020** étaient très faibles, avec une grande majorité de quadrats présentant un recouvrement inférieur à 50 % ; ils sont globalement plus élevés en **2021** (Figure 20).

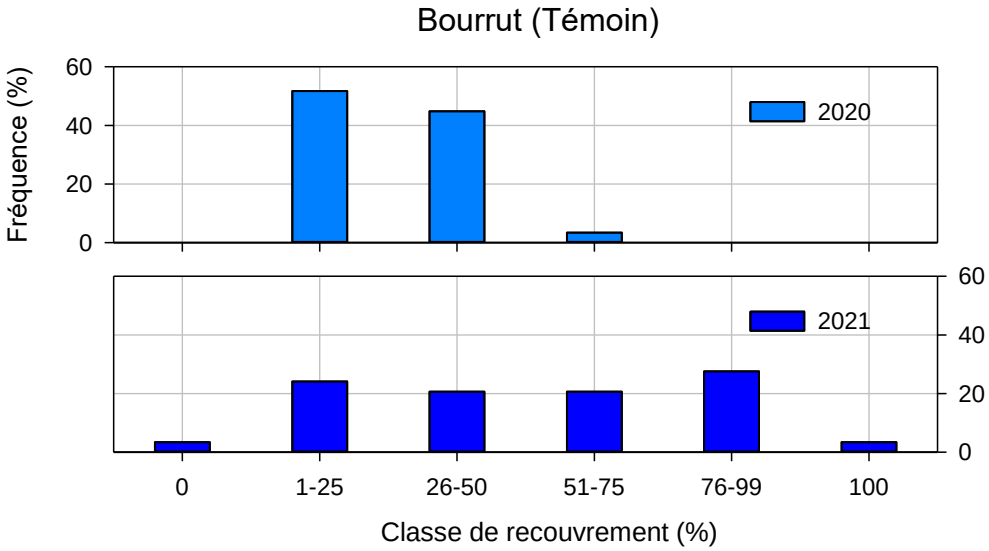

Figure 20 : Distribution du recouvrement des zostères sur les points de la station « Bourrut témoin » en 2020 et 2021.

4.2.2. Grille « Bourrut impactée »

En **2019**, le suivi stationnel s'est déroulé le 28 octobre par un coefficient de 111. La grille de suivi se situe à l'est de la zone des travaux et, d'après les résultats de modélisation, dans la zone de dépôt préférentiel des sédiments remis en suspension par les travaux. Très peu de macroalgues étaient alors observées sur cet herbier comme en témoigne la photo ci-dessous (Figure 21a).

En **2020**, le suivi stationnel a été réalisé le 23 juillet par un coefficient de 90. Comme lors de l'été précédent, cet herbier n'était pas colonisé par les macroalgues (Figure 21b).

En **2021**, le suivi stationnel a été réalisé le 10 août. Comme les années précédentes, cet herbier n'était pas colonisé par les macroalgues (Figure 21c).

a

b

c

Figure 21 : Vue générale de la station « Bourrut impactée » (a) en 2019, (b) en 2020 et (c) en 2021.

En **2019**, l'estimation du taux de recouvrement a pu être réalisée sur 29 points de la grille. Le quadrat A2 étant localisé dans un estey dépourvu de zostères, il n'est pas pris en compte dans les calculs conformément au protocole DCE. Comme cela apparaît sur la figure 22a, seul le point A1 ne présente pas de zostères (97 % de la surface de la grille est colonisée). La majorité des points présentent un faible taux de recouvrement (< 25 %) et le recouvrement moyen sur cette grille est estimé à 25 %.

En **2020**, l'estimation du recouvrement a également été réalisée sur 29 points (quadrat D2 situé dans une flaque profonde dépourvue de zostères). Le pourcentage de surface colonisée s'élève à 97 %, avec un seul point sans zostères (Figure 22b). La majorité des points présentent un taux de recouvrement compris entre 26 et 50 % et le recouvrement moyen sur cette grille est estimé à 35 %.

En **2021**, l'estimation du recouvrement a été réalisée sur les 30 points de la grille (100 % de la surface colonisée par les zostères). La majorité des points présentent un taux de recouvrement compris entre 50 % et 75 % (Figure 22c) et le recouvrement moyen sur cette grille est estimé à 65 %.

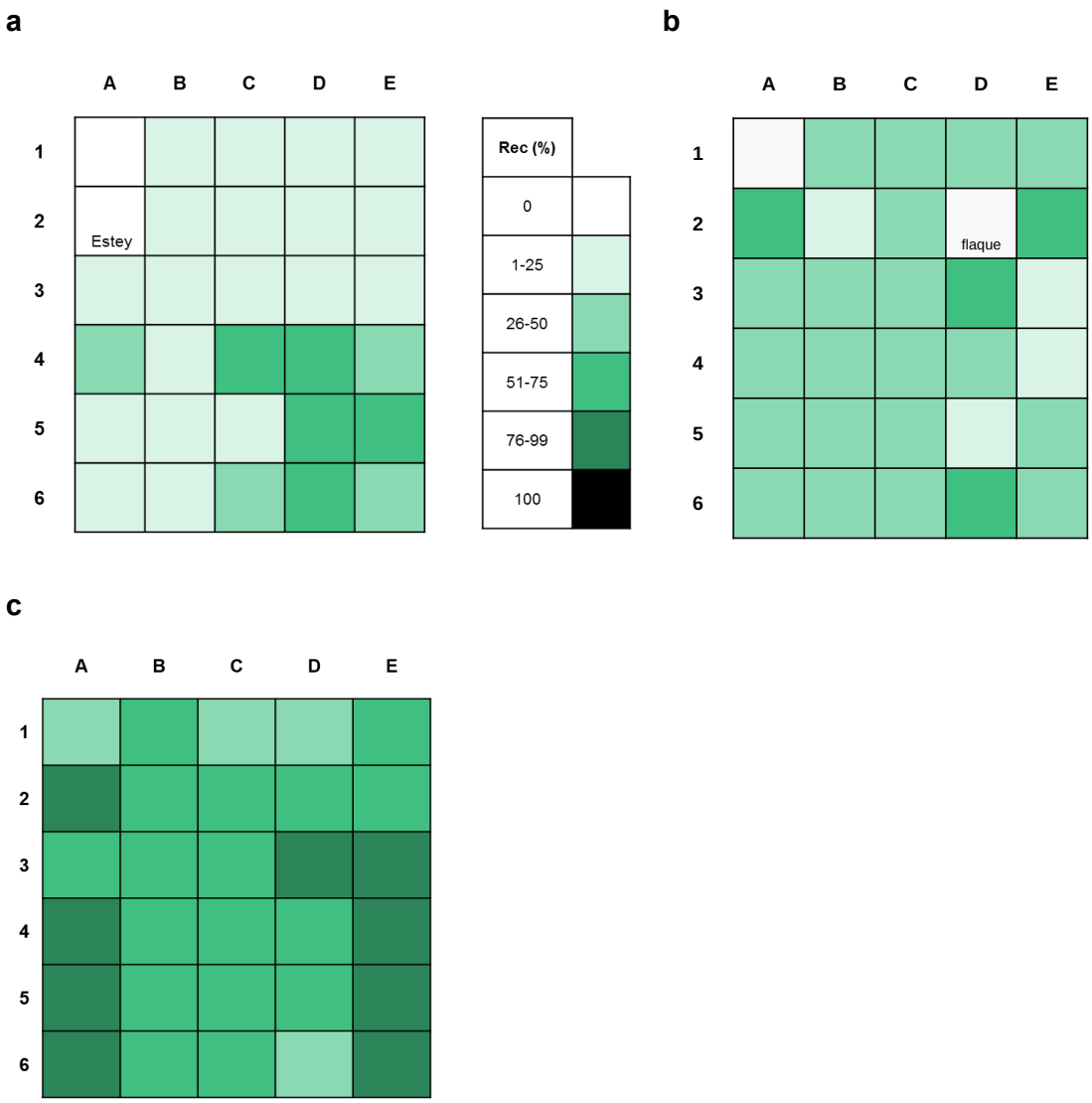

Figure 22 : Taux de recouvrement des zostères sur les 30 points de la station « Bourrut impactée » (a) en 2019, (b) en 2020 et (c) en 2021.

La distribution des recouvrements en fonction des six classes s'est modifiée entre les trois années, avec un déplacement progressif vers les classes supérieures (Figure 23).

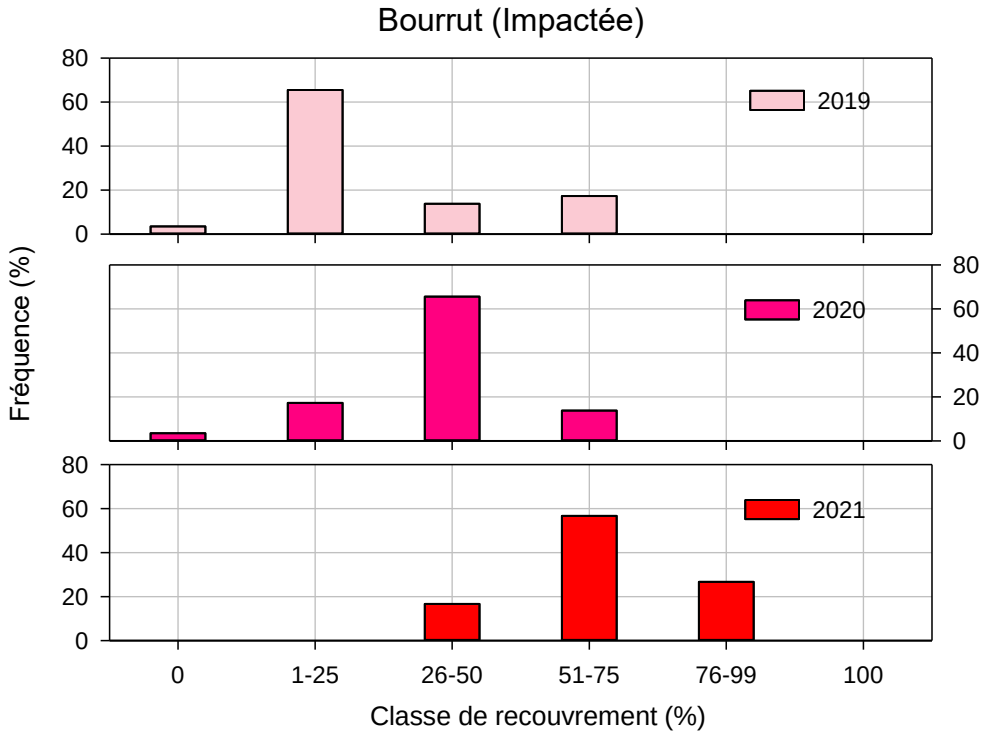

Figure 23 : Distribution du recouvrement des zostères sur les 30 points de la station « Bourrut impactée » en 2019, 2020 et 2021.

4.2.3. Évolution du recouvrement entre 2019, 2020 et 2021

Pour la grille **« Bourrut témoin »**, qui a fait l'objet de recueil de données en 2020 et 2021, les taux de recouvrement aux deux dates ont été comparés en utilisant le test statistique de Mann-Whitney. Les résultats de cette analyse sont présentés en détail dans l'annexe 1. Cette analyse indique que les taux de recouvrements sur la **grille « Bourrut témoin »** sont significativement différents en 2020 et 2021, et ont augmenté entre ces deux années (Figure 24).

Pour la grille **« Bourrut impactée »** les données de taux de recouvrement aux trois dates ont été comparées en utilisant le test statistique de Kruskal-Wallis (ANOVA à un facteur sur rangs), suivie dans le cas où l'analyse indique une différence significative, d'un test *post hoc* de comparaison multiple (Procédure de Dunn) permettant de conclure sur les différences entre années. Les résultats de ces analyses sont présentés en détail dans l'annexe 1. Ce traitement indique que les taux de recouvrements mesurés en 2021 sont significativement différents et supérieurs à ceux mesurés en 2019 et 2020 (Figure 24).

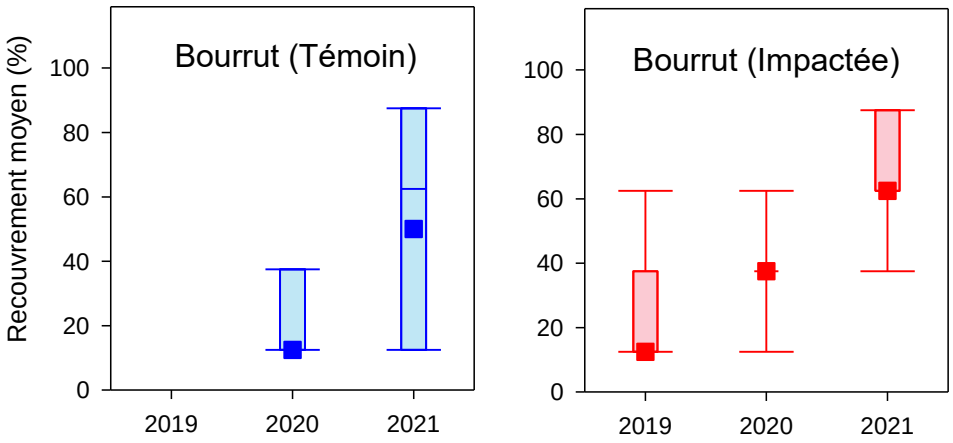

Figure 24 : Boites à moustaches[1] présentant le recouvrement des zostères (%) sur les deux grilles au cours des différentes campagnes.

5. Suivi des sédiments

Les caractéristiques sédimentaires des deux sites sont suivies au cours du temps de manière à déterminer l'impact de la réhabilitation du DPM sur la composition des sédiments et notamment à mettre en évidence des phénomènes de sédimentation ou d'érosion liés aux travaux.

5.1. Méthodes

L'analyse du sédiment des herbiers est conduite en utilisant deux types de stratégies :

- **Caractérisation du sédiment des herbiers des deux sites** : trois carottes de sédiment sont prélevées sur l'emprise de la station lors des mesures annuelles du taux de recouvrement des zostères, à l'aide d'un carottier de 9 cm de diamètre sur 5 cm de profondeur. Ces carottes sont ensuite regroupées et homogénéisées avant d'être traitées par tamisage (Figure 25) suivant le protocole décrit par Garcia *et al*. (2014). Le traitement statistique est réalisé à l'aide du logiciel GRADISTAT (Blott et Pye, 2001). Ces données permettent de caractériser les sédiments en fonction des critères granulométriques.

[1] Les boites représentent la distribution de 50% des valeurs situées entre le premier (25%) et le troisième quartile (75%). Le symbole carré représente la valeur du second quartile (50% = médiane). La barre verticale (moustache) supérieure (respectivement inférieure) relie le haut (respectivement bas) de la boîte à la valeur observée la plus élevée (respectivement moins) en deçà d'une limite égale au troisième (respectivement premier) quartile plus (respectivement moins) 1,5 fois la distance interquartile (différence entre le 3ème et le 1er quartile).

Figure 25 : Colonne de tamis normalisée AFNOR sur tamiseuse Retsch.

- **Suivi du sédiment superficiel dans les herbiers pendant les travaux** : Trois prélèvements de sédiments superficiels (< 0,5 cm correspondant au dépôt le plus récent) sont réalisés aux quatre coins de chaque grille lors des mesures annuelles du taux de recouvrement des zostères. Ces échantillons sont analysés pour déterminer leur teneur en eau et leur granulométrie (granulomètre laser de type « Malvern »). Les grandeurs calculées sont : la fraction vaseuse (< 63 µm) et le diamètre médian, permettant de caractériser la nature des sédiments (vase, sables), et la densité sèche qui est un témoin de l'état de consolidation du sédiment superficiel. Afin d'évaluer dans quelle mesure les sédiments superficiels ont (ou non) évolué entre les différents suivis, des analyses de variance (ANOVA) ont été réalisées. Compte-tenu de la distribution des échantillons, la variante non paramétrique dite de Kruskal-Wallis a été employée, suivie, dans le cas où l'analyse indique une différence significative, d'un test *post hoc* de comparaison multiple (Procédure de Tukey) permettant de conclure sur les différences entre années.

5.2. Résultats

5.2.1. Caractérisation et évolution du substrat sédimentaire

Bourrut témoin

En **2020**, l'analyse granulométrique par tamisage du sédiment de l'herbier de ce site révèle que ce sédiment est constitué de 80,7 % de sables (dont une forte majorité de sables fins) et de 19,3 % de vases, avec une médiane de 137,6 µm (Figure 26).

En **2021**, l'analyse granulométrique par tamisage du sédiment de l'herbier de ce site révèle que ce sédiment est constitué de 70,8 % de sables (dont une forte majorité de sables fins) et de 29,1 % de vases, avec une médiane de 109,1 µm (Figure 26).

Selon la classification de Folk et Ward (1957) ce sédiment peut être qualifié, en **2020** et **2021**, de « sable très fin ».

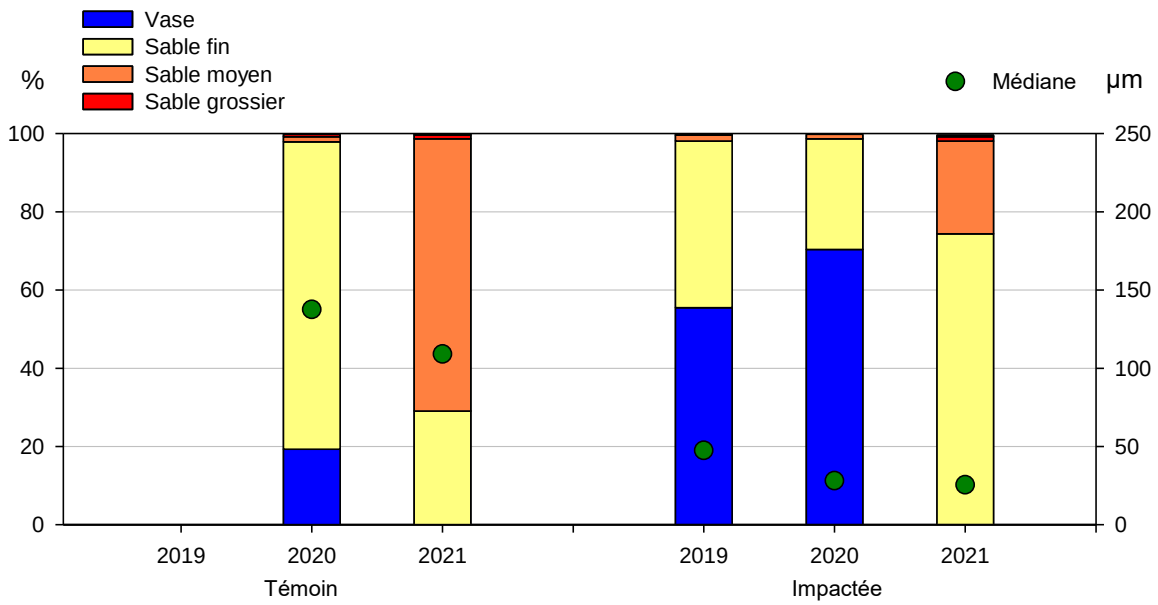

Figure 26 : Caractérisation granulométrique des sédiments des grilles suivies.

Bourrut impactée

Le sédiment de cette station est beaucoup plus envasé que celui de la station témoin.

En **2019**, l'analyse granulométrique par tamisage du sédiment de l'herbier de ce site révèle que ce sédiment est constitué de 44,4 % de sables (dont une forte majorité de sables très fins) et de 55,5 % de vases, avec une médiane de 47,5 µm (Figure 26).

En **2020**, le sédiment s'est envasé. Il contient 29,6 % de sables, également dominés par les sables très fins, et sa médiane a diminué, s'élevant à 28,1 µm.

En **2021**, le sédiment s'est encore légèrement envasé. Il contient 25,5 % de sables, toujours dominés par les sables très fins, et sa médiane s'élève à 25,25 µm.

Selon la classification de Folk et Ward (1957) ce sédiment peut être qualifié, en **2019**, de « limon très grossier », et de « limon grossier » en **2020** et **2021**.

5.2.2. Évolution des sédiments superficiels

La grille Témoin n'ayant pu faire l'objet du suivi stationnel avant les travaux (2019), seuls les résultats de 2020 et 2021 sont présentés (Figure 27). Pour la grille témoin, aucune évolution significative n'a été observée. Par ailleurs, pour la grille impactée, on remarque une diminution significative de la densité sèche entre 2020 et 2021 (et entre 2019 et 2021), traduisant un sédiment plus frais et donc moins consolidé.

Il apparaît que les sédiments de la grille impactée sont plus vaseux et plus homogènes que ceux de la grille témoin.

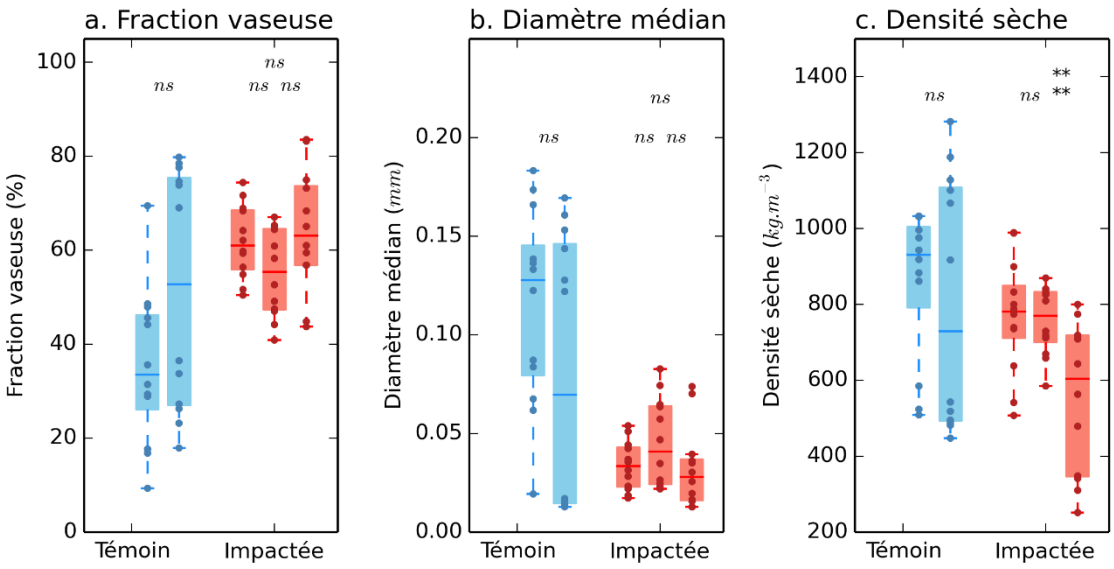

Figure 27 : Comparaison des caractéristiques des sédiments superficiels avant les travaux (2019) et après les travaux (2020 et 2021) pour les grilles témoin (en bleu) et impactée (en rouge), pour (a) la fraction vaseuse, (b) le diamètre médian et (c) la densité sèche.

6. Suivi haute fréquence des paramètres environnementaux

6.1. Méthodes

Afin de suivre les paramètres environnementaux de la zone d'étude, différents types de capteurs ont été déployés en collaboration avec le SIBA (Figure 8) avant les travaux. Ils sont restés sur site jusqu'à la fin juin 2021. Le but de ces déploiements est d'estimer l'impact potentiel des travaux et de leur répercussion à court, moyen et long terme sur différents paramètres d'intérêt pour les herbiers.

- Turbidité :

Quatre turbidimètres ont été déployés (acquisition d'une mesure toutes les 10 minutes) dans le but d'estimer les concentrations en matières en suspension dans l'eau (Turb-1 à Turb-4 sur la Figure 28).

- Lumière :

Six couples de capteurs de lumière (HOBO-UA, acquisition d'une mesure toutes les 10 minutes) ont été déployés dans le but de quantifier la lumière reçue par les plantes (Lum-1 à Lum-6 sur la figure 8). Pour chaque couple, un capteur est situé à 5 cm au-dessus du fond, tandis que le second est situé à 30 cm au-dessus du fond.

- Pression (hauteur d'eau) :

Six capteurs de pression absolue (HOBO-UL, acquisition d'une mesure toutes les 10 minutes) associés aux capteurs de lumières ont été déployés afin de mesurer les variations de la hauteur d'eau (détermination des phases émersion/immersion) et permettant de filtrer les données issues des capteurs de lumière.

- Courants :

Un courantomètre acoustique à effet doppler (ADCP, acquisition d'une mesure toutes les 10 minutes) a été déployé afin de mesurer la vitesse et la direction des courants sur la verticale.

6.1.1. Analyse des données

Traitement des données de hauteur d'eau

La première étape du traitement consiste à corriger la pression mesurée par les capteurs HOBO-UL (exprimée en kPa) de l'effet de la pression atmosphérique locale. En effet, la variation de pression atmosphérique dans la région Nouvelle-Aquitaine peut engendrer des erreurs dans l'estimation de la hauteur d'eau pouvant être supérieures à 50 cm. Pour réaliser la correction, les données journalières de pression atmosphérique (exprimée en hPa) mesurée à la Station Météo France du Cap Ferret sont utilisées. Elles sont tout d'abord converties en kPa, puis interpolées linéairement afin d'obtenir une série temporelle correspondant à la série temporelle des mesures de chaque capteur HOBO-UL. Les capteurs étant des capteurs de pression absolue, la correction consiste à simplement retirer la valeur de pression atmosphérique des valeurs mesurées.

La pression (*P*, préalablement convertie en kPa) est ensuite convertie en hauteur d'eau (H_{eau}, exprimée en mètre) selon la relation :

$$H_{eau} = P/(g \times \rho_{eau})$$

Où *g* est la constante d'accélération de la gravité (9.81 m.s^{-2}) et ρ_{eau} la masse volumique de l'eau de mer (kg.m^{-3}). Les capteurs HOBO-UL étant dotés d'un capteur de température, la masse volumique de l'eau de mer est donc calculée à partir de la température mesurée et de la salinité calculée en interpolant les mesures hebdomadaires en surface mesurées au point Girouasse du réseau ARCHYD.

La relation classiquement utilisée permettant le calcul de ρ_{eau} en fonction de la salinité (*S*) et de la température (*T*, °C) s'écrit :

$$\rho_{eau} = 1000 + 1.455 \times cl - 0.0065 \times (T - 4 + 0.4 \times cl)^2$$

Avec *cl* la chlorinité :

$$cl = (S - 0{,}03)/1{,}805$$

Les hauteurs d'eau ainsi calculées permettent de filtrer les données de lumière lorsque les capteurs de lumière sont émergés.

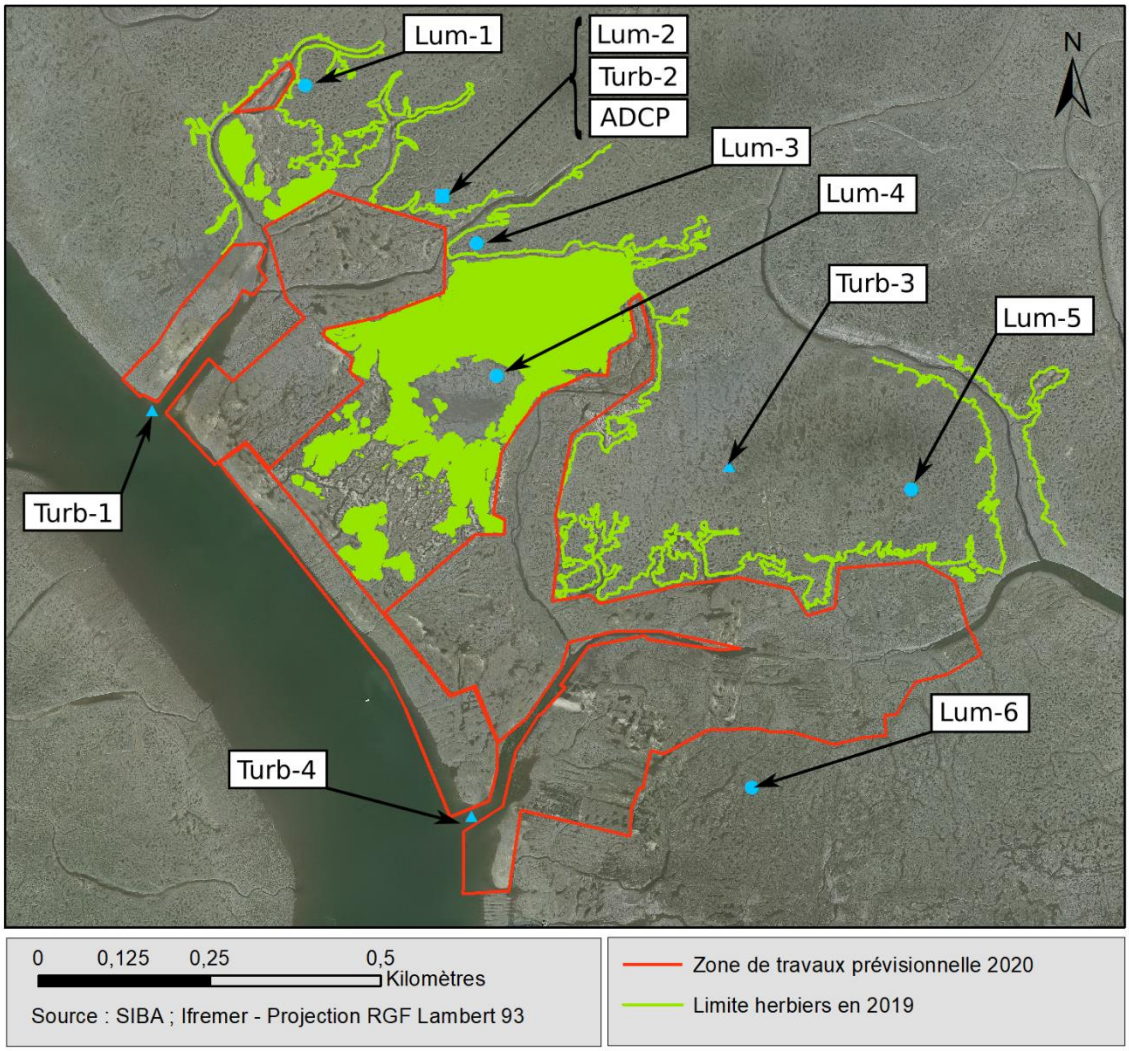

Figure 28 : Emplacement des différents capteurs environnementaux sur le site de Bourrut.

Traitement des données issues des capteurs de lumière

Les données de lumière (lumens.m^{-2}) sont tout d'abord filtrées de manière à supprimer les périodes où le capteur considéré est exondé. Pour cela, un seuil de hauteur d'eau de 0,05 m au-dessus du capteur HOBO-UA est appliqué, et toutes les données de lumière pour lesquelles la hauteur d'eau est inférieure à cette valeur sont supprimées.

Dans un second temps, les données mesurées durant la nuit sont également supprimées. Pour cela, l'angle zénithal du Soleil (θ_{soleil}) est calculé à partir des paramètres astronomiques classiques : date, heure, latitude et longitude. Les détails de calcul ne sont pas présentés dans ce rapport mais une bonne description peut en être trouvée dans Reda et Andreas (2008).

L'étape suivante consiste à déterminer le coefficient d'atténuation lumineuse (*k*, sans unité) en fonction du temps. Ce coefficient qui dépend de la quantité de matière dissoute colorée, et de la matière particulaire en suspension (sédiment, phytoplancton) sera par la suite utilisé comme un proxy de la turbidité. Son calcul est effectué à partir de la loi de Beer-Lambert qui s'écrit sous la forme suivante :

$$I_z = I_{z0} \times e^{-k \times (z)}$$

Où I_z est l'énergie lumineuse reçue à la profondeur *z* et I_{z0} est l'énergie lumineuse reçue en sub-surface (à *z* = 0).

Par construction, cette formulation utilise un coefficient d'atténuation moyen pour la colonne d'eau située entre la surface et la profondeur *z*. Il est à noter que dans sa forme classique, l'angle d'incidence des rayons lumineux n'est pas pris en compte.

Dans le cas où des mesures d'intensité lumineuse sont réalisées simultanément à des profondeurs différentes, il est possible de calculer la valeur moyenne du coefficient d'atténuation entre deux niveaux de mesures (*cf.* Figure 29**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) en modifiant (afin de prendre en compte l'angle d'incidence des rayons lumineux) et en inversant la loi classique décrite ci-dessus. Ainsi, si on considère que l'on dispose de deux mesures d'énergie lumineuse, I_0 et I_1, avec I_1 mesurée plus proche de la surface que I_0, la valeur de *k* s'écrit alors :

$$k = -\frac{ln\left({}^{I_0}/_{I_1}\right)}{L_0 - L_1}$$

Où L_0 et L_1 sont les distances parcourues, depuis la surface, par les rayons lumineux dont l'énergie est mesurée respectivement en I_0 et I_1 ; ces distances sont calculées au moyen de l'équation suivante :

$$L_i = \frac{H_{eau} - z_i}{cos(\theta_{eau})}$$

Où i correspond à l'indice de la mesure (0 ou 1 dans cet exemple, Figure 8), et θ_{eau} est l'angle des rayons lumineux par rapport à la verticale, calculé tel que :

$$\theta_{eau} = arcsin\left(\frac{n_{air}}{n_{eau}} \times \theta_{soleil}\right)$$

Où n_{air} et n_{eau} sont les indices de réfraction de l'air (1,0) et de l'eau (1,33), et θ_{soleil} est l'angle zénithal.

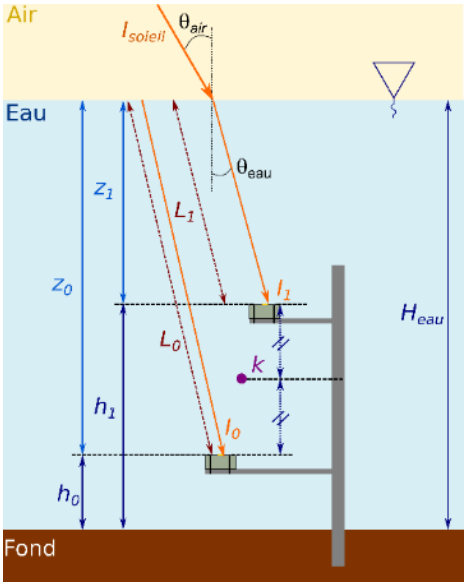

Figure 29 : Schéma représentant la disposition des capteurs de lumière et les différentes grandeurs utilisées pour le calcul du coefficient d'atténuation (k).

Les séries temporelles de coefficients d'atténuations ainsi obtenues reflètent donc la turbidité de l'eau en fonction du temps. Les coefficients d'atténuations calculés reflètent à la fois les conditions naturelles liées à l'exposition respective des différents points de mesure et l'éventuel impact des travaux sur la turbidité locale. Pour mettre en évidence cet impact éventuel, il est nécessaire de s'affranchir de la dynamique naturelle des conditions d'éclairement, supposée similaire entre les points de mesure. Pour ce faire, les coefficients d'atténuation ont été tracés en fonction de ceux calculés pour un point de mesure considéré comme non impacté par les travaux (ici, il s'agit du point Lum-5).

Le calcul des relations entre les coefficients d'atténuation du point de référence et ceux des autres points de mesure permet d'abord de remarquer que la turbidité (coefficient d'atténuation) tend à être plus forte au point de référence qu'aux autres points de mesure (Figure 30).

La différence entre l'atténuation mesurée pour le point considéré et celle prédite à partir des relations calculées ci-dessus, a été calculée pour l'ensemble de la période de mesure telle que :

$$\Delta k_{Lum-X} = k_{Lum-X} - (1{,}1 \times k_{Lum-5} + 0{,}21)$$

La grandeur Δk permet ainsi de quantifier la dynamique de l'atténuation lumineuse, et donc de la turbidité, au niveau du point de mesure considéré par rapport à ce qui pourrait être attendu en conditions naturelles (hors travaux). En d'autres termes, des valeurs positives de Δk indiquent une atténuation plus importante qu'attendue, alors que des valeurs négatives indiquent une atténuation plus faible qu'attendue.

Pour les différentes grandeurs calculées, un filtrage a été réalisé à l'aide d'une moyenne glissante sur une fenêtre de 48 h afin d'obtenir une vision plus générale de leur évolution temporelle, le signal haute fréquence (une donnée toutes les 10 minutes) présentent une extrême variabilité rendant son interprétation difficile.

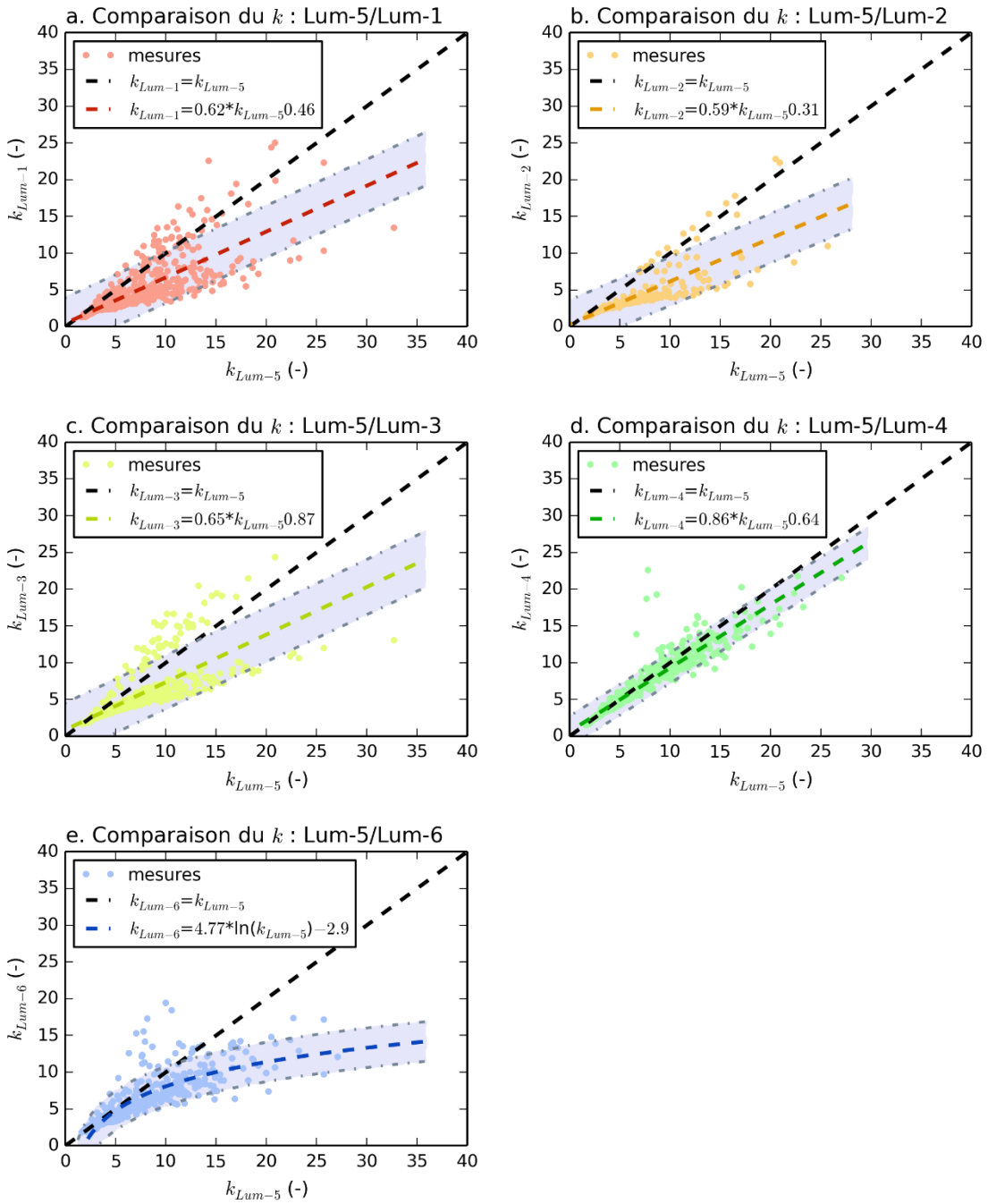

Figure 30 : Comparaison entre les coefficients d'atténuation calculés pour le point Lum-5 (utilisé comme référence) et les autres points de mesure. Les relations obtenues y sont également présentées.

Un traitement similaire a été réalisé pour les données issues des turbidimètres : relation entre un point de référence, ici Turb-3, et calcul du *ΔTurbidité*. Les résultats issus de la comparaison entre la turbidité mesurée au point Turb-3 et aux autres points de mesure sont présentés et associés aux relations obtenues (Figure 31).

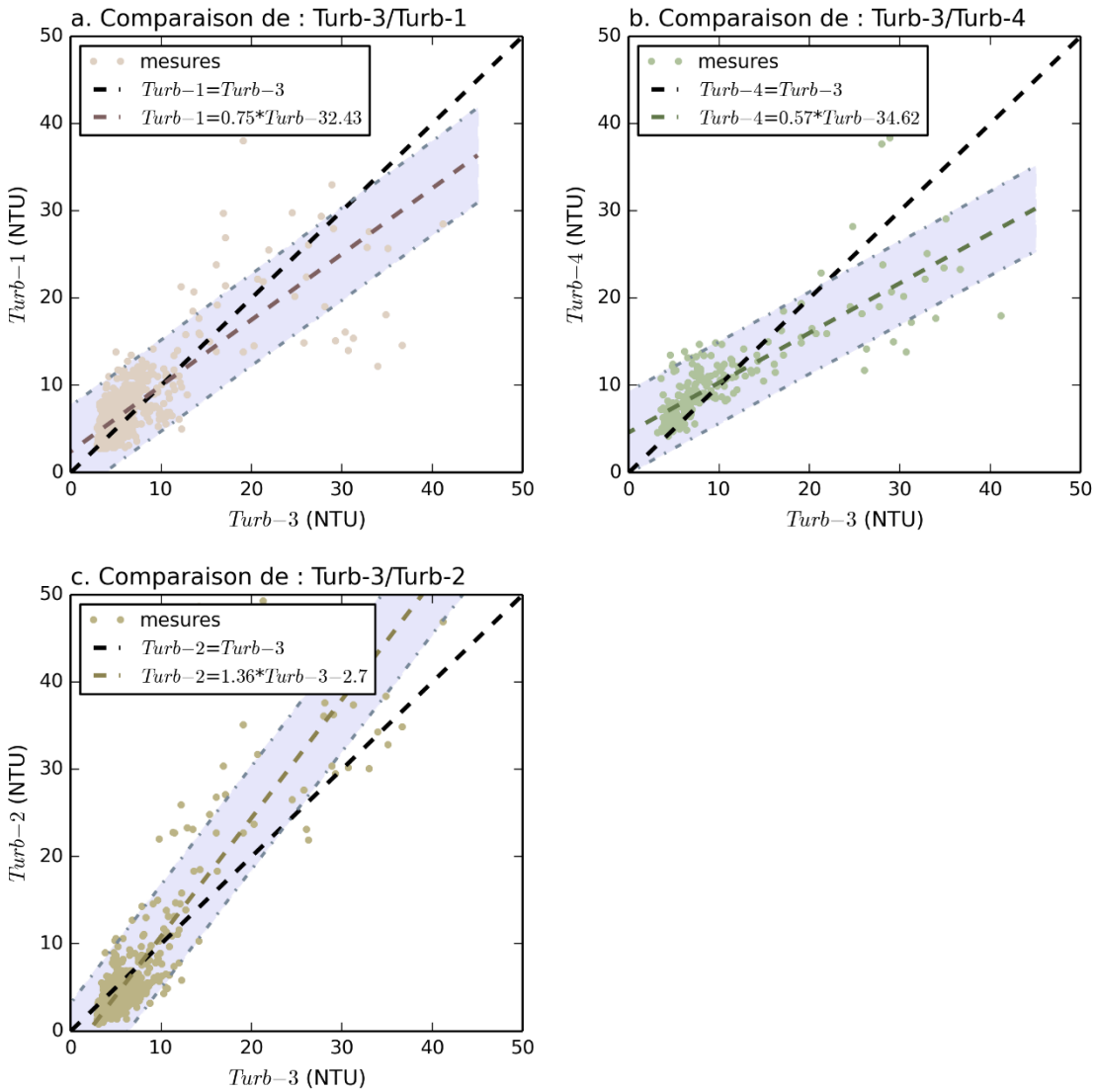

Figure 10 : Comparaison entre la turbidité mesurée pour le point Turb-3 (utilisé comme référence) et les autres points de mesure. Les relations obtenues y sont également présentées.

Traitement des données de courant (ADCP)

Le traitement des données issues de l'ADCP consiste tout d'abord à filtrer les profils de courants à partir de la hauteur d'eau : suppression des données lorsque l'ADCP est émergé et suppression des données qui correspondent à des cellules de mesure localisées au-dessus de la surface de l'eau. Dans un second temps, afin d'obtenir un proxy des concentrations en sédiments en suspension, l'indice de rétrodiffusion a été calculé, puis confronté aux mesures issues du turbidimètre co-localisé avec l'ADCP (Turb-2). Ensuite, pour chaque pas de temps de mesure, les vitesses moyennes sur la verticale ont été calculées, de même que les flux de sédiments en suspension (flux = vitesse * concentration).

Dans le but de caractériser l'effet potentiel de la suppression des récifs d'huître sur les courants (à proximité de l'ADCP), les données de vitesse moyenne sur la verticale et de flux de sédiments en suspension ont ensuite été moyennées sur différentes périodes de temps :

- période avant travaux (du 28/01/2020 au 11/02/2020),
- période après travaux (du 12/03/2020 au 30/12/2020),
- hiver (du 28/01/2020 au 21/03/2020 et du 21/12/2020 au 30/12/2020),
- printemps (du 21/03/2020 au 21/06/2020),
- été (du 21/06/2020 au 21/09/2020),
- automne (21/09/2020 au 21/12/2020).

En raison du fait que la période de mesure avant travaux est courte par rapport à la période après travaux (15 jours *versus* près de 9 mois), et afin de ne pas biaiser la comparaison entre ces deux périodes, seules les marées ayant des marnages semblables à celles enregistrées au cours de la période avant travaux ont été prise en compte pour le calcul de la période après travaux.

6.2. Résultats

6.2.1. Évolution temporelle des coefficients d'atténuation lumineuse

La figure 32 présente les séries temporelles de hauteur d'eau mesurées au marégraphe d'Eyrac, de vent (vitesse et direction), et des coefficients d'atténuation lumineuse calculés pour les six points de mesure.

Les valeurs des coefficients d'atténuation (Figure 32**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**b à 32g) semblent présenter une certaine cyclicité pouvant être reliée aux conditions de marée (cycle morte-eau/vive-eau). Cette cyclicité apparaît toutefois modulée par les conditions d'agitation (clapot), résultant des conditions de vent (vitesses et directions). Une analyse plus fine des séries temporelles de coefficient d'atténuation permet de remarquer que les pics d'atténuation n'interviennent généralement pas au cours des marées de vive-eau, mais quelques jours après, au début de la période de déchet (le déchet correspondant à la transition entre vive-eau et morte-eau). Une tendance similaire peut être observée en ce qui concerne les coups de vent : le maximum d'atténuation intervient généralement dans les jours qui suivent le coup de vent.

Enfin, certains pics d'atténuation semblent intervenir pendant ou consécutivement à des phases de travaux. Il apparaît toutefois difficile d'attribuer ces pics au seul effet des travaux, d'une part parce qu'ils sont généralement réalisés en période de vive-eau, et d'autre part parce que, comme indiqué plus haut, les travaux ont été réalisés en majorité durant des périodes tempétueuses. D'autres résultats permettant de documenter l'effet des tempêtes et des travaux sur les concentrations en sédiments en suspension sont présentés en Annexe 2.

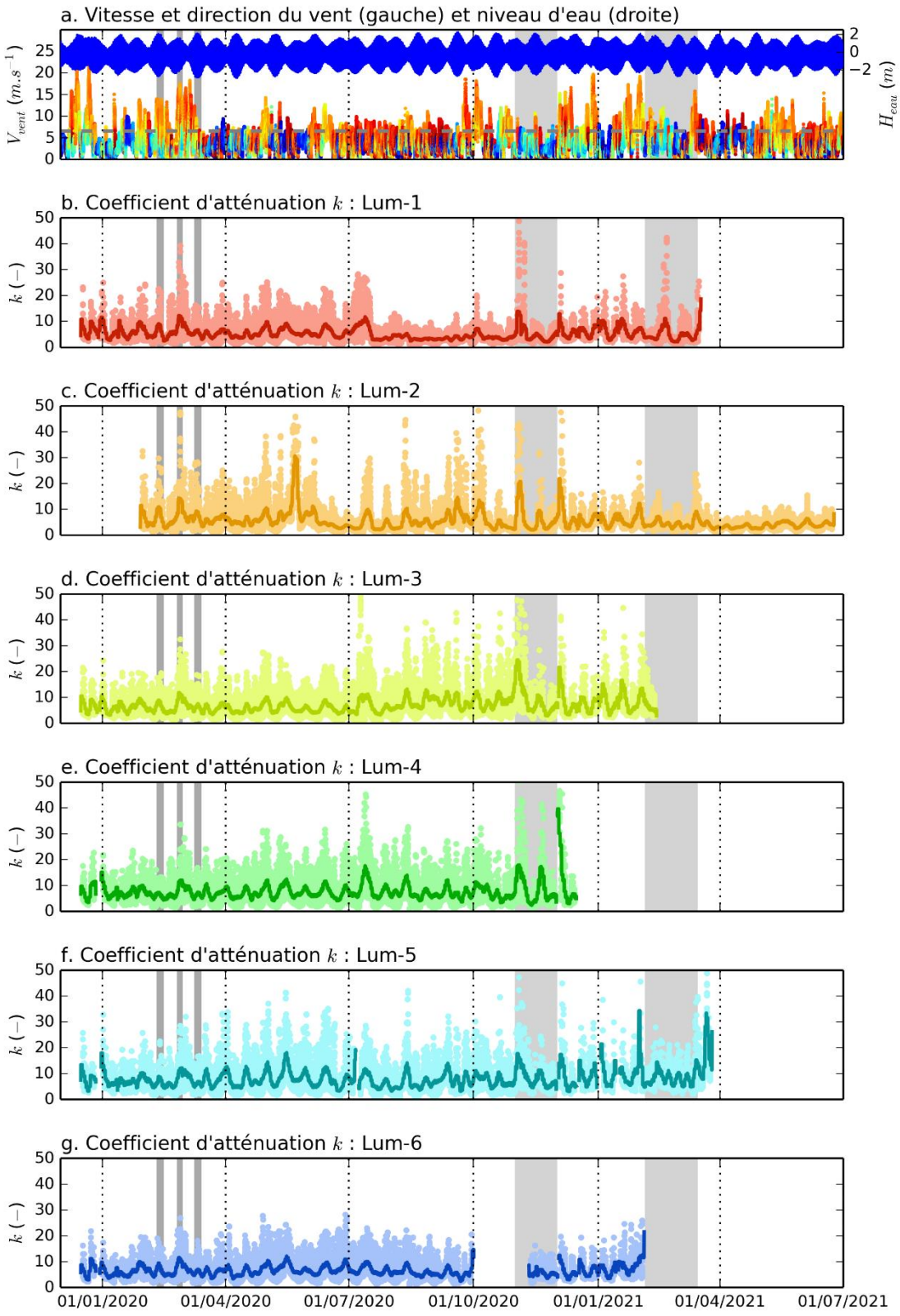

Figure 32 : Séries temporelles (a) de vitesse et direction du vent (données station Météo France du Cap Ferret) et de hauteur d'eau (Prédiction SHOM au marégraphe d'Eyrac), des coefficients d'atténuation estimés pour les six points de mesure (b à g). Pour (b) à (g), les points correspondent aux mesures instantanées tandis que la ligne plus épaisse correspond à une moyenne glissante sur une fenêtre de 48 h. Les rectangles gris correspondent aux périodes de travaux.

6.2.2. Évolution temporelle de la turbidité

La figure 33 présente les séries temporelles de hauteur d'eau mesurée au marégraphe d'Eyrac, de vent (vitesse et direction) et de turbidité mesurée pour les quatre points de mesure.

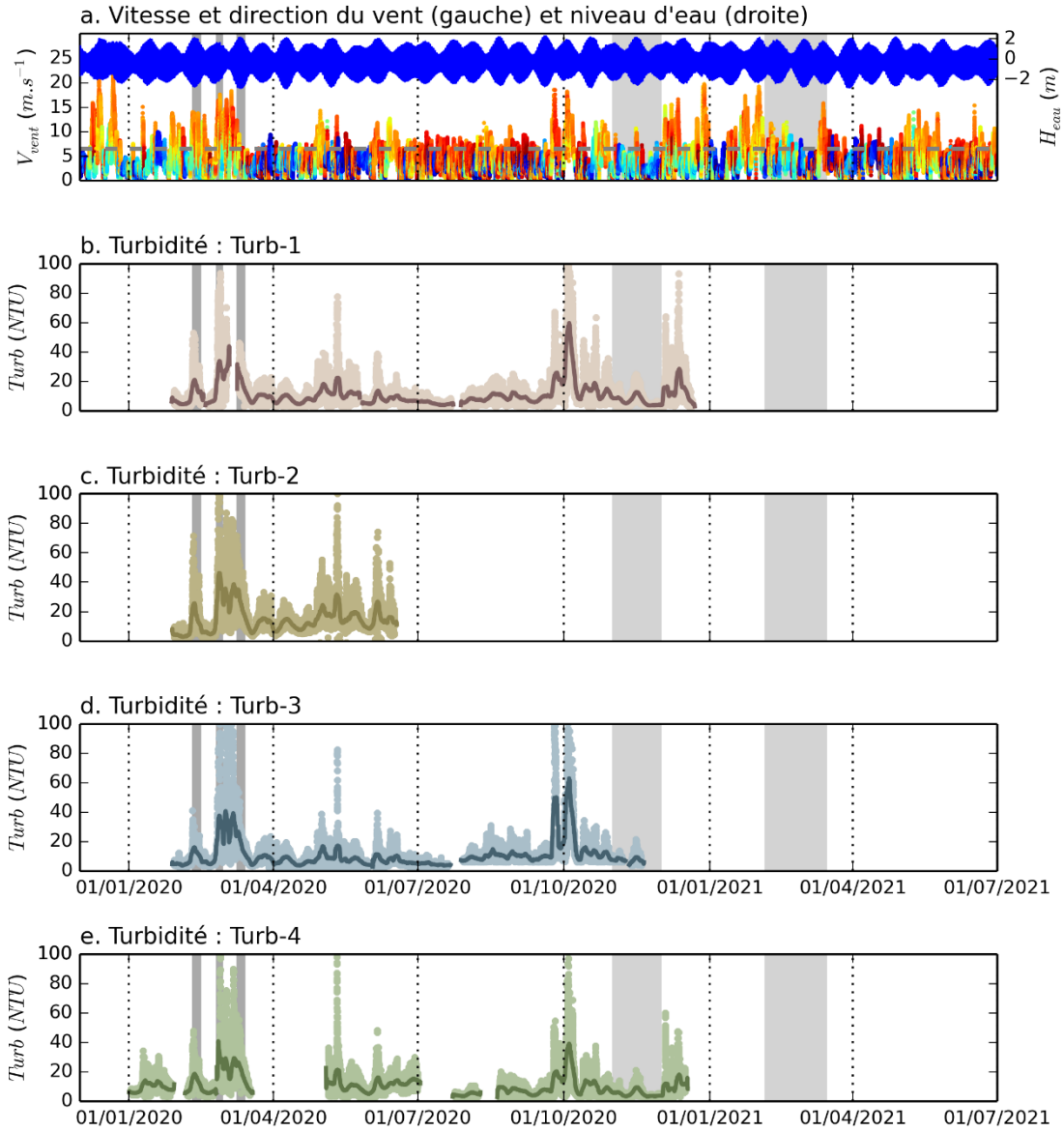

Figure 33 : Séries temporelles (a) de vitesse et direction du vent (données station Météo France du Cap Ferret) et de hauteur d'eau (Prédiction SHOM au marégraphe d'Eyrac) et de turbidité pour les quatre points de mesure (b à e). Pour (b) à (e), les points correspondent aux mesures instantanées tandis que la ligne plus épaisse correspond à une moyenne glissante sur une fenêtre de 48 h. Les rectangles gris correspondent aux périodes de travaux.

Tout comme pour les coefficients d'atténuation lumineuse, les séries temporelles de turbidité présentent une certaine cyclicité pouvant être reliées aux conditions de marée (cycle morte-eau/vive-eau), et des pics associés aux conditions d'agitation (clapot), résultant des conditions de vent (vitesses et directions). Cependant, la cyclicité liée aux cycles morte-eau/vive-eau présente une amplitude plus faible que celle obtenue pour les coefficients d'atténuation, tandis que les pics de turbidité liés aux conditions d'agitation semblent présenter une amplitude plus importante que celle obtenue pour les coefficients d'atténuation.

6.2.3. Évolution temporelle des anomalies d'atténuation lumineuse

La figure 34 présente les séries temporelles de hauteur d'eau mesurée au marégraphe d'Eyrac, de vent (vitesse et direction), et des anomalies d'atténuation lumineuse calculés pour les cinq points de mesure par rapport au point Lum-5.

Ces figurent montrent que les anomalies calculées durant les phases de travaux (réalisées en période tempétueuse) ne sont pas parmi les plus fortes. Ceci tend à indiquer que les effets des tempêtes sur l'atténuation lumineuse sont du même ordre de grandeur, voire supérieurs, aux effets des travaux, pour les points de suivi des conditions lumineuses.

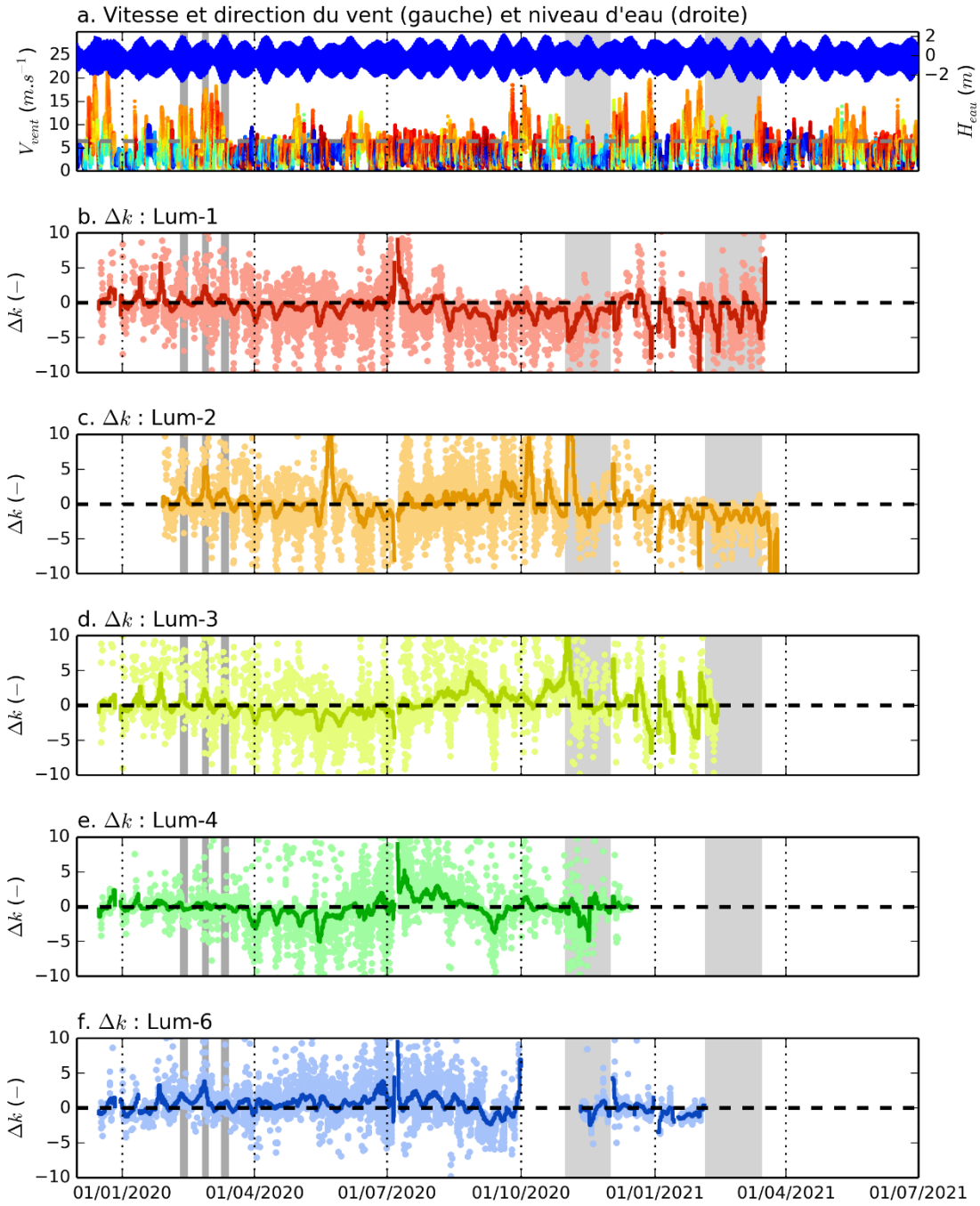

Figure 34 : Séries temporelles (a) de vitesse et direction du vent (données station Météo France du Cap Ferret), (b) de hauteur d'eau (Prédiction SHOM au marégraphe d'Eyrac), et des anomalies d'atténuation lumineuse estimées pour les différents points de mesure par rapport au point Lum-5 (b à f). Pour (b à f), les points correspondent aux mesures instantanées tandis que la ligne plus épaisse correspond à la moyenne glissante (fenêtre de 48 h). Les rectangles gris correspondent aux périodes de travaux.

6.2.4. Évolution temporelle des anomalies de turbidité

La Figure 35 présente les séries temporelles de hauteur d'eau mesurée au marégraphe d'Eyrac, de vent (vitesse et direction), et des anomalies de turbidité calculés pour les trois points de mesure par rapport au point Turb-3.

Tout comme pour les anomalies d'atténuation lumineuse, ces figures montrent que les anomalies de turbidité durant les phases de travaux (réalisées en périodes tempétueuses) ne sont pas parmi les plus fortes. Ceci tend à indiquer que les effets des tempêtes sur l'atténuation lumineuse sont du même ordre de grandeur, voire supérieurs, aux effets des travaux, pour les points de suivis de la turbidité.

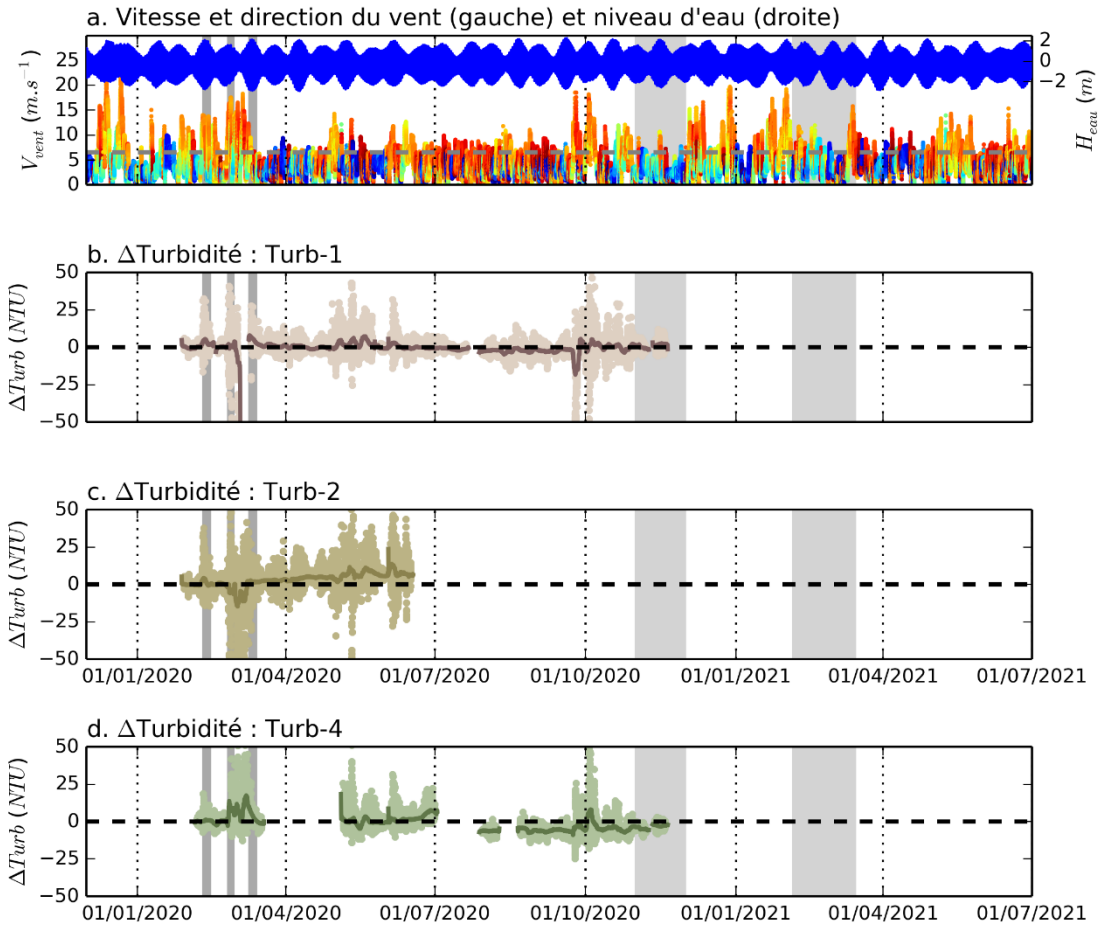

Figure 35 : Séries temporelles (a) de vitesse et direction du vent (données station Météo France du Cap Ferret), (b) de hauteur d'eau (Prédiction SHOM au marégraphe d'Eyrac), et des anomalies de turbidité estimées pour les différents points de mesure par rapport au point Turb-3 (b à d). Pour (b à d), les points correspondent aux mesures instantanées tandis que la ligne plus épaisse correspond à la moyenne glissante (fenêtre de 48 h). Les rectangles gris correspondent aux périodes de travaux.

6.2.5. Évolution de la distribution des anomalies d'atténuation lumineuse

La figure 36 présente la distribution des anomalies d'atténuation lumineuse, avant, pendant et après les travaux.

On peut remarquer que pour les capteurs Lum-3, Lum-4, le pic de distribution des valeurs n'évolue pas sensiblement au cours du temps. Ceci indique que les travaux n'auraient pas d'impact sur l'atténuation lumineuse pour ces points de mesure. Il apparaît également que ces points de mesure sont toujours moins turbides que le point de référence.

En ce qui concerne les capteurs Lum-1, Lum-2 et Lum-6, on peut remarquer un déplacement vers des valeurs plus fortes du pic de distribution entre la période précédant les travaux, la période de travaux et le mois suivant la fin des travaux. Cette évolution reflète probablement un effet des travaux sur ces points.

Néanmoins, on remarque que la distribution des pics sur ces points plus d'un mois après la fin des travaux est relativement similaire à celle observée avant le début des travaux, indiquant l'aspect transitoire de cet impact.

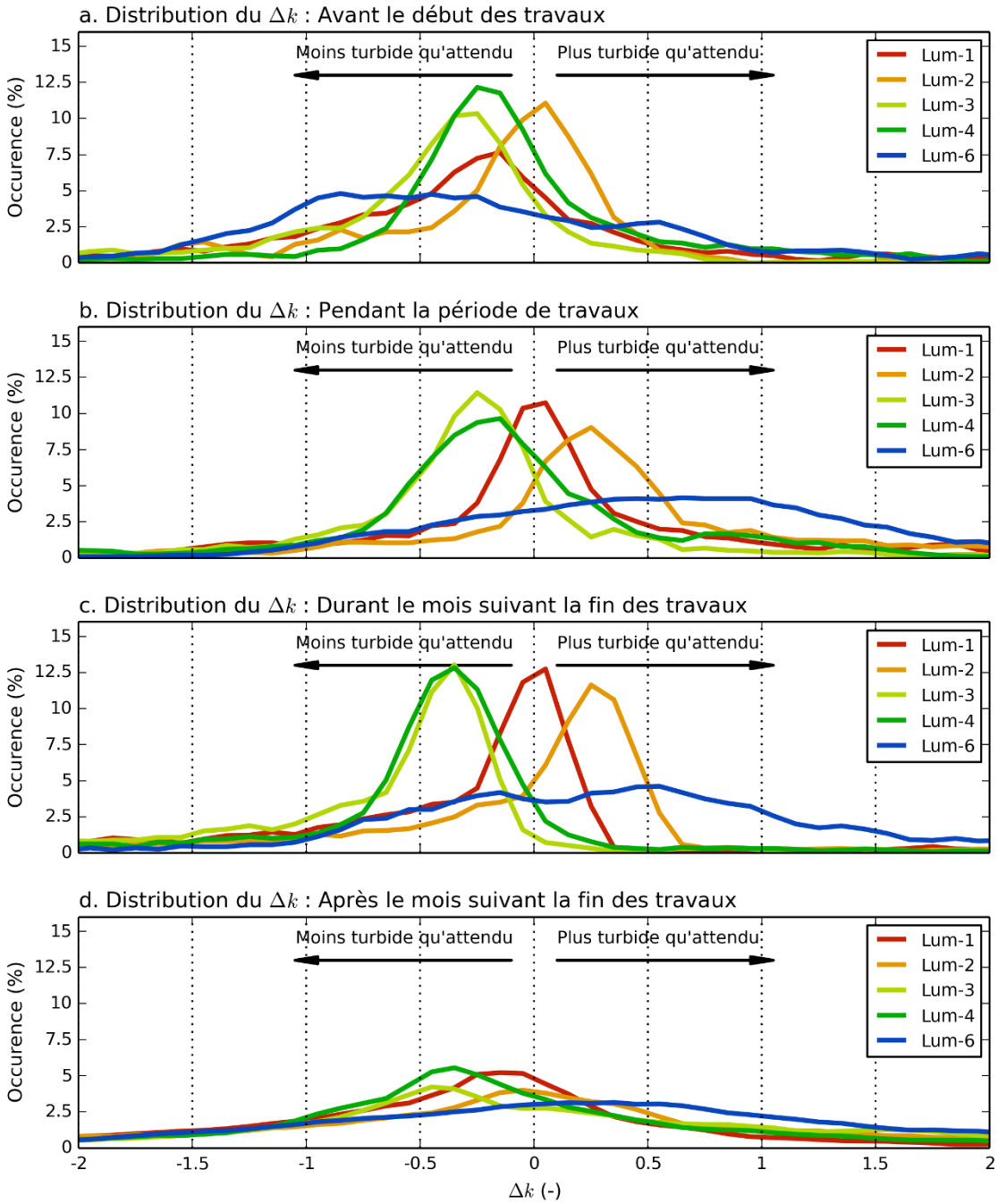

Figure 36 : Distribution de l'anomalie du coefficient d'atténuation (k) pour les 5 points de mesure par rapport au point Lum-5 : avant (a), pendant (b), durant le mois suivant la fin des travaux (c) et (d) pour la suite de la série de données.

6.2.6. Effets des travaux sur les courants et les flux sédimentaires

La Figure 37 présente une vue détaillée de la zone d'étude, avant/après travaux, des friches ostréicoles, des herbiers de zostères et de la localisation du courantomètre ADCP. On y observe, la forte modification du substrat consécutive au retrait des friches ostréicoles dans la zone de travaux entre 2018 (Figure 37a) et 2020 (Figure 37b).

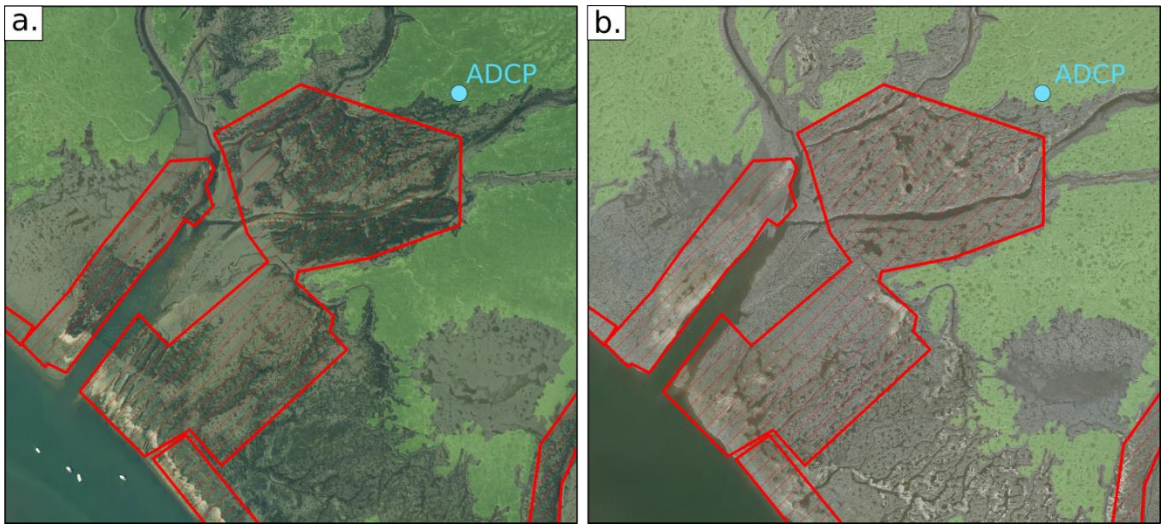

Figure 37 : Localisation des travaux (polygones rouges), du courantomètre ADCP (point bleu) et des herbiers de zostères (polygones verts), (a) vue de 2018 avant travaux et (b) vue de 2020 après travaux. Les fonds de cartes correspondent aux orthophotographies acquises par le SIBA en 2018 (a) et 2020 (b).

La figure 38 présente les vitesses moyennes de courant calculées pour les différentes périodes décrites précédemment, en termes d'ellipses de marée[2] (a) et de vitesse absolue (b).

En ce qui concerne les ellipses de marée (Figure 38a), on peut tout d'abord remarquer que, dans l'ensemble, durant le flot les courants sont dirigés vers le nord-est, alors qu'ils sont orientés vers l'ouest-sud-ouest durant le jusant. Avant la réalisation des travaux, pendant le flot, les courants passaient d'une orientation est (au début du flot) à une orientation nord-nord-est à la mi-marée ; après les travaux, l'orientation des courants durant la première heure du flot s'est modifiée, devenant nord-est à nord-nord-est. Au jusant, les courants étaient orientés sud-ouest avant les travaux alors qu'ils sont orientés ouest-sud-ouest après les travaux. Enfin, il apparaît que les directions des courants évoluent quelque peu en fonction des saisons, mettant en évidence l'effet du développement saisonnier des herbiers sur l'hydrodynamique locale.

On remarque que les vitesses durant le flot ont nettement augmenté suite aux travaux (Figure 38b). Avant les travaux, les vitesses de courant ne dépassaient le seuil de stress hydrodynamique, mis en évidence par Cognat (2019), que durant quelques minutes à la mi-flot, et ne le dépassaient que de quelques centimètres par seconde. Après les travaux, les vitesses au flot dépassent ce seuil durant plus de deux heures, avec des vitesses atteignant les 0,25 $cm.s^{-1}$, soit près de 1,6 fois la vitesse seuil.

Il apparaît cependant que les vitesses au jusant n'ont que très peu été modifiées suite aux travaux.

[2] L'ellipse de marée est une représentation de la direction des courants au cours d'un cycle de marée. La courbe représente l'évolution de l'extrémité des vecteurs d'origine (0,0) au cours du temps.

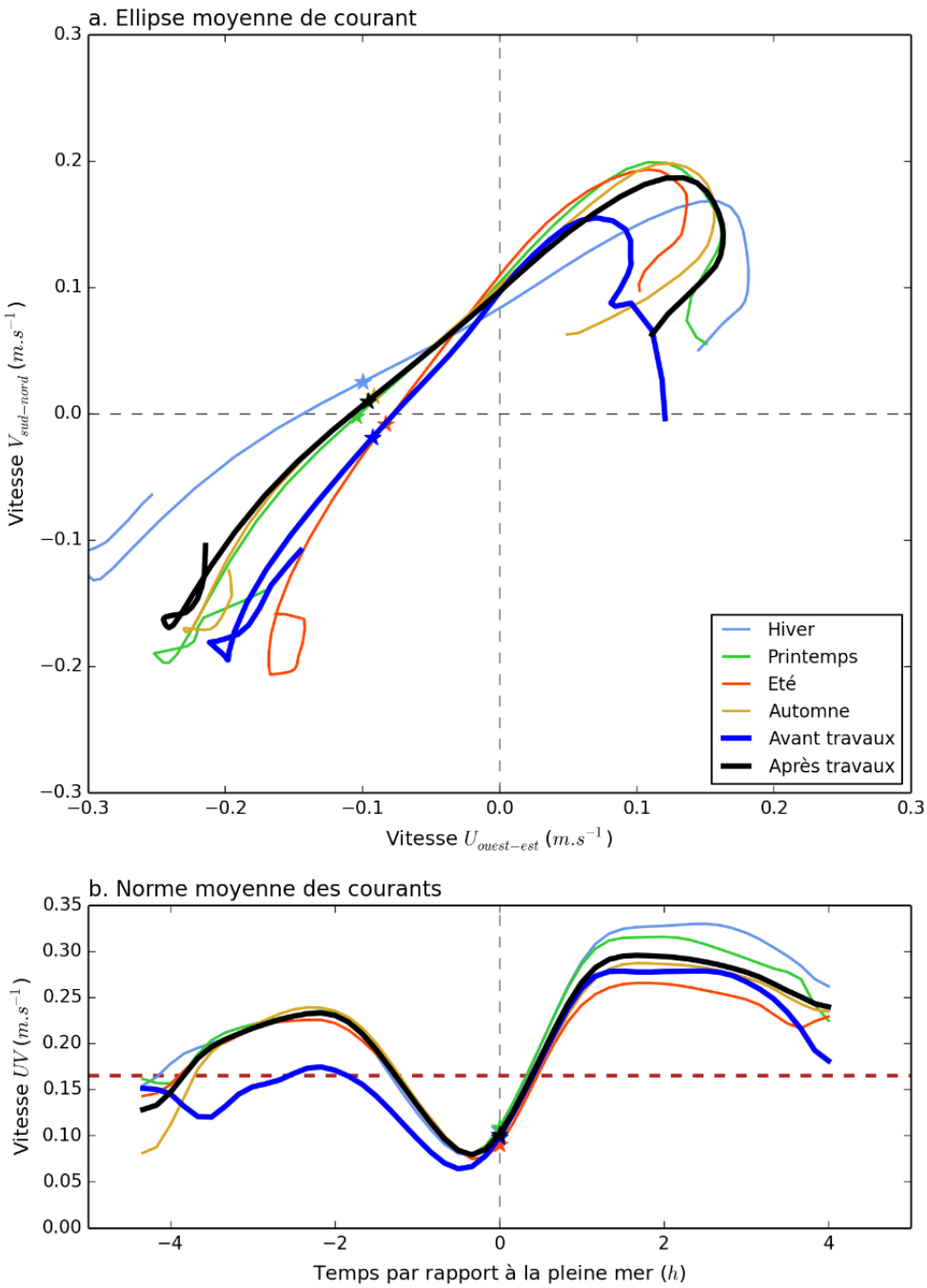

Figure 38 : Effet des travaux sur les vitesses moyennes de courants : (a) ellipses de marée et (b) vitesse absolue (norme). Les vitesses calculées pour les différentes saisons (relatives au stade de développement des herbiers) sont également présentées à titre indicatif. En (b) la ligne en pointillés rouge correspond à la vitesse de courant à partir de laquelle les zostères sont soumises à un stress hydrodynamique (Cognat, 2019).

Ces résultats confirment que la suppression des friches ostréicoles (et de leur effet d'obstacles aux courants) dans la zone a modifié significativement les conditions hydrodynamiques dans les herbiers alentours. Il est toutefois impossible de déterminer pour l'instant les répercussions que vont avoir ces modifications des conditions hydrodynamiques sur les herbiers de zostères contigus à la zone de travaux.

La figure 39 présente les flux de sédiments en suspension calculés pour les différentes périodes décrites précédemment, en termes d'ellipses de marée (Figure 39a) et de flux absolu (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.** 39b).

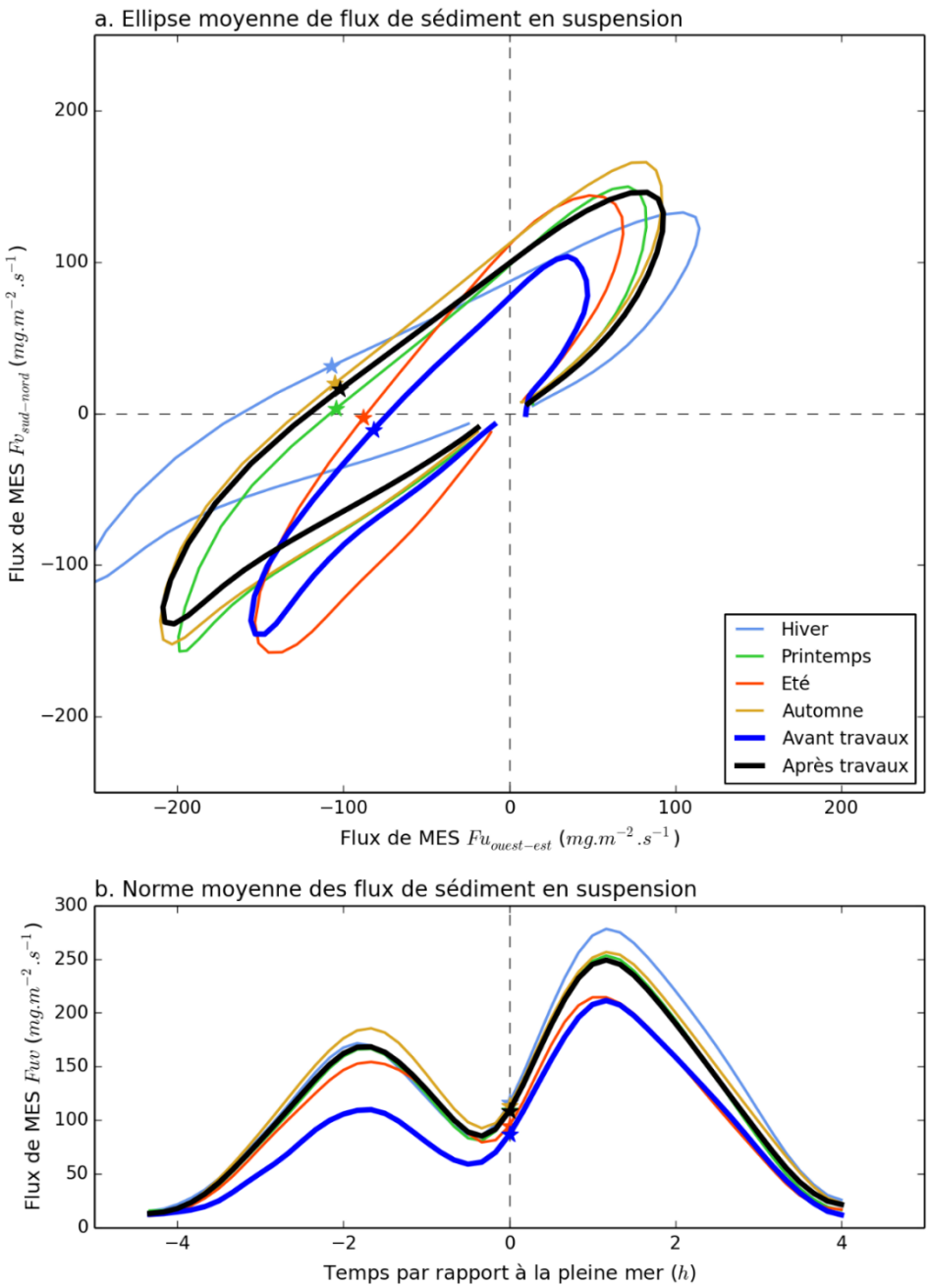

Figure 11 : Effet des travaux sur les flux de sédiments en suspension : (a) ellipses de marée et (b) flux absolu (norme). Les flux calculés pour les différentes saisons (relatives au stade de développement des herbiers) sont également présentés à titre indicatif.

En ce qui concerne les ellipses de marée pour les flux sédimentaires, on remarque tout d'abord que les directions des flux ont une orientation générale similaire à celle des courants. Il apparaît cependant que contrairement aux courants, la direction des flux durant le flot n'a pas été modifiée par les travaux.

En ce qui concerne les flux absolus, on remarque un effet des travaux, se traduisant par une augmentation des flux sédimentaires, tant au flot qu'au jusant. Il est cependant difficile d'estimer l'impact que pourrait avoir cette modification de la dynamique sédimentaire dans le secteur.

7. Evolution des zones réhabilitées

Les zostères naines sont connues pour présenter un important potentiel de recolonisation, et ce, dès que les conditions environnementales sont favorables. Outre le fait que la recolonisation naturelle des espaces réhabilités puisse être fortement limitée en raison de l'augmentation de l'énergie hydrodynamique liée à la réhabilitation, la nature du substrat au niveau des zones réhabilitées semble également déterminante. En effet, dans les zones réhabilitées, le substrat se présente souvent sous la forme d'un enchevêtrement de coquilles d'huîtres entre lesquelles il semble difficile que des graines de zostères puissent germer et donner naissance à de nouveaux patchs d'herbiers (Figure 40a). Le SIBA a également réalisé des tests de broyage de ces tapis de coquilles à l'aide d'un broyeur forestier dans le but de réduire la taille des débris de coquille. Dans ce cas, le substrat semble sensiblement plus propice à l'implantation de nouveaux patchs d'herbiers (40b). De plus, il est probable que le broyage réduise le risque de sur-captage de naissain d'huître, ce qui pourrait favoriser la recolonisation par les herbiers de zostères.

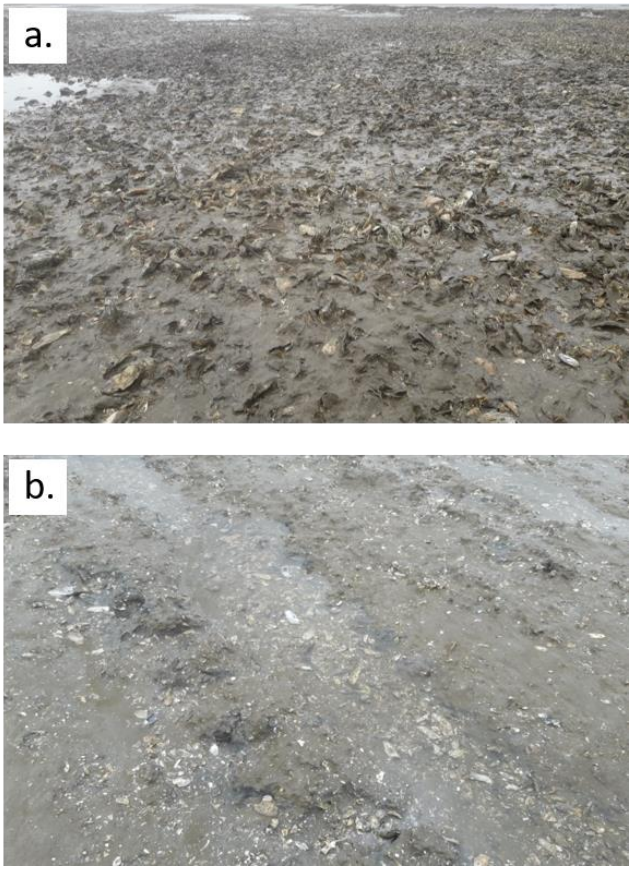

Figure 12 : Illustration de la nature du substrat après travaux de réhabilitation (a) sans opération de broyage et (b) après opération de broyage.

L'image drone acquise en 2022 a été utilisée dans le but d'obtenir une cartographie des récifs d'huîtres naturels et des bancs de coquilles demeurants sur le secteur après les trois phases de travaux (Figure 41).

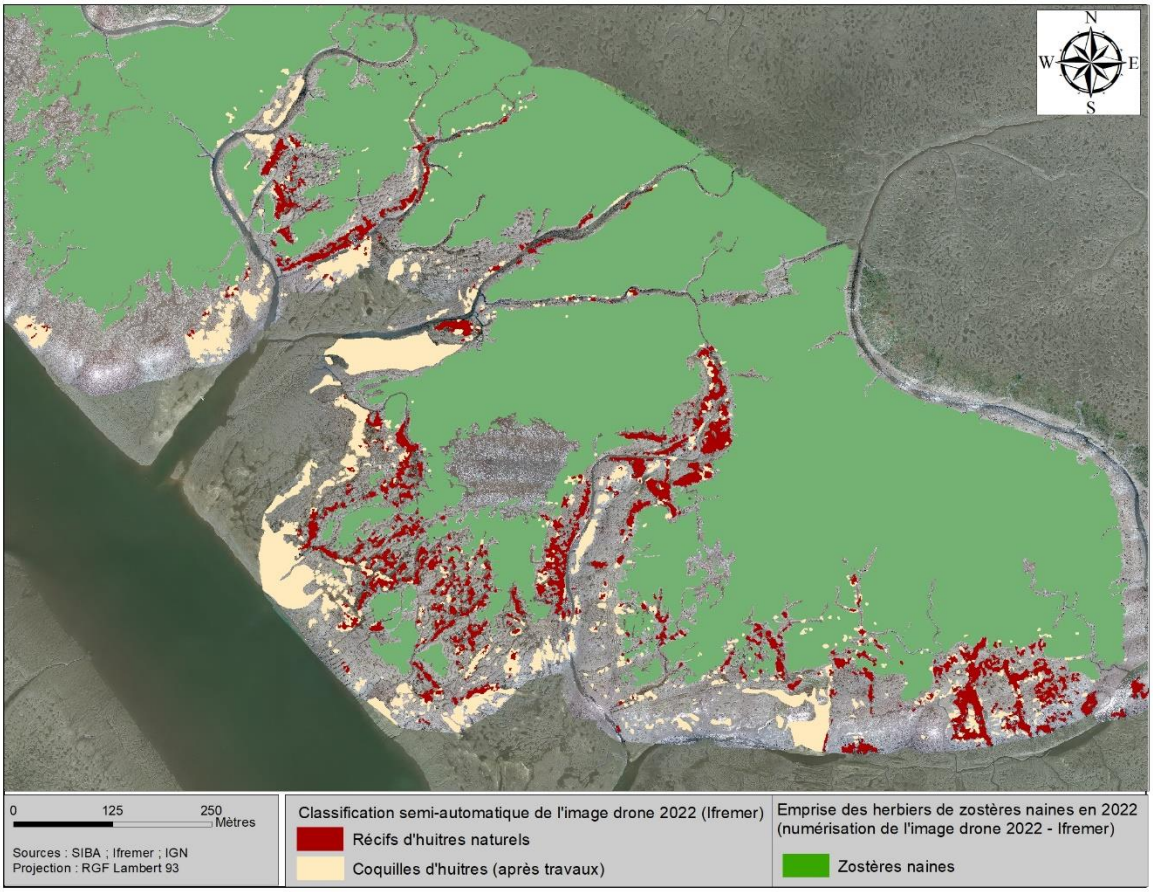

Figure 41 : Carte de l'emprise des herbiers, des récifs d'huîtres naturels et des bancs de coquilles à l'été 2022.

En ce qui concerne les récifs d'huîtres naturels, compte tenu de leur présence majoritaire à proximité immédiates des herbiers cartographiés dans le secteur, voire de leur intrication dans des patchs d'herbiers, il ne semble pas pertinent de tenter une quelconque action de réhabilitation. En effet, il est très probable que **les effets négatifs** (supression du rôle d'obstacle aux courants) pour les herbiers d'une action de réhabilitation **seraient sensiblement supérieurs aux effets positifs** (augmentation des surfaces colonisables).

En ce qui concerne les bancs de coquilles d'huitres, compte tenu du fait qu'ils ne forment pas de surépaisseur importante par rapport à la topographie environnante, leur rôle d'atténuation des courants peut être considéré comme négligeable. Le broyage des coquilles constituant ces bancs n'aurait donc pas d'effets négatifs sur les herbiers. Au contraire, comme indiqué ci-avant, il permettrait d'aboutir à un substrat sensiblement plus favorable à une ré-implantation potentielle des herbiers qu'en l'état actuel. Il conviendrait cependant, d'effectuer leur broyage uniquement sur les bancs les plus étendus et ne se trouvant pas au sein d'herbiers (détourage bleu, figure 42).

En 2023, nous n'observons pas d'évolution de l'étendue des bancs de coquilles d'huitres.

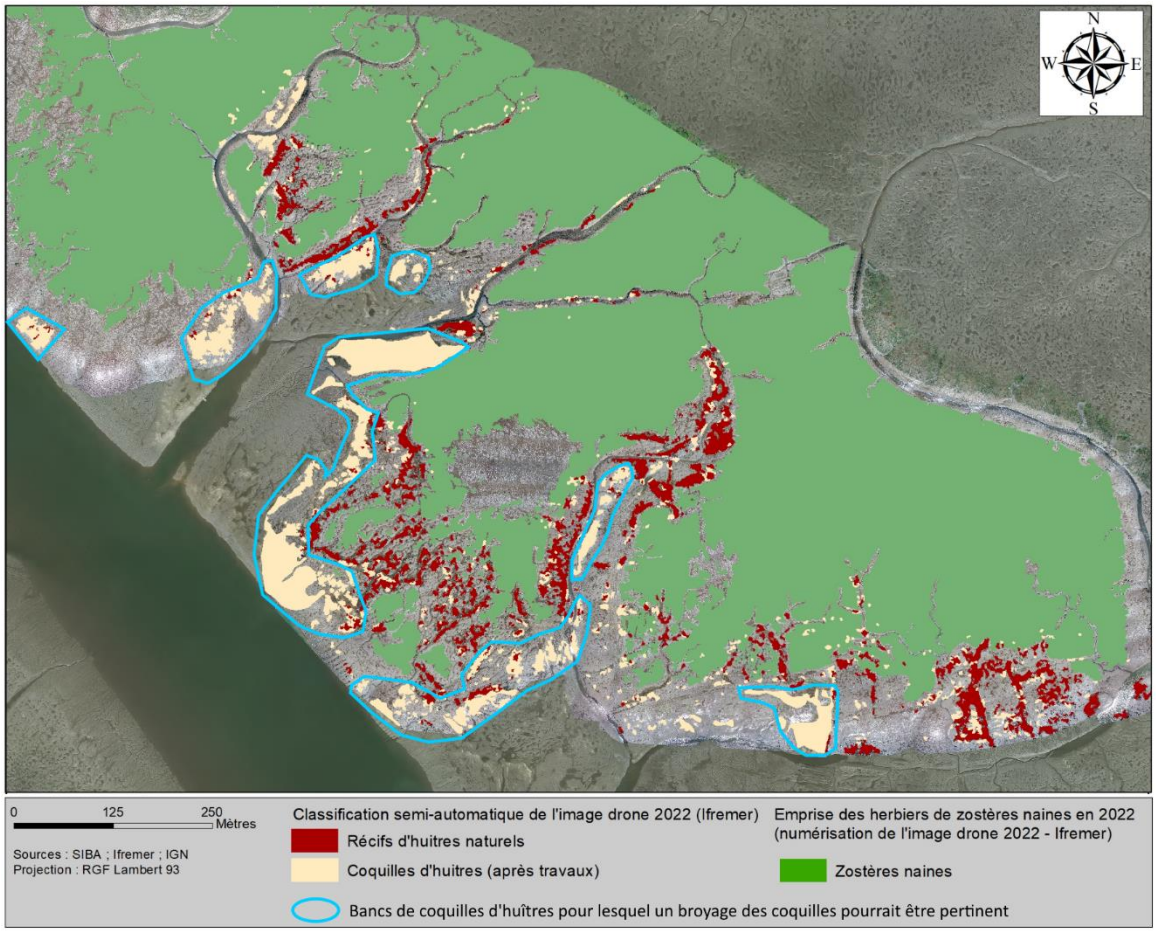

Figure 13 : Carte de l'emprise des herbiers, des récifs d'huîtres naturels et des bancs de coquilles à l'été 2022 et délimitation des bancs de coquilles d'huîtres pour lesquels une action de broyage pourrait s'avérer pertinente.

La figure 43 présente la nature des habitats benthiques issue du traitement des images drone réalisées en 2024 sur l'ensemble du secteur réhabilité (40 ha environ).

L'analyse des données 2022, 2023 et 2024 ne montre aucune évolution importante des récifs d'huitres naturels n'ayant pas été remaniés lors des opérations de réhabilitation. Concernant les bancs de coquilles demeurant après travaux (Figures 40 et 41), une analyse spatiale a été réalisée en 2024 sur les mêmes emprises géographiques qu'en 2022. Il en résulte que sur les 4,35 ha cartographiés en 2022 comme des bancs de coquilles, 18 % sont classés comme des récifs d'huitres en 2024 comme le montre les différents zooms de la figure 43.

Cette évolution a été confirmée visuellement sur l'estran (Figure 44) avec du captage récent d'huitres sur les coquilles demeurant après travaux. En 2024, seule année ou l'ensemble de la zone de réhabilitation a été survolée, 10,9 ha des 40 ha réhabilités présentent des bancs de coquilles d'huitres, qui constituent un substrat favorable au captage de naissain, pouvant aboutir à la formation de futurs récifs d'huitres. En effet, sur ces 10,9 ha de bancs de coquilles, 2,7 ha (soit près de 25 %) sont d'ores et déjà des récifs d'huîtres en cours de formation.

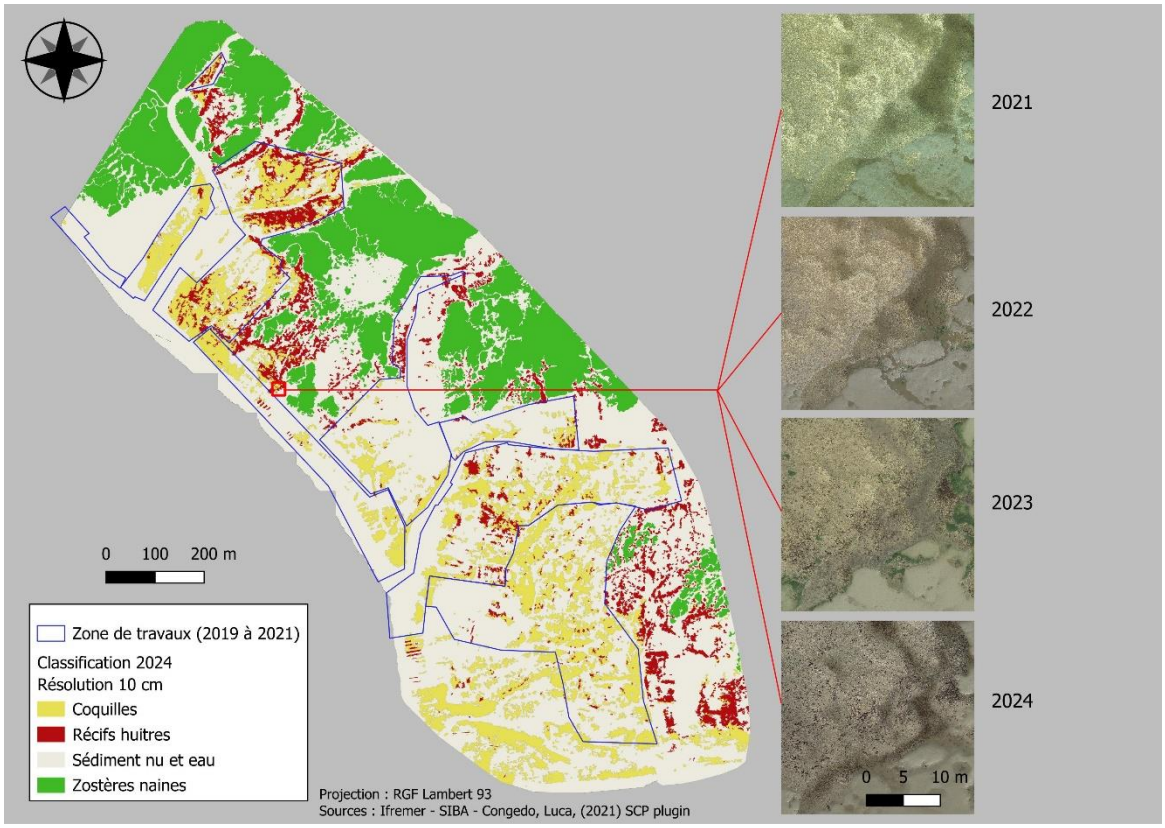

Figure 43 : Carte de l'emprise des herbiers, des récifs d'huîtres naturels et des bancs de coquilles à l'été 2024 avec un zoom sur l'évolution d'un banc de coquilles d'huitres entre 2021 et 2024.

Figure 43 : Illustration du captage récent d'huitres sur les bancs de coquilles en 2024.

Il apparaît ainsi que la réhabilitation des friches ostréicoles, plutôt que de fournir un substrat favorable à la recolonisation par les herbiers, génère des conditions favorables à la création de nouveaux récifs d'huîtres.

8. Conclusions

Les différentes observations réalisées **avant** et **après travaux** sur la zone de **Bourrut** permettent d'aboutir aux conclusions suivantes :

- La comparaison des données acquises entre 2019 et 2023 permet de mettre en évidence une faible évolution globale de l'emprise des herbiers (progression de 0,7 %).
- Après les travaux de réhabilitation un recul des bordures d'herbiers situées majoritairement au sud-ouest de la zone et au voisinage direct des zones de travaux a été observé, tandis que la limite des herbiers plus éloignée des zones réhabilitées ne semble pas avoir beaucoup évolué. Sur la période récente un retour progressif des herbiers à leur limite d'avant travaux a été mis en évidence.
- Pour les deux grilles (**témoin** et **impactée**), le recouvrement a augmenté entre 2019, 2020 et 2021 (absence de données en 2019 pour la grille témoin).
- Pour les deux grilles (**témoin** et **impactée**), on observe un envasement progressif des sédiments.
- La transparence de l'eau au niveau de 3 des 6 capteurs déployés a diminué pendant et jusqu'à un mois après la fin des travaux, puis est revenue à la « normale ».
- La comparaison des vitesses de courants dans les herbiers (à proximité immédiate des travaux) avant et après travaux, permet de mettre en évidence une augmentation significative au cours du flot, ces vitesses (atteignant 0,25 $m.s^{-1}$) dépassant désormais le seuil de stress hydrodynamique (de 0,16 $m.s^{-1}$, Cognat, 2019) pendant un temps plus long au cours de la marée.
- Aucune recolonisation, par les zostères, des zones réhabilitées n'a été observée.
- En 2024, près de 25 % des bancs de coquilles d'huîtres non broyées induits par les travaux sont de nouveaux récifs d'huîtres en raison du captage accrus sur les coquilles.

Trois ans et demi après la fin de la troisième phase de travaux sur le secteur de Bourrut, les résultats obtenus **semblent seulement mettre en évidence un effet négatif des travaux sur l'emprise des herbiers situés à proximité immédiate des zones remaniées**. Il est peu probable que cette évolution soit liée à un manque de lumière (induit par de la remise en suspension) puisque l'effet des travaux sur ce paramètre a été localisé et de courte durée. **Cette régression peut par contre être mise en relation avec une augmentation des courants telles que mesurée au nord de la zone.** Enfin, dans certaines zones où les herbiers étaient intriqués dans les friches, un impact direct des travaux est probable.

En ce qui concerne l'évolution des zones réhabilitées :

- À l'heure actuelle, il semble que l'augmentation de l'énergie hydrodynamique liée à la réhabilitation puisse limiter fortement la recolonisation naturelle par les zostères des espaces réhabilités.

- D'un point de vue de la nature du substrat post-réhabilitation, il semblerait que le broyage des coquilles d'huîtres restant à la surface sédimentaire tende à conduire à un substrat où la recolonisation des zostères serait facilitée par comparaison au substrat lorsqu'aucune opération de broyage n'a été effectuée.

- Enfin, il apparaît que lorsque les coquilles restant à la surface après les travaux ne sont pas broyées, de nouveaux récifs d'huîtres se forment rapidement sur ces dernières.

9. Références bibliographiques

Auby I., Oger-Jeanneret H., Gouillieux B., Grall J., Janson A.-L., Maguer M., Rigouin L., Rollet C., Sauriau P.-G., Trut G. (2018). Protocoles de suivi stationnel des herbiers à zostères pour la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). *Zostera marina - Zostera noltei*. Rapport Ifremer/ODE/UL/LER/AR/18.017. https://archimer.ifremer.fr/doc/00471/58250/

Blott S.J., Pye K. (2001). Gradistat : a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. Earth Surface Processes and Landforms, 26: 1237-1248. http://www.geo.mtu.edu/~raman/Ashfall/Syllabus/Entries/2009/6/21_GSD_files/GRADISTAT.pdf

Cognat M. (2019). Rôle des facteurs environnementaux et des interactions biomorphodynamiques sur l'évolution spatio-temporelle des herbiers de zostères dans une lagune mésotidale. Thèse de l'Université de Bordeaux, 305 pp.

Folk R.L., Ward W.C. (1957). Brazos River bar: a study in the significance of grain size parameters. Journal of Sedimentary Petrology 27:3–26.

Garcia A., Desroy N., Le Mao P., Miossec L. (2014). Protocole de suivi stationnel des macroinvertébrés benthiques de substrats meubles subtidaux et intertidaux dans le cadre de la DCE - Façades Manche et Atlantique - Rapport AQUAREF 2014. Rapport AQUAREF 2014. http://archimer.ifremer.fr/doc/00269/38067/

Kombiadou K., Ganthy F., Verney R, Plus M., Sottolichio A. (2014). Modelling the effects of *Zostera noltei* meadows on sediment dynamics: application to the Arcachon lagoon. Ocean Dynamics, 64:1499-1516.

Lazure P., Dumas F. (2008). An external-internal mode coupling for a 3D hydrodynamical model for applications at regional scale (MARS). Advances In Water Resources, 31(2), 233-250. https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2007.06.010

Le Hir P., Cayocca F., Waeles B. (2011). Dynamics of sand and mud mixtures: A multiprocess-based modelling strategy. Continental Shelf Research S135-S149.

10. Annexe 1

Bourrut témoin

t-test mardi, juin 28, 2022, 10:03:45

Data source: Data 1 in rec%_Bourrut_2019_2020_2021

Normality Test (Shapiro-Wilk) Failed (P < 0.050)

Test execution ended by user request, Rank Sum Test begun

Mann-Whitney Rank Sum Test mardi, juin 28, 2022, 10:03:45

Data source: Data 1 in rec%_Bourrut_2019_2020_2021

Group	N	Missing	Median	25%	75%
mediane Bourrut ref-2020	30	1	12.500	12.500	37.500
med bourrut ref 2021	30	1	62.500	12.500	87.500

Mann-Whitney U Statistic= 227.500

T = 662.500 n(small)= 29 n(big)= 29 (P = 0.002)

The difference in the median values between the two groups is greater than would be expected by chance; there is a statistically significant difference (P = 0.002)

Bourrut impactée

One Way Analysis of Variance mardi, juin 28, 2022, 10:59:48

Data source: Data 1 in rec%_Bourrut_2019_2020_2021

Normality Test (Shapiro-Wilk) Failed (P < 0.050)

Test execution ended by user request, ANOVA on Ranks begun

Kruskal-Wallis One Way Analysis of Variance on Ranks mardi, juin 28, 2022, 10:59:48

Data source: Data 1 in rec%_Bourrut_2019_2020_2021

Dependent Variable:

Group	N	Missing	Median	25%	75%
Bour-imp-19	30	1	12.500	12.500	37.500

Bour-imp-20	30	1	37.500	37.500	37.500
Bour-imp-21	30	0	62.500	62.500	87.500

H = 43.428 with 2 degrees of freedom. (P = <0.001)

The differences in the median values among the treatment groups are greater than would be expected by chance; there is a statistically significant difference (P = <0.001)

To isolate the group or groups that differ from the others use a multiple comparison procedure.

All Pairwise Multiple Comparison Procedures (Dunn's Method) :

Comparison	**Diff of Ranks**	**Q**	**P<0.05**
Bour-imp-21 vs Bour-imp-19	40.757	6.126	Yes
Bour-imp-21 vs Bour-imp-20	29.137	4.380	Yes
Bour-imp-20 vs Bour-imp-19	11.621	1.732	No

Note: The multiple comparisons on ranks do not include an adjustment for ties.

11. Annexe 2

La figure (A1) présente les vitesses et directions du vent mesurées au Cap Ferret (A1a), les vitesses des courants mesurées par l'ADCP (A1b) et les concentrations en matières en suspension estimées par l'ADCP (A1c), pour un cycle morte-eau vive-eau durant une période calme (vent relativement faible ne générant pas ou peu de vagues). On peut y voir clairement que les vitesses sont plus fortes au jusant qu'au flot et en vive-eau qu'en morte-eau. Les concentrations en matières en suspension sont plus fortes en vive-eau qu'en morte-eau, surtout à proximité du fond, en lien avec les vitesses de courant.

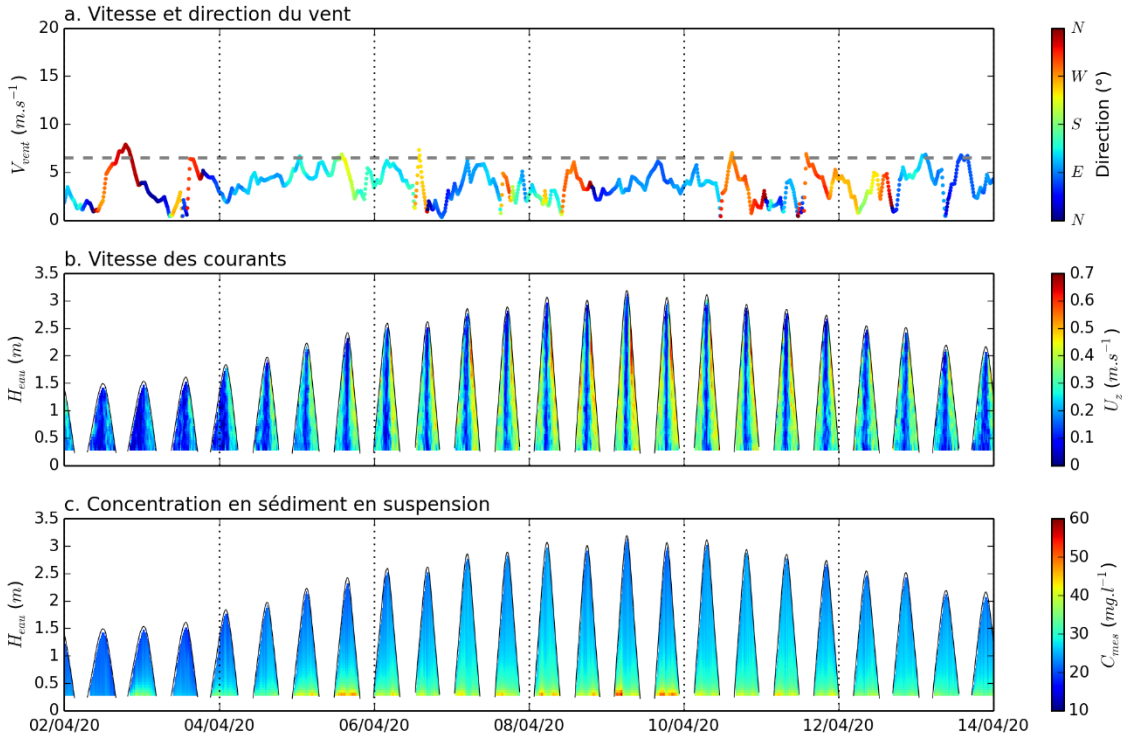

Figure A1 : Vitesses et directions du vent au Cap Ferret (a), vitesses de courant mesurées par l'ADCP (b) et concentrations en matières en suspension estimée par l'ADCP (c) durant un cycle morte-eau/vive-eau en période de vent faible.

La figure (A2) présente les vitesses et directions du vent mesurées au Cap Ferret (A2a), les vitesses des courants mesurées par l'ADCP (A2b) et les concentrations en matières en suspension estimées par l'ADCP (A2c), pour un cycle morte-eau vive-eau durant une période tempétueuse (vent relativement fort générant des vagues). Durant l'épisode de vent fort, on remarque que les vitesses de courant sont ici plus fortes au flot qu'au jusant (contrairement à ce qui est observé en l'absence de vent). Ceci s'explique par le fait que la direction du vent (ouest) est dans le même sens que les courants au flot et dans le sens inverse au jusant. On remarque également que les concentrations en sédiments en suspension sont particulièrement fortes à proximité du fond durant l'épisode de tempête, avec des valeurs atteignant les 60 mg.l^{-1}.

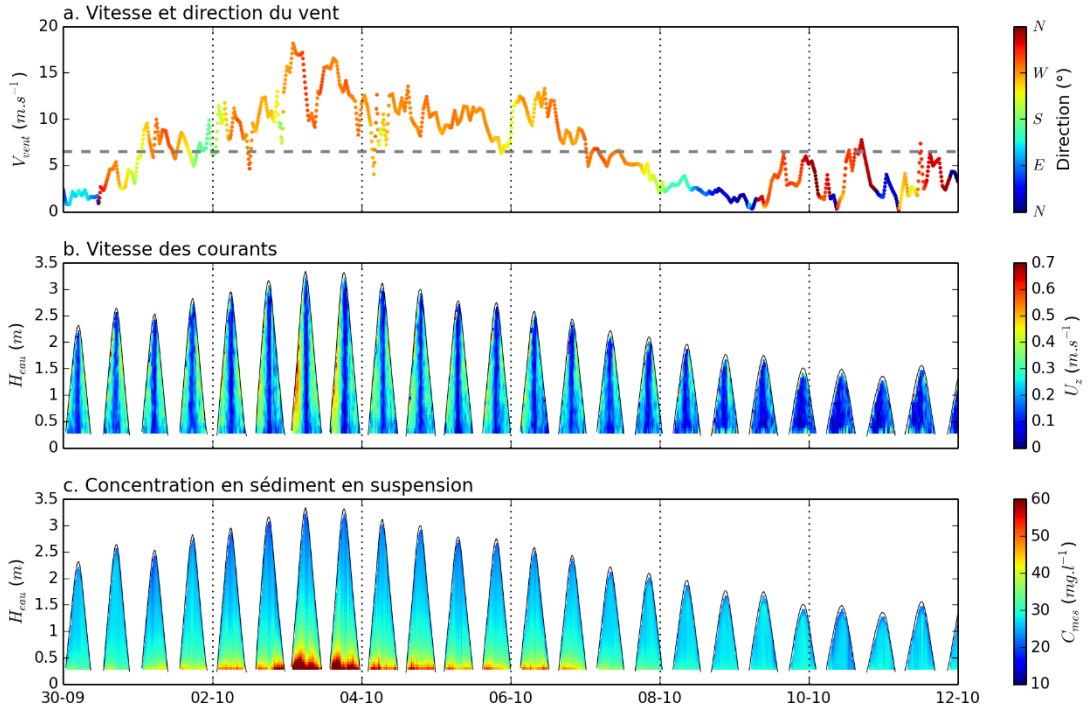

Figure A2 : Vitesses et directions du vent au Cap Ferret (a), vitesses de courant mesurées par l'ADCP (b) et concentrations en matières en suspension estimée par l'ADCP (c) durant un cycle morte-eau/vive-eau en période de vent relativement fort.

La figure (A3) présente les vitesses et directions du vent mesurées au Cap Ferret (A3a), les vitesses des courants mesurées par l'ADCP (A3b) et les concentrations en matières en suspension estimées par l'ADCP (A3c) pour un cycle morte-eau vive-eau durant la période de travaux, qui a également été une période tempétueuse (vent relativement fort générant des vagues). Tout comme dans la figure précédente, les vitesses de courant apparaissent plus fortes au flot qu'au jusant. En ce qui concerne les concentrations en matières en suspension, on peut remarquer que les fortes concentrations au fond interviennent aux moments où les vents sont les plus forts et que pour les deux marées au cours desquelles les vents ont été relativement faibles et que des travaux ont été effectués, les concentrations en sédiments en suspension demeurent relativement faibles. Ceci met en évidence qu'en termes de concentrations en suspension, l'effet des travaux est plus faible que celui de l'agitation par les vagues.

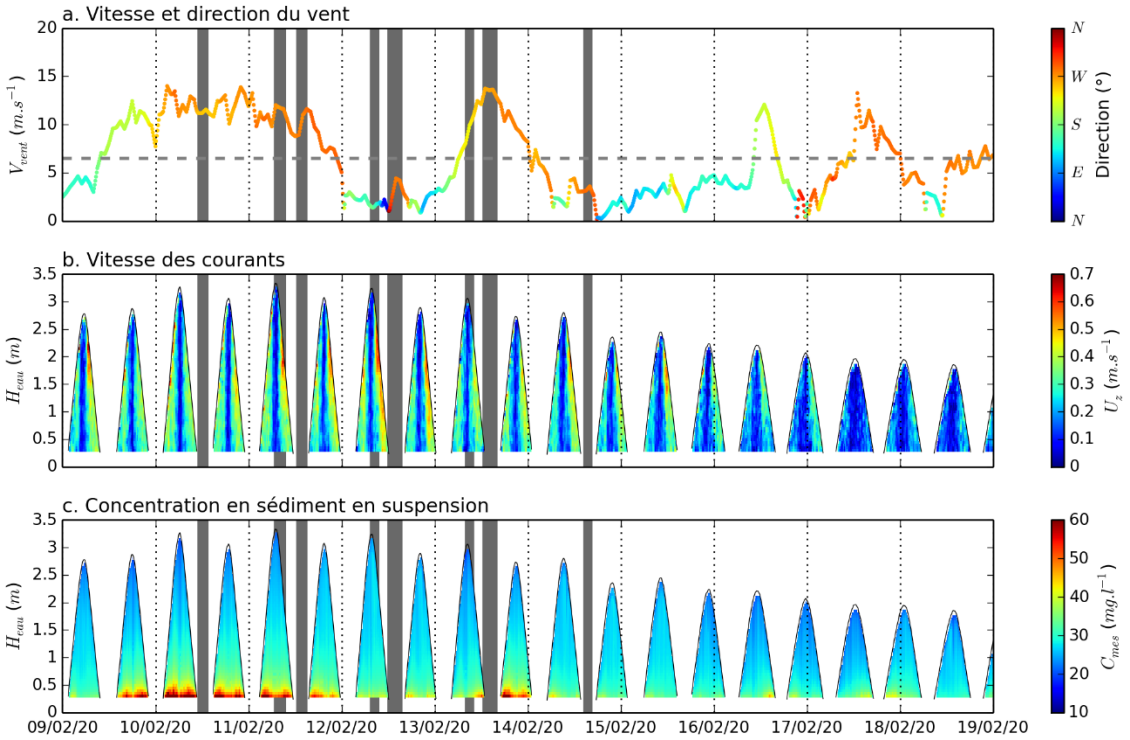

Figure A3 : Vitesses et directions du vent au Cap Ferret (a), vitesses de courant mesurées par l'ADCP (b) et concentrations en matières en suspension estimée par l'ADCP (c) durant un cycle morte-eau/vive-eau pendant la période de travaux. Les moments où les travaux ont été effectués sont matérialisés par les rectangles gris.